Calidad metrológica y dosimetría del radón Primera campaña nacional de intercomparación

Colección Documentos I+D 12.2004



		+	
-			
•			

Calidad metrológica y dosimetría del radón Primera campaña nacional de intercomparación



Calidad metrológica y dosimetría del radón Primera campaña nacional de intercomparación

Autores: Artu Xav

Arturo Vargas Drechsler (UPC) Xavier Ortega Aramburu (UPC)

Coordinador: José Luis Martín Matarranz (CSN)

Colección Documentos I+D 12.2004



Colección: Documentos I + D Referencia: DID-12.04

© Copyright 2004. Consejo de Seguridad Nuclear

Publicado y distribuido por: Consejo de Seguridad Nuclear Justo Dorado, 11. 28040 - Madrid http://www.csn.es peticiones@csn.es

Maquetación: RGB Comunicación, S.L. Imprime: Fareso, S. A. Depósito legal: M. 11.463-2005

## Índice

Introducción	7
Características del radón y sus descendientes.	11
1. Introducción	12
2. Comportamiento del gas radón	12
3. Comportamiento de los descendientes del radón	15
4. Definiciones especiales, magnitudes y unidades	18
4.1. Energía potencial alfa	18
4.2. Concentración equivalente en equilibrio	19
4.3. Exposición	19
4.4. Factor de equilibrio y fracción libre	20
4.5. Distribución del tamaño de los descendientes del radón	21
5. Riesgo radiológico asociado a la inhalación de radón y descendientes	21
5.1. Introducción	21
5.2. Estudios epidemiológicos	22
5.3. Estudios dosimétricos	23
5.4. Resumen	26
6. Conclusiones	28
O' tama tama Uda da ta ang anton tén da na tén	21
Sistemas de medida de la concentración de radon	22
1. Introduccion	32
2. Descripcion de los sistemas de medida de radon en continuo	32
2.1. Deposicion electrostatica de iones de 2000 en un detector semiconductor	33
2.2. Camara de ionización	30
2.3. Gamara de Lucas o detector de centelleo (ZnS)	38
3. Descripción de los sistemas de medida integradores	38
3.1. Detector de carbón activo	39
3.2. Detectores de registro de trazas	43
3.3. Electretes	45
4. Descripción de los sistemas de medida de descendientes del radon	46
5. Aseguramiento de la calidad	40
6. Conclusiones	47
Cámara de radón	49
1. Introducción	50
2. Laboratorio de Estudios del Radón del INTE	51
3. Arquitectura de la cámara	51
4. Sistema de medida de referencia de la concentración de radón	51
5. Sistema de control de la concentración de radón	53
6. Sistema de control de las condiciones climáticas	54
7. Sistema de medida de la concentración de descendientes del radón	55
8. Sistema de medida y generación de partículas en aerosol	55
9. Resumen de las características de la cámara	56

Resultados de la intercomparación entre laboratorios españoles	57
1. Introducción	58
2. Laboratorios participantes y sistemas de medida	58
3. Logística de la campaña de intercomparación	59
4. Resultados	61
5. Conclusiones	67
Conclusiones y perspectivas futuras	69

# Introducción

El capítulo único del Título VII, del *Reglamento sobre protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes* se refiere a las exposiciones a fuentes naturales de radiación. Concretamente, en los artículos 62 y 63, en referencia a las exposiciones debidas a la inhalación de los descendientes del radón y del torón, señala que la autoridad competente, con el asesoramiento del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), requerirá a los titulares de las actividades laborales en las que existan fuentes naturales de radiación, que realicen los estudios necesarios a fin de determinar si existe un incremento significativo de la exposición de los trabajadores o de los miembros del público que no pueda despreciarse desde el punto de vista de la protección radiológica. Estas actividades laborales comprenden distintos lugares de trabajo tales como los establecimientos termales, cuevas, minas, lugares de trabajo subterráneos o no subterráneos en áreas identificadas.

Para la realización de los mencionados estudios es de interés disponer sistemas de medida que permitan llevar a cabo una correcta determinación de la exposición a las concentraciones de radón y torón en las distintas condiciones ambientales que se puedan presentar. Así pues, un primer paso a realizar consiste en la evaluación correcta de la respuesta de los sistemas de medida utilizados en las diversas condiciones ambientales de los lugares de trabajo. La experiencia adquirida en este campo indica que tanto los sistemas de medida integradores en el tiempo, utilizados en campañas de largo periodo de medida, como los sistemas de medida en continuo, utilizados en estudios de la evolución temporal del radón, muestran que su respuesta depende de las distintas condiciones ambientales del recinto tales como, temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, concentración de torón, fluctuaciones de la concentración de radón y, en menor medida, de la concentración de partículas en la atmósfera.

La implantación de los aspectos de calidad metrológica se ha llevado a cabo en diversos países europeos, siguiendo las recomendaciones del documento Radiation Protection 88, mediante la elaboración de documentos que sirven de guía para la acreditación de laboratorios de medida de la concentración de radón. Así, el National Radiological Protection Board (NRPB) dispone del documento NRPB-M1140 donde se establece el esquema de validación para laboratorios que realizan dichas medidas. Por su parte, la Environmental Protection Agency (EPA) ha publicado, entre otros, el documento "Protocolos para la medida de la concentración de radón y descendientes en interiores" (documento EPA 402-R-92-004).

En este contexto, el CSN, mediante un acuerdo con el Instituto de Técnicas Energéticas (INTE) de la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC), impulsó el proyecto Adaptación de la cámara de radón del INTE/UPC a la Norma ISO 13466 e intercomparación de sistemas de medida. Dicho proyecto, que se inició en diciembre de 2001 y tuvo una duración de 17 meses, ha alcanzado dos objetivos principales:

8

9

1) disponer en España de una cámara de referencia para los estudios de radón, mediante el acondicionamiento de las instalaciones ya existentes en el INTE, y 2) permitir a distintos grupos metrológicos nacionales participar en una evaluación preliminar comparativa de sus sistemas de medida del radón.

En este documento se presentan los distintos aspectos que deben considerarse en la metrología del radón relacionados con la estimación del riesgo asociado a su inhalación, la descripción de sistemas de medida de mayor extensión y la aportación que la cámara de radón del INTE ha realizado en la mejora de la calidad metrológica. Estos temas se han desarrollado en cinco capítulos.

En el capítulo 2 se efectúa una breve descripción del comportamiento del radón y sus descendientes, con el objetivo de conocer la influencia de los distintos parámetros medioambientales del campo metrológico del radón que son sensibles en la evaluación del riesgo radiológico ocasionado por la inhalación de los descendientes del radón.

En el capítulo 3 se describen los distintos sistemas de medida de la concentración de gas radón, y en particular, aquellos que están estrechamente relacionados con las campañas de medida del radón en lugares de trabajo y viviendas. Se analiza, así mismo, la influencia de las condiciones medioambientales que puedan afectar al resultado de la medida, y se describe el procedimiento básico de medida de las concentraciones en el recinto interior para los distintos tipos de detectores.

Las características y el funcionamiento de la cámara de radón del INTE se contemplan en el capítulo 4. En él se describen los sistemas utilizados en el control de las distintas variables ambientales que se miden en el interior de la cámara. En particular, se presta especial atención a la medida de la concentración de radón en el interior de la cámara, y se detalla la cadena de trazabilidad del valor de dicha concentración respecto al centro metrológico de referencia alemán Physikalisch Technische Bundesanstalt (PTB).

El proceso seguido para la realización de la primera intercomparación nacional de sistemas de medida de radón utilizados mayoritariamente por distintos laboratorios, así como los resultados y conclusiones, se presentan en el capítulo 5.

Finalmente, en el capítulo 6, se recogen las conclusiones y algunas consideraciones sobre las perspectivas en el ámbito de la calidad metrológica del radón en España.

### REFERENCIAS

Radiation Protection 88. European Commission. Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection. "Recommendations for the implementation for the Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning significant increase in exposure due to natural radiation sources". 1997.



Características del radón y sus descendientes

## 1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento de las características y del comportamiento del gas radón y de sus descendientes es de interés para poder establecer una serie de parámetros que permitan evaluar el resultado de las medidas que se llevan a cabo en el campo de la metrología del radón, desde una perspectiva del riesgo radiológico asociado. En este capítulo, además de describir el comportamiento del radón y de sus descendientes, se presentan los principales parámetros ambientales que influyen de forma significativa en la estimación del riesgo radiológico.

## 2. COMPORTAMIENTO DEL GAS RADÓN

El radón-222 (<sup>222</sup>Rn) es un gas noble radiactivo que pertenece a la cadena de desintegración natural del <sup>238</sup>U. El <sup>222</sup>Rn se forma en la desintegración del <sup>226</sup>Ra, como muestra la cadena de desintegración representada en la figura 2.1.

La presencia de trazas de uranio en la corteza terrestre produce en la mayoría de los suelos concentraciones de radón del orden de los kBq m<sup>-3</sup>. El radón existente en los intersticios de los distintos materiales que componen los suelos, puede salir a la atmósfera o dirigirse al interior de recintos cerrados a un ritmo caracterizado por la tasa de exhalación (Bq m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>). En el trabajo de revisión sobre los estudios del radón, elaborado por Porstendörfer (1994), se presenta una relación de valores de la exhalación tanto en suelos como en materiales de construcción en función de sus características, tales como su composición, contenido en agua y porosidad. El valor medio de la exhalación desde los suelos es de 0,02 Bq m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> y para los materiales de construcción es, según









dicho estudio, del orden de 5·10<sup>-4</sup> Bq m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Así, si en un recinto cerrado penetra una cantidad de <sup>222</sup>Rn considerable y las condiciones ambientales de ventilación son pobres, entonces la concentración puede alcanzar niveles que impliquen un riesgo radiológico significativo.

La concentración de radón en el interior de un recinto cerrado no se mantiene constante, sino que fluctúa como consecuencia de las variaciones de la exhalación y la tasa de intercambio de aire con la atmósfera exterior. Este último proceso lleva a una disminución de la concentración de radón en el recinto, mientras que el primero, que está directamente relacionado con intercambios de gases con el suelo, provoca el incremento de la concentración. Así, las fluctuaciones de la concentración de radón que se observan en recintos cerrados son consecuencia, por un lado de las variaciones de la tasa de exhalación provocada por las características del terreno y los cambios de parámetros atmosféricos, por los gradientes de presión presentes en las grietas de los cimientos, por la presencia de tuberías, canalizaciones y otras posibles conexiones del suelo con el interior del edificio. Por otro lado, la fluctuación de la concentración de radón en un recinto interior es consecuencia de la tasa de ventilación que se produce en el intercambio de aire con el exterior principalmente por ventanas. Tanto los gradientes de presión como los niveles de ventilación dependen de forma significativa de las condiciones de presión y temperatura ambientales. También la lluvia puede afectar a la tasa de exhalación debido a la variación del contenido de agua que provoca en el terreno.

En el trabajo de Ortega y Vargas (1996) se describen las fluctuaciones temporales que se midieron en cuatro recintos interiores de distintas características localizados en el área geográfica catalana. Concretamente, en la figura 2.2, se muestra la fluctuación temporal de la concentración de radón y de los parámetros que caracterizan a sus descendientes, en una vivienda de la costa. La concentración máxima se presenta aproximadamente al amanecer y, durante la noche, la concentración de radón se incrementa paulatinamente, mientras que durante el día sucede el proceso contrario. La relación entre la concentración máxima y la mínima es de unas cinco veces. Este comportamiento diario se debe principalmente a las variaciones de los gradientes de presión provocados por las diferencias térmicas entre el exterior y el interior de la vivienda. Así mismo, la ventilación de los lugares de trabajo y viviendas suele ser mayor durante el día que por la noche, magnificando el ciclo diario mencionado.

Figura 2.2. Evolución temporal de la concentración de radón, factor de equilibrio y fracción libre en una vivienda de la Costa Brava catalana



El ciclo diario de la concentración de radón, común tanto en recintos cerrados como en la atmósfera exterior, debe ser considerado en los cálculos dosimétricos ya que el periodo de estancia en una vivienda es mayor durante la noche que durante el día, al contrario de lo que suele suceder en lugares de trabajo. Por tanto, en aquellos sistemas de medida que integran el valor de la concentración de radón en periodos superiores a un día, interesa que el valor de la concentración se corrija de acuerdo con el periodo de estancia, de manera que el cálculo de la dosis tenga un mayor grado de precisión. En este sentido, en el trabajo realizado por Vaupotic (2002) se analiza la diferencia entre el valor medio durante los periodos de estancia de profesores y alumnos. Se concluye que el valor medio durante las horas de trabajo es 0,85 veces el valor

14

medio total para las escuelas, y 0,84 para las guarderías. Otros trabajos muestran valores sensiblemente distintos motivados por los hábitos de ventilación del personal de las escuelas y guarderías (Ringer et al. 2004).

Otros aspectos que deben considerarse en la determinación de la concentración de radón en un recinto cerrado son la estación en la que se lleva a cabo la medida y el periodo de tiempo durante el cual se promedia la concentración. Así, en épocas invernales las concentraciones de radón suelen ser mayores que en las estivales, motivadas fundamentalmente por el menor grado de ventilación. En el trabajo de Miles et al. (1992) se detallan una serie de factores por los que debe corregirse la concentración medida, en función de la estación y del periodo de duración de la medida, que permita obtener el valor verdadero de la concentración media anual. Cabe considerar que estos valores, que llegan a modificar el valor de la concentración de radón medida en más de un 50 %, son un promedio para la región climática propia del Reino Unido, y que pueden ser sensiblemente distintos en otras regiones.

## **3. COMPORTAMIENTO DE LOS DESCENDIENTES DEL RADÓN**

El <sup>222</sup>Rn es un gas químicamente inerte que por sí sólo no supone un daño radiológico significativo debido a su bajo nivel de retención en el organismo humano. Sin embargo, como se observa en la figura 2.1, el <sup>222</sup>Rn se desintegra dando lugar a la formación de los descendientes de vida corta: <sup>218</sup>Po (RaA, T<sub>1/2</sub> = 3,11 min.), <sup>214</sup>Pb (RaB, T<sub>1/2</sub> = 26,8 min.), <sup>214</sup>Bi (RaC, T<sub>1/2</sub> = 19,8 min.) y <sup>214</sup>Po (RaC', T<sub>1/2</sub> = 162 µs) de manera que son estos radionucleidos descendientes del radón los responsables del daño biológico, principalmente ocasionado por las emisiones α del <sup>218</sup>Po y el <sup>214</sup>Po. El siguiente radionucleido de la cadena es el <sup>210</sup>Pb que tiene un periodo de semidesintegración de 22,3 años y, por tanto, ya no contribuye de forma significativa en las consideraciones de tipo dosimétricas.

En la figura 2.3 se muestra un esquema del comportamiento de los descendientes del radón desde que nacen hasta que se adhieren a partículas de la atmósfera. Como se observa en dicha figura, existen dos zonas dimensionales del diámetro de las partículas claramente diferenciadas, que corresponden a los descendientes que se hallan en estado libre y los que se encuentran adheridos a partículas de aerosol. En cada una de estas regiones dimensionales de las partículas se puede encontrar una gran variedad de tamaños en función tanto de las condiciones medioambientales de la atmósfera exterior, como de la generación de partículas en el recinto interior, tales como partículas de tabaco, humos de cocina o partículas generadas por motores.

El <sup>218</sup>Po tras su proceso de nacimiento y frenado, hasta alcanzar la velocidad de equilibrio termodinámica, reacciona muy rápidamente (t << 1 s) con los gases traza y vapor de agua presentes en la atmósfera, dando lugar a la formación de peque-

15

CALIDAD METROLÓGICA Y DOSIMETRÍA DEL RADÓN. PRIMERA CAMPAÑA NACIONAL DE INTERCOMPARACIÓN

Figura 2.3. Descendientes Descendiente Esquema del com-Radón del radón del radón portamiento de los en estado libre adherido descendientes del radón Formación de clusters Positivo 88%  $t = 5 \times 10^{-6} \dots 5 \times 10^{-7} s$ Neutralización Partículas Desintegración t =  $10^{-10}$  s de aerosol Adhesión a partículas t = 1...100 sNeutro 12% Evaporación  $d_p \approx 0.5 \text{ nm}$  $d_n \approx 1 \text{ nm}$ d<sub>0</sub> ≈ 10...500 nm

ñas partículas llamadas *clusters*. La formación de los *clusters* depende del hecho que el átomo de <sup>218</sup>Po esté cargado eléctricamente, o bien sea neutro. El tamaño más probable de los *clusters* se sitúa en torno a 0,85 nm (Vargas et al. 2004).

Los descendientes del radón en estado libre, formados por átomos libres de <sup>218</sup>Po y *clusters*, se pueden adherir a partículas de aerosol existentes en la atmósfera en un tiempo comprendido entre 1 y 100 s (Porstendörfer 1994) dando lugar al aerosol radiactivo de descendientes del radón adheridos a partículas, cuyo rango dimensional se sitúa entre unos 10 nm y 1 µm, dependiendo del tipo de aerosol presente en el recinto. En el espectro dimensional de los descendientes del radón adheridos suelen encontrarse dos modas de partículas: una de pequeño tamaño (decenas de nanómetros) llamada de nucleación, en donde las partículas se encuentran en proceso de crecimiento rápido, y una de tamaño mayor (normalmente superior a los 100 nm), denominada moda de acumulación, donde el crecimiento de las partículas es lento. En la figura 2.4 se muestra la distribución del tamaño de las partículas obtenida en una vivienda mediante el uso de un clasificador de partículas de tipo electrostático, modelo SMPS 3934 de la marca TSI. Se pueden distinguir tres modas de partículas, la de nucleación, de casi 20 nm, y dos modas de acumulación. En dicha figura, también se muestra una estimación de la distribución del tamaño de partículas en actividad obtenida a partir de la distribución del tamaño de partículas y el parámetro de probabilidad de adhesión de un cluster a una partícula según los valores recogidos por Porstendörfer (1994). Para una información exhaustiva sobre las características de los tamaños de partículas de aerosol relacionados con la inhalación de los descendientes del radón se puede consultar, entre otros, el trabajo de Marsh et al. (2002).

La distribución del tamaño de los descendientes libres y adheridos a partículas de aerosol así como el valor de la fracción libre, son parámetros de gran



relevancia tanto en los estudios sobre el comportamiento de los descendientes en el aire como en las consideraciones dosimétricas. Una vez formados los descendientes del radón en el interior del recinto, estos son eliminados del aire mediante tres mecanismos naturales: desintegración radiactiva, ventilación con el exterior y deposición en paredes, suelos, techos y mobiliario. Este proceso de deposición es el mecanismo de mayor importancia que origina el desequilibrio entre las concentraciones de radón y sus descendientes, ya que el radón, al ser un gas noble, no se adhiere a las superficies. La velocidad de deposición de las partículas en superficies depende de forma inversa con su tamaño, como consecuencia de su mayor coeficiente de difusión al disminuir el tamaño. Otra característica que debe considerarse en la evaluación de la tasa de deposición de partículas es la relación entre la superficie del recinto y su volumen (S/V), ya que a mayor superficie la probabilidad de deposición de descendientes también será mayor. Por este motivo, en lugares donde el volumen es grande comparado con su superficie, como es el caso de naves industriales, donde se presenta un elevado número de partículas, se genera un ambiente con un gran equilibrio entre las concentraciones de radón y descendientes, debido a un bajo nivel de deposición. Finalmente, cabe destacar que los sistemas de filtrado de partículas, como son los equipos de aire acondicionado y otros equipos de ventilación, llevan a incrementar el desequilibrio entre el radón y los descendientes de manera similar a como ocurre con el proceso de deposición.

En cuanto a las consideraciones dosimétricas, el tamaño de las partículas es un parámetro que está directamente relacionado con la probabilidad de deposición de dichas partículas en las distintas regiones del tejido pulmonar. Las partículas de diámetro de algunos nanómetros y las de varios centenares de nanómetros se depositan de forma preferencial en regiones del sistema respiratorio de mayor radiosensibilidad que en las regiones de menor radiosensibilidad, donde se depositan las partículas inhaladas de tamaño intermedio, más abundantes en el aire de los recintos cerrados. Este hecho se desarrolla con mayor detalle en el apartado 2.5.3 relativo a los estudios dosimétricos.

## 4. DEFINICIONES ESPECIALES, MAGNITUDES Y UNIDADES

## 4.1. Energía potencial alfa

A fin de facilitar la estimación de la dosis debida a la inhalación de los descendientes del radón cabe definir unas magnitudes y unidades que se utilizan de forma habitual en los estudios del radón. El uso de estos conceptos, así como el conjunto de magnitudes que se derivan, permite realizar la evaluación de los niveles de energía alfa depositados en las vías del sistema respiratorio directamente relacionados con el riesgo radiológico.

Se define energía potencial alfa para un átomo del descendiente j,  $E_{pj}$  (Joule por átomo), como la suma de energías alfa emitidas durante la desintegración de este átomo hasta alcanzar el radionucleido <sup>210</sup>Pb (tabla 2.1). Así,  $E_{pj}$  representa la energía alfa comprometida que se puede depositar en el tejido pulmonar debido a la incorporación de un átomo de descendiente j. Es común la utilización del nivel de actividad de un radio-

				Energía potencial alfa			
			por áto	omo (E <sub>pj</sub> )		por Bq (E <sub>aj</sub> )	
Radionucleido	j	T <sub>1/2</sub>	MeV	10 <sup>-12</sup> J	MeV	10 <sup>-10</sup> J	k <sub>pj</sub>
<sup>222</sup> Rn (Rn)	0	3,8 d	19,2	3,07	9,2 10 <sup>6</sup>	1.470	
<sup>218</sup> Po (RaA)	1	3,05 min	13,7	2,19	3.620	5,79	0,105
<sup>214</sup> Pb (RaB)	2	26,8 min	7,7	1,23	17.800	28,6	0,516
<sup>214</sup> Bi (RaC)	3	19,7 min	7,7	1,23	13.100	21,2	0,379
<sup>214</sup> Po (RaC')	4	164 µs	7,7	1,23	2 10-3	2,9 10-6	6 10-8
Total (en equilibrio), por Bq de radón					34.710	55,6	

Tabla 2.1. Energía potencial alfa por átomo y por bequerelio de los descendientes de vida corta del radón (ICRP- Publication 50, 1987)

nucleido en lugar del número de átomos. Así la energía potencial alfa por Bq del radionucleido j, de constante de desintegración  $\lambda_j$ , es  $E_{aj}$  (J Bq<sup>-1</sup>) =  $E_{pj}/\lambda_j$ . Los correspondientes valores de las magnitudes que se han descrito se recogen en la tabla 2.1.

## 4.2. Concentración equivalente en equilibrio

Las magnitudes que se presentan relacionan valores expresados en términos de energía alfa depositada en el sistema respiratorio con las medidas experimentales de las concentraciones de gas radón y de descendientes en el aire. Así, se define la concentración en energía potencial alfa del descendiente j como:

$$C_{pj} = E_{aj} \cdot C_{j}$$

donde  $C_j$  es la concentración en actividad del descendiente j en Bq<sup>i</sup>m<sup>-3</sup></sup>, y  $C_{pj}$  se expresa en unidades de J m<sup>-3</sup>.

La concentración de energía potencial alfa en una mezcla de descendientes de radón en el aire, C<sub>p</sub> expresada en J m<sup>-3</sup>, se define como la suma de la energía potencial alfa de todos los átomos de descendientes por unidad de volumen:

$$C_{p} = \sum_{j=1}^{4} C_{pj} = \sum_{j=1}^{4} E_{aj}C_{j}$$

La concentración en energía potencial alfa, se puede expresar en términos de la concentración equivalente en equilibrio de gas radón,  $C_{eq}$  expresada en Bq m<sup>-3</sup>. La  $C_{eq}$  de una combinación de descendientes de radón en el aire se define como aquella concentración de radón que estando en equilibrio con sus descendientes tuviera la misma concentración en energía potencial alfa que la mezcla en el aire. Esta definición lleva a las siguientes expresiones:

$$C_{eq} = \sum_{j=1}^{4} k_{pj} C_j$$

donde  $k_{pj} = E_{aj} / \sum_{j=1}^{4} E_{aj}$  es la contribución en energía potencial alfa del descendiente j.

Si se introducen los valores que se indican en la tabla 2.1, se obtiene:

$$C_{eq}(\text{Bqm}^{-3}) = 0,105 \cdot C_{P_{0}-218} + 0,516 \cdot C_{P_{0}-214} + 0,379 \cdot C_{B_{i}-214} + 6 \cdot 10^{-8} \cdot C_{P_{0}-214}$$

## 4.3. Exposición

La exposición a los descendientes del radón se define como el producto del periodo de duración de la inhalación de descendientes de radón por su correspondien-

te concentración. El valor de la exposición puede expresarse en energía potencial alfa, C<sub>p</sub>, o en concentración equivalente en equilibrio de radón, C<sub>eq</sub>. Así, para un periodo de exposición T, se obtienen las siguientes expresiones:

Exposición en energía potencial alfa  $P_p(T) = \int_0^T C_p(t) dt = \overline{C}_p T$ Exposición equivalente en equilibrio  $P_{eq}(T) = \int_0^T C_{eq}(t) dt = \overline{C}_{eq} T$ 

librio promedio durante el periodo de medida.

La exposición expresada en términos de concentración equivalente en equilibrio, P<sub>eq</sub>, se mide en unidades de Bq m<sup>-3</sup> h. La exposición en energía potencial alfa, P<sub>p</sub>, puede expresarse en las unidades del SI (J m<sup>-3</sup> h) o en su unidad histórica, el WLM (Working Level Month), que corresponde a la exposición de 1 WL (Working Level o Nivel de Trabajo) durante un periodo de trabajo de referencia de 1 mes, equivalente a 170 horas de trabajo. En fechas previas a 1983, la mayoría de estudios del radón se realizaron en minas, donde el mes-trabajo, o working-month, era la unidad práctica del tiempo. En la actualidad, los estudios sobre el radón se han extendido prácticamente a todos los escenarios, y como consecuencia la utilización de la unidad WLM tiene menor sentido, si bien se sigue utilizando en estudios comparativos. Originariamente, se definió el WL como la concentración equivalente en equilibrio de 3700 Bq m<sup>-3</sup>. En la actualidad, y debido a que su valor tiene una relación más estrecha con la energía depositada en el sistema respiratorio, se define el WL como una combinación de descendientes del radón de vida corta en 1 m<sup>3</sup> de aire que libera una energía potencial alfa de 1,30.10<sup>8</sup> MeV, equivalente a un valor de 2,08·10<sup>-5</sup> J. En términos de exposición, la conversión de exposición en energía potencial alfa a exposición equivalente en equilibrio 1 WLM =  $6,37 \cdot 10^5$ Bq m<sup>-3</sup> h.

4.4. Factor de equilibrio y fracción libre

Se define el factor de equilibrio F, como la relación entre la concentración equivalente en equilibrio, C<sub>eq</sub>, y la concentración de radón, C<sub>o</sub>:

$$F = \frac{C_{eq}}{C_o}$$

Este factor caracteriza el desequilibrio entre una mezcla de descendientes de radón y el propio radón en términos de energía potencial alfa.

Otra magnitud de gran interés en el campo de los estudios del radón es la fracción libre del descendiente j, que define la fracción de la concentración de descendiente no adherido a partículas de aerosol ( $C_j^f$ ) con la concentración total de actividad de este descendiente ( $C_j$ ). En el marco de la dosimetría del radón, es útil expresar la concentración de descendientes libres del radón según la fracción libre,  $f_p$ , que se calcula según la siguiente expresión:

$$f_p = \frac{C_{eq}^f}{C_{eq}}$$

4.5. Distribución del tamaño de los descendientes del radón

Es habitual caracterizar el tamaño de las partículas de los aerosoles por una o varias distribuciones estadísticas de tipo logarítmico normal. Este tipo de distribuciones tiene la propiedad de que su diámetro medio geométrico es igual que el valor de la mediana, y es usual caracterizar la distribución por este último parámetro. Así, para un aerosol radiactivo se utiliza el AMAD (activity median aerodinamic diameter), que corresponde al diámetro aerodinámico mediano de la distribución del tamaño de partículas radiactivas en el aire. Se define el diámetro aerodinámico de una partícula como el diámetro que tendría una esfera de densidad 1 g cm<sup>-3</sup> que alcanza la misma velocidad de equilibrio que dicha partícula, como consecuencia del equilibrio entre las fuerzas externas y la correspondiente fuerza de resistencia que ofrece el aire. Para partículas de tamaño muy pequeño, como las de la región de la fracción libre, se utiliza el AMTD (activity median thermodinamic diameter), ya que su comportamiento depende principalmente de la acción del movimiento de tipo browniano o a fuerzas de difusión. En este caso el diámetro termodinámico es el que tendría una esfera de densidad 1 g cm<sup>-3</sup> que alcanza la misma velocidad de equilibrio que dicha partícula como consecuencia de su movimiento browniano. En ambas regiones dimensionales la dispersión del espectro dimensional del tamaño de las partículas se caracteriza por la desviación estándar geométrica.

## 5. RIESGO RADIOLÓGICO ASOCIADO A LA INHALACIÓN DE RADÓN Y DESCENDIENTES

#### 5.1. Introducción

En la estimación del riesgo radiológico asociado a la inhalación de los descendientes del radón, se pueden distinguir dos grandes vías de investigación: a) la de los estudios epidemológicos (Stidley y Samet 1993), y b) la utilización de modelos dosimétricos del sistema respiratorio, como el publicado en el docu-

21

mento de la ICRP 66. En los siguientes apartados se realiza una breve descripción de los aspectos más relevantes de estas dos vías de evaluación del riesgo radiológico.

## 5.2. Estudios epidemiológicos

La evidencia epidemiológica de la inducción de cáncer de pulmón como consecuencia de la inhalación de los descendientes del radón se puso de manifiesto en diversos estudios epidemiológicos de la población minera del uranio. No obstante, la elevada incertidumbre que se introduce al estimar dicho riesgo en los miembros del público mediante la extrapolación de los resultados obtenidos en la epidemiología de los mineros, ya sea de forma cualitativa o utilizando modelos dosimétricos del pulmón, ha llevado al desarrollo de estudios del tipo casos-control aplicados directamente a la población residente en viviendas (Darby and Hill, 2003). Esta incertidumbre se debe básicamente a que los parámetros necesarios para estimar el riesgo son sensiblemente diferentes para ambas poblaciones y a veces poco conocidos. Las tasas de exposición son de un orden de magnitud superior en minas que en viviendas, y la duración promedio de la exposición en la población minera se reduce a sólo unos seis años. Además, la población minera suele estar formada por hombres adultos, y la información recogida sobre su historial de exposición y hábitos de tabaco está sujeta a errores de consideración. Otro aspecto diferenciador entre ambas poblaciones son las condiciones de exposición, los mineros realizan trabajos que requieren un elevado esfuerzo físico que provoca tasas de respiración elevadas, y en atmósferas con partículas de muy diversa índole.

Los estudios casos-control en miembros del público siguen en desarrollo, y a falta de un análisis de mayor fiabilidad, la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) ha optado por determinar el riesgo y los cálculos de dosis por unidad de exposición mediante la extrapolación de los estudios epidemiológicos en la población minera. En su publicación del ICRP 65 (1993), estima el valor de conversión a dosis efectiva por unidad de exposición en energía potencial alfa mediante el método conocido como conversion conventions. En este método, se divide el detrimento asociado a la unidad de exposición a radón por el detrimento asociado a la unidad de dosis efectiva. El primero se estima a partir del coeficiente nominal de probabilidad de muerte de cáncer de pulmón debido a una exposición de descendientes de radón. Este coeficiente se obtiene a partir de los estudios epidemiológicos en la población minera, su valor se establece en 3.10<sup>-4</sup> por WLM, y la ICRP considera que también es válido para los miembros del público al no disponer de información suficiente para justificar un valor distinto. El detrimento asociado a la unidad de dosis efectiva se obtiene, básicamente, de los estudios que se realizan a los supervivientes de las bombas atómicas de Japón y de los estudios en

animales. El valor del detrimento para miembros del público es de 7,3·10<sup>-5</sup> por mSv y de 5,6·10<sup>-5</sup> por mSv para los trabajadores (ICRP 60, 1991). Dividiendo los valores numéricos obtenidos, se estiman los coeficientes de conversión a dosis por unidad de exposición en 5,06 mSv por WLM para los trabajadores, y en 3,88 mSv por WLM para los miembros del público, que corresponden a unas dosis por unidad de exposición equivalente en equilibrio de 7,95 nSv por Bq m<sup>-3</sup> h y de 6,09 nSv por Bq m<sup>-3</sup> h, respectivamente

Suponiendo un factor de equilibrio igual a 0,4, común en viviendas, se puede estimar la dosis efectiva por unidad de exposición a gas radón para miembros del público en un valor de 2,4 nSv por Bq m<sup>-3</sup> h. Sin embargo, tal como se ha descrito en el apartado anterior, el valor del factor de equilibrio depende en gran medida del tipo de partículas en la atmósfera y de las características geométricas del recinto. Así, debido a la variedad de aerosoles que se pueden presentar en distintos lugares de trabajo, es conveniente estimar el factor de equilibrio de forma experimental o mediante el uso de información obtenida en la bibliografía.

## 5.3. Estudios dosimétricos

La utilización de los modelos dosimétricos de las vías respiratorias permite estimar la dosis en función de los distintos parámetros que influyen en su determinación. En la figura 2.5 se muestra la influencia del tamaño de las partículas de descendientes del radón en el valor de la dosis absorbida según el modelo dosimétrico desarrollado por James (1988). En dicha figura se aprecia que las partículas de pequeño tamaño, o fracción libre, son las que producen mayor daño biológico para un mismo nivel de exposición.

Birchall y James (1994) utilizaron el modelo dosimétrico de las vías respiratorias, publicado en el documento ICRP 66, para desarrollar un análisis de la incertidumbre en el cálculo de la dosis por unidad de exposición en la población minera. En dicho estudio se estimó la dosis de acuerdo con las funciones de probabilidad adecuadas de cada uno de los parámetros de entrada del modelo. El valor de probabilidad máxima se situaba en torno a unos 15 mSv por WLM, que supera en unas tres veces el obtenido mediante la utilización de los estudios epidemiológicos.

Un estudio similar al anterior, pero aplicado a viviendas, se ha publicado en Marsh et al. (2002). En dicho análisis se llega a la conclusión de que el valor más probable del factor de conversión a dosis para un individuo en un ambiente residencial es de 12 mSv por WLM.

Recogiendo los valores recomendados por los grupos de investigación del proyecto europeo CEC F14P-CT-95-0025 de los parámetros que caracterizan los aerosoles en viviendas, en el estudio desarrollado por Marsh y Birchall (1998) se deduce la siguiente expresión, que puede ser utilizada para la estimación de la dosis CALIDAD METROLÓGICA Y DOSIMETRÍA DEL RADÓN. PRIMERA CAMPAÑA NACIONAL DE INTERCOMPARACIÓN

Figura 2.5. Dosis por unidad de exposición en función del tamaño del aerosol radiactivo inhalado según el modelo dosimétrico del pulmón desarrollado por James 1988



efectiva por unidad de exposición en energía potencial alfa en función de la fracción libre:

 $E / P_p = 11,3 + 43f_p \qquad \text{mSv por WLM}$ 

Puesto que 1 WLM corresponde a una exposición de gas radón igual a F $\cdot$  6,37 $\cdot$ 10<sup>5</sup> Bq m<sup>-3</sup> h, se obtiene la dosis efectiva por unidad de exposición a concentración de radón en función del factor de equilibrio y la fracción libre:

 $E/(C_{R_{n-222}}T) = F \cdot (17,82 + 67,51 \cdot f_{p})$  mSv por Bq m<sup>-3</sup> h

donde T es el periodo de exposición en horas, F es el factor de equilibrio y  $f_p$  es la fracción libre promedio durante el periodo de exposición.

En base a los resultados de diversas campañas de medida de la concentración de radón y descendientes en viviendas se obtuvo como mejor estimación de la fracción libre el valor de 0,08 y el factor de equilibrio 0,4 (Marsh et al. 2002). Al introducir estos valores en la ecuación anterior se obtiene un factor de conversión a dosis efectiva por unidad de exposición a radón del orden de 9 nSv por Bq m<sup>-3</sup> h, que corresponde a una concentración en energía potencial alfa de 14 mSv por WLM.

El incremento de la concentración de partículas en un recinto lleva a que el valor de la fracción libre disminuya como consecuencia de una mayor probabilidad de adhesión de los *clusters* a dichas partículas. Además, el incremento de la concentración de partículas, produce una disminución de la deposición de descendientes del radón en paredes, suelos, techos y mobiliario y, por tanto, a aumentar el valor del factor de equilibrio. De esta manera se han utilizado distintas funciones para correlacionar esta dependencia inversa entre la fracción libre y el factor de equilibrio. Las funciones utilizadas son de tipo potencial, log-potencial y suma de dos exponenciales. Concretamente, en el trabajo de Vargas y Ortega (2000) se utilizaron los datos de las medidas realizadas por grupos de investigación del proyecto europeo antes citado, y se ajustaron a una correlación de tipo log-potencial. Al introducir dicho ajuste en la ecuación de la dosis efectiva por unidad de exposición a radón, se obtiene la expresión de la dosis en función del factor de equilibrio que se representa en la gráfica de la figura 2.6. En esta gráfica se aprecia claramente la dependencia del



Figura 2.6. Sensibilidad del factor de conversión a dosis por unidad de exposición de radón en función del factor de equilibrio utilizando el modelo dosimétrico del pulmón de la ICRP 66

25

coeficiente de conversión a dosis por unidad de exposición a radón con el factor de equilibrio.

## 5.4. Resumen

La estimación del riesgo radiológico ocasionado por la inhalación de los descendientes del radón puede realizarse por dos vías completamente distintas: mediante estudios epidemiológicos, normalmente en la población minera, y por la utilización de modelos dosimétricos. La relación entre los resultados obtenidos por ambas vías que es de 2 a 3 (Solomon y col. 1994, Birchall y James 1994), no parece excesiva teniendo en cuenta su origen completamente distinto. Sin embargo, sería de interés poder establecer el motivo de dicha diferencia, de manera que sigue siendo una línea abierta de investigación. En ambos métodos las incertidumbres pueden llegar a ser importantes. Así, en los estudios epidemológicos en mineros se pueden clasificar las incertidumbres de la siguiente manera (Duport 1994): a) datos de exposición incompletos, b) influencia del tabaco y, c) edad en la que se inicia la exposición, d) tiempo transcurrido desde la finalización de la exposición, e) tasa de exposición, y f) exposición simultánea a otros elementos cancerígenos como pueden ser los aerosoles desprendidos por los motores diesel utilizados en las minas. Mientras que en la utilización de los modelos dosimétricos del sistema respiratorio, las incertidumbres se pueden dividir en cuatro orígenes (Birchall y James 1994): a) características fisico-químicas del aerosol, b) parámetros utilizados para describir el modelo dosimétrico, c) hipótesis utilizadas en las células irradiadas, y d) factores de ponderación utilizados en dosimetría.

La Comisión Internacional sobre Protección Radiológica (ICRP) recomienda la estimación de este riesgo mediante el uso de los estudios epidemiológicos de cáncer de pulmón en mineros, ya que es un sistema más directo que el de los modelos dosimétricos de las vías respiratorias. En la tabla 2.2 se muestra un resumen de los distintos factores de conversión redondeados, de acuerdo con el documento de la ICRP 65. Sin embargo, los estudios de sensibilidad realizados mediante el uso de modelos dosimétricos, ponen de manifiesto que las distintas condiciones ambientales, sobre todo en lo que se refiere al tipo de aerosol, hacen que los factores de conversión a dosis por unidad de exposición varíen de forma significativa. En la tabla 2.2 también se recogen los valores de conversión a dosis obtenidos mediante el uso del modelo dosimétrico desarrollado por la ICRP 66.

Ciertamente, para la realización de una estimación precisa de la dosis se requiere conocer un conjunto de valores que no son sencillos de determinar. En la tabla 2.3 se resume los distintos factores que influyen en los niveles de concentración de radón y de descendientes, los mecanismos que producen los distintos niveles de concentraciones, y las magnitudes que se utilizan en el cálculo de la dosis radiológica en las vías respiratorias. La complejidad de cálculo del riesgo ha llevado al desarrollo de programas de cálculo informático que permiten realizar dicha estimación teniendo en cuanto los diferentes parámetros que intervienen. Uno de estos programas es el denominado ECRS (European Comission Radon Software) desarrollado por el CEPN (Centre d'étude Sur l'Evaluation de la Protection dans le Domaine Nucléaire) y el NRPB (National Radiological Protection Board). Este programa ha sido diseñado para efectuar cálculos del riesgo a desarrollar cáncer de pulmón específicamente en la población europea para varios perfiles de exposición y para evaluar, en términos de reducción del riesgo, la eficiencia de las diferentes técnicas de reducción de la concentración de radón en viviendas. Los cálculos se pueden realizar tanto por la vía de los estudios epidemiológicos, según el BEIR VI, como mediante el uso del modelo dosimétrico del tracto respiratorio de la ICRP 66.

Coeficientes de conversión	Símbolo	Unidad	Valor
Concentración en energía potencial alfa	C <sub>p</sub>	MeV m <sup>-3</sup> por WL	1,30.108
Concentración equivalente en equilibrio	$C_{eq}/C_{p}$	Bq m <sup>-3</sup> por WL	3.745,3
Working-month	h	Horas por working-month	170
Exposición equivalente en equilibrio	$P_{eq}/P_{p}$	Bq m <sup>-3</sup> h por WLM	6,37·10 <sup>5</sup>
		Estudios Epidemiológicos ICRP 65	
Dosis efectiva por			
Unidad de exposición en energía potencial alfa	E/P <sub>p</sub>	mSv por WLM	Trabajadores: 5 Miembros del público: 4
Unidad de exposición equivalente en equilibrio	E/P <sub>eq</sub>	nSv por Bq m⁻³ h	Trabajadores: 8 Miembros del público: 6
Unidad de exposición a gas radón	E/(C <sub>Rn-222</sub> T)	nSv por Bq m <sup>-3</sup> h	Miembros del público para F=0,4: 2,4
		Modelo Dosimétrico ICRP 66	
Dosis efectiva por			
Unidad de exposición en energía potencial alfa	E/P <sub>p</sub>	mSv por WLM	Trabajadores: 15 Miembros del público: 12
Unidad de exposición equivalente en equilibrio	E/P <sub>eq</sub>	nSv por Bq m <sup>-3</sup> h	Trabajadores: 24 Miembros del público: 18
Unidad de exposición a gas radón	E/(C <sub>Rn-222</sub> T)	nSv por Bq m <sup>-3</sup> h	Miembros del público para F=0,4: 7,2

Tabla 2.2. Resumen de los coeficientes de conversión de las unidades habitualmente utilizadas en el cálculo de dosis debida a la inhalación de descendientes del radón. Se muestran los coeficientes de conversión a dosis efectiva por unidad de exposición según los estudios epidemiológicos presentados en el documento ICRP 65. En la última parte de tabla se muestran los mismos valores calculados mediante el modelo dosimétrico de las vías respiratorias según los estudios de Birchall y James (1994) y Marsh et al. (2002)

Factores de influencia	Mecanismos de comportamiento	Magnitudes de caracterización		
Características del terreno ( <sup>226</sup> Ra, porosidad, etc.)	Exhalación Ventilación	Concentración de radón		
Condiciones meteorológicas (temperatura, presión, viento)	Adhesión a partículas de aerosol	Concentración de descendientes	EVALUACIÓN DEL	
Condiciones medioambientales del recinto (temp, H.R, gases traza y aerosoles)	Deposición en paredes y suelos	Concentración de descendientes en estado libre	→ RIESGO EN LAS Vías respiratorias	
	Desprendimiento por retroceso	Espectro dimensional		
Características de la vivienda (elementos		Factor de equilibrio		
de construcción, S/V)		Fracción libre		



La complejidad en la estimación de la dosis debida a la inhalación de los descendientes del radón, ha llevado a que los distintos países incorporen los niveles de vigilancia en términos de la concentración de radón anual y no en términos de dosis. Así, los valores más extendidos se sitúan en torno a 200-600 Bq m<sup>-3</sup> en viviendas y 500-1.500 Bq m<sup>-3</sup> en lugares de trabajo. Estos valores de concentración se obtienen al aplicar los factores de conversión obtenidos según los estudios epidemiológicos utilizados por la ICRP 65 (tabla 2.2) para dosis efectivas de 3-10 mSv, un factor de equilibrio de 0,4, y un periodo de exposición de 7.000 horas al año para viviendas y de 2.000 horas año para lugares de trabajo.

### **6. CONCLUSIONES**

La estimación del riesgo radiológico debido a la inhalación de los descendientes del radón es un valor que depende de un gran número de parámetros. En este capítulo se han presentado aquellos relacionados con la metrología del radón. Así, una precisa estimación de la dosis radiológica requiere del conocimiento de las fluctuaciones temporales de la concentración de radón, del factor de equilibrio, de la fracción libre y del espectro dimensional de las partículas de aerosol. Desde un punto de vista práctico no es posible realizar campañas de medida de todos estos parámetros y, es habitual, llevar a cabo exclusivamente medidas de la concentración de radón de forma integrada durante un periodo de tiempo extenso. Por tanto, se asumen unos valores de referencia de los parámetros medioambientales con el objetivo de estimar la dosis. Así, en lugares de trabajo y viviendas donde las condiciones ambientales sean significativamente distintas a las de referencia deben modificarse adecuadamente dichos parámetros para estimar correctamente la dosis.

#### REFERENCIAS

- Darby, S.C. and Hill, D.C. on behalf of the European Collaborative Group. Health effects of residential radon: a European perspective at the end of 2002. Radiat. Prot. Dosim. 104(4), pp 321-329, 2002.
- Huet, C., Tymen, G. and Boulaud, D. Long-term measurements of equilibrium factor and unattached fraction of short-lived radon decay products in a dwelling- Comparison with PRADDO model. Aerosol Sci. Technol Vol. 34(1), pp 553, 2001.
- International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP, 21,(13) (Oxford: Pergamon Press), 1991.
- International Commission on Radiological Protection. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP, 23,(2) (Oxford: Pergamon Press), 1993.
- International Commission on Radiological Protection. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP, 24(1-3) (Oxford: Pergamon Press),1994.
- James, A.C. Radon and its Decay products in indoor air. Editor: Nazarov, W., Nero, A. John Wiley&Sons, Inc. New York 1988.
- Marsh, J. W. and Birchall, A. Sensitivity analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure from radon progeny. NRPB-M929 (Chilton, National Radiological Protection Board), 1998.
- Marsh, J. W., Birchall, A., Butterweck, G., Dorrian, M.-D., Huet, C., Ortega, X., Reineking, A., Tymen, G., Schuler, Ch., Vargas, A., Vessu, G. and. Wendt, J. Uncertainty Analysis of the Weighted Equivalent Lung Dose per Unit Exposure to Radon Progeny in the Home. Radiat. Prot. Dosim. 102(3), pp 229-248, 2002.
- Miles, JCH, Green, BMR and Lomas, PR, Radon affected areas: Derbyshire, Northamptonshire and Somerset. Documents of the NRPB, Vol. 3, N 4, pp.19-28, 1992.
- Ortega, X. and Vargas. A. Characteristics and temporal variation of airborne radon decay progeny in the indoor environment in Catalonia (Spain). Env. International, vol. 22, Suppl.1, pp. 149-156, 1996.
- Porstendörfer, J. Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air. J. Aerosol Sci., Tutorial/Review Paper, Vol.25 nº 2, pp. 219-263, 1994.
- Ringer, W., Bernreiter, M., Kaineder, H. and Maringer, F.J. Radon concentrations during working time vs. total average radon concentrations in Austrian kindergartens and schools. Proceedings of the 11 IRPA Congress. Madrid, Mayo 23-38 2004. (en CD).

- Stidley, C.A. and Samet, J.M. A Review of Ecologic Studies of Lung Cancer and Indoor Radon. Health Physics, Review Paper, Vol. 65(3), pp. 234-251, 1993.
- Stranden, E. and strand T. A dosimetric discussion based on measurements of radon daughter equilibrium and unattached fraction in different atmospheres. Rad. Prot. Dos., Vol. 16, No. 4, pp. 313-318, 1986.
- Vargas, A. and Ortega, X. Analysis of the dose conversion factor per unit exposure to radon and radon progeny using the ICRP 66 dosimetric model. Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas. Munich (Alemania), pp.408, Septiembre 2000.
- Vargas, A., Michielsen, Le Moing, C., Rio, M., Tymen, G. and Ortega, X. Determination of 218Po nanometer size distribution in controlled environment by two new systems. Proceedings of the VII Congress of Natural Radiation Environment. Rodas (Grecia). "Radioactivity in the Environment" Book Series, Elsevier (en proceso de impresión), 2004.
- Vaupotic, J. Do long-term average radon concentration in schools and kindergartens differ from the average during working hours?. Health Phys. 83(2), pp. 237-242, 2002.

## Sistemas de medida de la concentración de radón

## 1. INTRODUCCIÓN

Uno de los objetivos principales de la metrología del gas radón consiste en la estimación de la dosis originada por la inhalación de sus descendientes. En el capítulo 2, se ha presentado el conjunto de parámetros medioambientales requeridos para realizar una estimación precisa del riesgo radiológico del radón y descendientes como consecuencia de su inhalación. Por motivos prácticos en el proceso de medida, en este campo dosimétrico, es habitual el uso de sistemas de medida de la concentración de gas radón en lugar de los sistemas de medida de la concentración de descendientes. Además, los sistemas de medida de la concentración de gas radón permiten un mejor conocimiento de las vías de entrada de radón al recinto cerrado y, así, establecer el método óptimo de reducción de su concentración.

Los equipos utilizados para la determinación de la concentración del gas radón pueden dividirse en dos categorías en función del tiempo de integración de la medida. La primera agrupa aquellos equipos que realizan medidas en continuo, con tiempos de integración cortos, que van desde algunos minutos a varias horas, y pueden utilizarse en los estudios de correlaciones temporales de la concentración de radón con parámetros medioambientales y también en la localización de fuentes de radón con el objetivo de llevar a cabo acciones de mitigación. En la segunda categoría se engloban los equipos que realizan medidas en periodos largos de exposición, que van de días a meses, destinados principalmente a determinar la concentración media de radón en viviendas y lugares de trabajo.

Si se pretende conocer la respuesta de los equipos de medida en distintas condiciones ambientales, conviene caracterizarlos según una serie de propiedades. De forma general, las características a evaluar podrían ser la siguientes: rango de medida, tiempo de integración, sensibilidad, repetibilidad, fondo del equipo, efecto de la temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, vibraciones mecánicas, concentración de torón en la atmósfera y de las variaciones temporales de la concentración de radón, autonomía, tipo de entrada del aire de muestreo (forzado/difusión natural) y uso del equipo.

## 2. DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS DE MEDIDA DE RADÓN EN CONTINUO

Los sistemas de medida en continuo suelen disponer un elevado grado de precisión en la medida, de manera que permiten llevar a cabo estudios de diagnóstico y mitigación. Así mismo, son equipos que se utilizan como patrones en los laboratorios de referencia encargados de calibrar y evaluar instrumentos secundarios, con el objetivo de disponer de una cadena de trazabilidad metrológica. Para la medida de la concentración de radón en continuo en recintos interiores se pueden distinguir básicamente tres sistemas: deposición electrostática de iones de <sup>218</sup>Po<sup>+</sup> en la superficie de un detector de semiconductor, cámara de ionización y cámara de centelleo en ZnS o cámara de Lucas.

En general, la entrada de aire en estos sistemas de medida se realiza a través de un filtro que retiene los descendientes del radón y, permite exclusivamente la entrada del gas radón en el volumen de detección. Esta entrada de aire puede ser por difusión o forzada mediante el uso de una pequeña bomba de aire. En este último caso además del gas radón puede entrar gas torón. El gas torón, debe ser considerado en el proceso de medida ya que puede llevar a errores en la determinación de la concentración del gas radón. En los equipos con entrada por difusión, una gran parte del torón se desintegra en el filtro debido a su corto periodo de semidesintegración de 55 s, de manera que la mayor parte de este gas no es capaz de entrar en el interior del volumen de detección y, por tanto, no es medido.

Otra característica común de estos sistemas de medida es la presencia de una señal de fondo del equipo. Esta presencia es especialmente importante cuando las concentraciones de radón que se desean medir son bajas, ya que en ese caso su contribución a la incertidumbre del resultado de la medida será elevada. Además, debe considerarse que el nivel de fondo de los equipos va aumentando con su utilización como consecuencia de la contaminación por átomos de <sup>210</sup>Po que se acumulan, por tratarse de un descendiente del radón de vida larga (fig.2.1). Este radioisótopo va incrementando su actividad progresivamente en el volumen de detección en función directa a la exposición a la que ha sido sometido el equipo. Así, se puede alcanzar niveles de contaminación que aconsejen su descontaminación.

2.1. Deposición electrostática de iones de <sup>218</sup>Po en un detector semiconductor

El sistema de medida mediante un semiconductor se basa en utilizar la espectrometría alfa en las desintegraciones de los descendientes del radón presentes en el volumen de la cámara de detección. El aire que entra en la cámara de detección, se hace pasar previamente por un filtro con la finalidad de retener los descendientes del radón, y así permitir únicamente la entrada del gas radón. La cámara de detección consiste en una esfera o cilindro provisto de un detector del tipo semiconductor diseñado para la detección de partículas alfa, tal como se muestra en la figura 3.1.

La superficie interior de la cámara de detección está recubierta por una fina capa de un material conductor (normalmente plata) de manera que entre ésta y el detector se aplica una diferencia de potencial de algunos kV. Del orden del 80% de las desintegraciones del gas radón dan lugar a iones positivos de <sup>218</sup>Po<sup>+</sup> que son atraídos rápidamente hacia la superficie del detector por el elevado campo eléctrico existente en el interior del volumen de detección. Sin embargo, el ion de <sup>218</sup>Po<sup>+</sup>

33

CALIDAD METROLÓGICA Y DOSIMETRÍA DEL RADÓN. PRIMERA CAMPAÑA NACIONAL DE INTERCOMPARACIÓN

Figura 3.1. Esquema del sistema de medida basado en la deposición electrostática de iones de <sup>218</sup>Po en un detector de semiconductor



puede ser neutralizado por moléculas de agua antes de alcanzar el detector y, por tanto, no ser contabilizado, por lo que es aconsejable realizar un secado del aire antes de su entrada en la cámara de detección, y así disminuir su tasa de neutralización (Portendörfer 1980). En aquellos equipos que no utilizan un sistema de secado previo, debe realizarse su calibración a distintos niveles de humedad.

Aproximadamente la mitad de las desintegraciones alfa de los átomos de <sup>218</sup>Po depositados en el detector dan lugar a una señal en el correspondiente canal de energía. La figura 3.2 muestra un espectro obtenido con este sistema de medida, donde se aprecia una elevada resolución como consecuencia de que los radionucleidos se encuentran en contacto con el detector de partículas alfa. Del recuento de partículas alfa detectadas en la región energética del <sup>218</sup>Po se obtiene la concentración de radón mediante el correspondiente factor de conversión, previamente obtenido en un proceso de calibración en una cámara de radón.

Al igual que el <sup>218</sup>Po<sup>+</sup> procedente del gas radón, el <sup>216</sup>Po<sup>+</sup> que proviene de la desintegración del gas torón puede depositarse en el detector de semiconductor y ser detectada la correspondiente partícula alfa. Gracias a la gran resolución del espectro alfa obtenido con este tipo de detectores de semiconductor, y a que los descendientes se encuentran adheridos a él, este sistema de medida permite distinguir de forma sencilla entre las regiones energéticas de los descendientes del radón y del torón y, así, determinar ambas concentraciones.

Por otra parte, la elevada resolución del espectro obtenido permite discriminar de forma sencilla las partículas alfa provenientes del <sup>210</sup>Po, consecuencia de su


progresiva e inevitable contaminación y, por tanto, en estos equipos el valor del fondo puede determinarse con precisión sin introducir mayor incertidumbre en la medida de las concentraciones.

En la figura 3.3 se presentan algunos equipos comerciales basados en este sistema de medida.



Figura 3.3. Fotografía de algunos equipos comerciales basados en la técnica de deposición electrostática de iones de <sup>218</sup>Po utilizados en distintas aplicaciones. A. Modelo Radhome de Algade. B. Modelo Radim 3 de Algade. C. Modelo RM2000 de Sarad. D. Modelo Doseman de Sarad

#### 2.2. Cámara de ionización

En la figura 3.4 se muestra el esquema de una cámara de ionización utilizada para la determinación de la concentración de gas radón. El procedimiento de medida se basa en la espectrometría de la señal ocasionada por las desintegraciones alfa del radón y de sus descendientes efectuadas en una cámara de ionización por la que se hace circular el aire de muestreo, previamente filtrado, de manera a permitir únicamente la entrada del gas radón. La determinación de la concentración de radón se realiza mediante el uso de algoritmos de deconvolución del espectro alfa obtenido en el recuento de las partículas alfa que provienen del <sup>222</sup>Rn, <sup>218</sup>Po y <sup>214</sup>Po (Baltzer y col. 1992).

Figura 3.4. Esquema del sistema de medida basado en cámara de ionización



La figura 3.5 muestra el espectro obtenido por un equipo basado en este sistema de medida. Se pueden diferenciar las regiones de energía de las partículas alfa que provienen de la desintegración del <sup>222</sup>Rn, del <sup>218</sup>Po y del <sup>214</sup>Po. En este espectro, a diferencia del obtenido con el sistema de deposición electrostática del <sup>218</sup>Po, se aprecia el pico de las partículas alfa que provienen de la desintegración del <sup>222</sup>Rn, ya que en la cámara de ionización se detectan todas las partículas alfa generadas en la cámara de detección.

Otro aspecto que debe considerarse es la resolución del espectro. El hecho de que las partículas alfa generadas en la cámara de ionización no depositan siempre toda su energía en el aire de la cámara de detección, sino que algunas son detenidas en las paredes antes de liberar toda su energía en el aire, lleva a que su resolución sea significativamente peor que la de los sistemas basados en la electrodeposición del <sup>218</sup>Po.

En estos sistemas de medida, la determinación o segregación de la concentración del gas torón es de elevada complejidad debido a que el nivel de resolución de los espectros alfa no es suficientemente elevado. Esto lleva a que no se pueda diferenciar los distintos picos del espectro alfa y, por tanto, los equipos existentes en el mercado no permiten distinguir entre dichos gases y ocasionan un incremento en la incertidumbre de la medida.



De igual manera, no se pueden distinguir las partículas alfa que provienen del <sup>210</sup>Po, descendiente que va contaminando progresivamente el detector y, como consecuencia de ello, debe ser descontaminado periódicamente. En caso contrario, se produciría un nivel de incertidumbre excesivo en la determinación de las concentraciones.

En la figura 3.6 se presentan algunos de los equipos comerciales basados en este sistema.



Figura 3.6. Fotografía de algunos equipos comerciales basados en la técnica de cámara de ionización. A. Modelo Alphaguard de Genitron. B. Modelo Atmos de Gammadata

2.3. Cámara de Lucas o detector de centelleo (ZnS)

En la figura 3.7 se muestra un esquema de funcionamiento de este sistema de medida. El aire, al igual que en los sistemas descritos previamente, se hace pasar por un filtro antes de entrar en la cámara de detección. Una vez en el interior de la cámara, el sistema de medida se basa en el recuento de los destellos de luz recogidos por un tubo fotomultiplicador, que son producidos por el impacto de las partículas alfa del radón y sus descendientes sobre una lámina de sulfuro de zinc que recubre el interior de la cámara de detección (Scheibel y col. 1979).

Figura 3.7. Esquema del sistema de medida basado en la cámara de Lucas



Este sistema de medida no realiza espectrometría de las partículas alfa y, como consecuencia, no es capaz de discriminar las desintegraciones alfa del gas torón ni las que provienen del <sup>210</sup>Po. Al igual que en los equipos basados en la utilización de una cámara de ionización, la cámara de Lucas debe ser descontaminada periódicamente.

En la figura 3.8 se presentan algunos equipos comerciales basados en este sistema.

# **3. DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS DE MEDIDA INTEGRADORES**

Los sistemas de medida cuyo periodo de integración se puede considerar largo, de unos días a meses, son básicamente los detectores de adsorción de carbón activado, detectores de trazas en plásticos (LR-115, Makrofol y CR-39) y detectores básados en la descarga eléctrica de un aislante (Electretes).



Figura 3.8. Fotografía de algunos equipos comerciales basados en la técnica de cámara de Lucas. A. Fotomultiplicador y sistema de recuento modelo AB-5 de Pylon para utilización con cámaras de Lucas. B. Modelo 200P entrada de aire por difusión. C. Modelo 300A con circulación de aire. D. Modelo Prassi de Silema

# 3.1. Detector de carbón activo

El sistema de medida basado en los detectores de carbón activo se utiliza habitualmente para la determinación de la concentración de radón en periodos de tiempo de unos días. La descripción de esta técnica puede encontrarse en diversos trabajos como el realizado por George (1984). En estos equipos, el carbón activo ubicado en un recipiente adsorbe el radón durante un periodo de tiempo que, dependiendo de las características de diseño del detector, está comprendido entre dos y siete días. El recipiente suele tener un diámetro en un rango de 6 a 10 cm y profundidad de unos 2,5 cm. El carbón activo se sujeta con un filtro y un tamiz de tal manera que permita la entrada de radón mediante un proceso de difusión. En la figura 3.9 se muestra el esquema y la foto del detector desarrollado por el Instituto de Técnicas Energéticas, de la Universidad Politécnica de Cataluña.

Durante el periodo que dura la exposición en el recinto interior, la tapa del recipiente permanece abierta de manera que el radón es adsorbido por el carbón



Figura 3.9. Esquema y foto del sistema de medida basado en la adsorción de radón en carbón activo desarrollado por el INTE activo. Finalizado el periodo de exposición, se cierra la tapa herméticamente, y se envía el recipiente al laboratorio de lectura del detector de forma rápida con el objetivo de evitar la desintegración del radón y sus descendientes antes de realizar la lectura. A fin de disponer de la precisión suficiente en el número de cuentas detectadas en la lectura del detector, se aconseja no superar 48 horas entre el final de la exposición y el inicio de la lectura.

El proceso de lectura de un detector de carbón activo consiste en el análisis del espectro gamma de los descendientes del radón que se han ido formando en dicho carbón activo como resultado de la desintegración del radón adsorbido. La figura 3.10 muestra un espectro típico obtenido mediante la utilización de un detector de NaI(Tl). El recuento de las desintegraciones de las regiones energéticas de la radiación gamma del plomo y del bismuto permite estimar la concentración de radón mediante el uso del correspondiente factor de conversión que previamente ha sido determinado en un proceso de calibración.

Un factor de gran importancia a tener en cuenta en este tipo de detectores es el de la adsorción de vapor de agua por parte del carbón activo, que compite con la adsorción de los átomos de radón. La capacidad de adsorción de radón por parte



Figura 3.10. Espectro característico obtenido con un sistema de espectrometría gamma de NaI realizado a un detector de carbón activo del carbón activo va disminuyendo a medida que se incrementa la cantidad de agua adsorbida. Por tanto, es necesario llevar a cabo correcciones en el factor de conversión en función de la cantidad de agua que ha adsorbido el carbón activo durante el periodo de exposición. Esta corrección se suele hacer por diferencia de peso del detector antes y después de su exposición, ya que esta diferencia de peso está directamente relacionada con la cantidad de agua adsorbida. Con el objetivo de disminuir la entrada de agua, algunos detectores llevan incorporado un sistema de secado del aire de muestreo. Asimismo, la temperatura durante el periodo de exposición también afecta a la eficiencia de adsorción del carbón activo. En la figura 3.11 se muestra, para los detectores desarrollados por el INTE, la influencia en la capacidad de adsorción del carbón activo expuesto a distintas condiciones de humedad relativa y temperatura. En dicha figura el valor del factor de calibración, FC (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), indica la tasa de adsorción de radón en Bq s<sup>-1</sup> por unidad de concentración en el aire en Bq m<sup>-3</sup>.

Hay que hacer notar que como consecuencia de los procesos de adsorción/desorción del radón en el carbón activo, este tipo de detectores no realiza una integración real de la concentración de radón durante el proceso de exposición, ya



Figura 3.11 (a). Sensibilidad de los detectores de carbón activo del INTE a las variaciones de humedad relativa Figura 3.11 (b). Sensibilidad de los detectores de carbón activo del INTE a las variaciones de temperatura



que la última etapa de la exposición tiene un peso específico mayor respecto a la primera. Con el objetivo de mejorar el proceso de integración, algunos detectores llevan incorporada una barrera de difusión que permite realizar exposiciones durante periodos de hasta 7 días. Concretamente, para los detectores desarrollados por el INTE, y durante periodos de exposición de tres días, el peso específico del primer día de la exposición tiene una influencia del 15 % sobre la concentración final, el segundo del 30 % y el tercer día del 50 %. Este hecho incrementa la incertidumbre en la determinación de la concentración de radón media, ya que la fluctuación de la concentración es usual en recintos cerrados, tal como se ha descrito en el capítulo 2. Una solución parcial, consiste en intentar mantener estable el nivel de concentración en el lugar de medida. Con este propósito, se cierra el recinto unas 24 horas previas al inicio de la exposición, y a fin de alcanzar un nivel de concentración del recinto a valores mínimos.

Un estudio de la influencia de la humedad, temperatura y de la barrera de difusión en los detectores de carbón activo de la EPA se puede consultar en el trabajo de Luetzelschwab et al. 1994. Finalmente, debe considerarse que existen distintos tipos de carbón activo utilizados en estos detectores que llevan a diferencias considerables en las características de adsorción. En una intercomparación desarrollada en la cámara de radón del INTE se apreciaron diferencias del orden del 30 % para un mismo laboratorio como consecuencia de disponer de dos lotes distintos de carbón activo suministrados por una misma empresa. Este hecho lleva a recomendar la realización de una cuidadosa verificación de cada lote de detectores adquirido antes de su utilización.

#### 3.2. Detectores de registro de trazas

Los detectores de registro de trazas consisten en pequeñas piezas de plástico ubicadas en el interior de un recipiente por el que se permite el paso del radón, pero se evita la entrada de los descendientes. El radón se introduce en el interior del recipiente por un proceso que normalmente es de difusión natural. Las desintegraciones alfa del radón y de sus descendientes en el interior del recipiente que impactan sobre el material plástico producirán una rotura submicroscópica en dicho material. Los materiales plásticos comúnmente utilizados son nitrato de celulosa (LR-115), alil diglicol carbonato (CR-39) y películas de policarbonato del tipo Makrofol. Tras la exposición, las trazas originadas por las roturas submicroscópicas debidas a las partículas alfa se hacen visibles mediante un revelado químico o electroquímico, normalmente una solución de NaOH. La densidad de trazas se determina, habitualmente, por medio de un microscopio, ya sea de forma manual o por un procedimiento automático. En la figura 3.12 se muestra la fotografía de una imagen de las trazas, en un plástico del tipo LR-115, obtenida por medio de un microscopio.

El valor de la densidad de trazas se correlaciona con la concentración de radón en el aire mediante un factor de conversión obtenido en el proceso de calibración. A diferencia de los detectores de carbón activo, el sistema basado en el recuento



Figura 3.12. Fotografía al microscopio de las trazas reveladas en un plástico de LR-115 por el impacto de las partículas alfa del radón y descendientes de trazas realiza una integración real de la concentración de radón durante el periodo de exposición.

Existen diferentes factores que influyen en la sensibilidad del factor de conversión utilizado para la determinación de la concentración de radón. Un primer factor se debe a que las distintas series de fabricación del material plástico utilizado en los detectores pueden tener diferente sensibilidad. Otro factor a tener en cuenta es la falta de uniformidad en la deposición de los descendientes del radón en las paredes interiores del detector, producida por la carga electrostática que se puede generar en el material plástico. La carga electrostática generada depende de las condiciones ambientales de humedad y temperatura, incrementándose a menor humedad y a mayor temperatura, de manera que estas condiciones provocan variaciones en el factor de conversión. Algunos detectores incorporan materiales conductores que pretenden eliminar la carga electrostática. En el trabajo desarrollado por Hooper et al. 1999 se puede apreciar la influencia de las condiciones ambientales de temperatura y humedad relativa en estos detectores. Finalmente, la influencia del gas torón puede llegar a ser significativa según se presenta en las experiencias realizadas por Tokonami et al. 2001.

Otro aspecto que cabe destacar en el nivel de incertidumbre de la concentración de radón, se refiere al proceso de revelado de la película. En este sentido, se dispone de la experiencia propia, así como de otros autores (Miles, 1997), que indica la una gran sensibilidad a la temperatura del líquido de revelado. Pequeños gradientes de temperatura en el baño del líquido de revelado, del orden de 1 °C, introducen errores considerables en la estimación de la concentración, que pueden superar el 10 %.



En la figura 3.13 se muestran distintos tipos de detectores de trazas.

Figura 3.13. Fotografía de algunos equipos comerciales basados en la técnica de registro de trazas

#### 3.3. Electretes

Los detectores basados en esta técnica incorporan un material aislante eléctrico o electrete de elevada estabilidad, en el interior de una pequeña cámara de material plástico conductor. El electrete, normalmente un disco de teflón cargado a un nivel de tensión eléctrica sirve, tanto como generador del campo eléctrico en la cámara de detección, como sensor. El dispositivo permite la entrada del radón pero evita la de los descendientes. Las desintegraciones producidas por el radón y sus descendientes generan iones en el aire de la cámara de detección, que son recogidos por el electrete previamente cargado a un cierto potencial. El potencial eléctrico del electrete disminuye en proporción a la exposición de radón. Mediante el uso de un voltímetro, especialmente adaptado para este fin, se mide el potencial eléctrico del electrete antes y después de la exposición, y cuya diferencia está directamente relacionada con la concentración de radón. La figura 3.14 muestra la fotografía del detector de electrete comercialmente más extendido, así como el voltímetro utilizado.



Figura 3.14. Fotografía del detector modelo SST de Radelec basado en la técnica de electrete con su voltímetro de lectura

Los detectores de electrete pueden ser utilizados en periodos de exposición que pueden ir de unos dos días hasta un año, dependiendo del grosor del material de electrete y del volumen de la cámara de ionización. Así, variando estos dos parámetros, se pueden diseñar detectores para distintos periodos de exposición, dependiendo de la aplicación que se le desee dar.

La influencia de la temperatura y la humedad relativa en la respuesta de dichos detectores ha sido estudiada en el trabajo de Hopper et al. 1999. En general, ni la temperatura ni la humedad relativa en el recinto de medida afectan al resultado de la concentración de radón obtenida. Sin embargo, debe considerarse el efecto de la temperatura en el proceso de lectura de voltaje existente en el electrete, ya que puede originar variaciones en las dilataciones de los materiales causando diferencias de lectura. La temperatura en el conjunto electrete-soporte-lector debe ser homogénea. Por tanto, es importante que las lecturas de tensión antes y después de la exposición se realicen en las mismas condiciones de temperatura. Además, en el pro-

ceso de lectura, la humedad relativa debe mantenerse a un nivel suficientemente bajo para obtener valores correctos.

Otro aspecto que debe considerarse durante el proceso de exposición se debe a la disminución de la cantidad de moléculas de aire por unidad de volumen a medida que aumenta la altura respecto del nivel del mar, que lleva a producir una menor cantidad de iones en aire para una misma concentración radón. Por tanto, se debe realizar una corrección en el factor de conversión para distintas alturas.

En las medidas realizadas con electretes es importante tener en cuenta que la radiación gamma ambiental también produce iones en la cámara de ionización, de manera que contribuye a la descarga del electrete. En la realización de medidas con estos detectores debe considerarse la radiación de fondo gamma existente en el recinto interior.

Finalmente, merece la pena destacar que la experiencia en la realización de grandes campañas de medida con este tipo de detectores tiene un número de medidas invalidadas que normalmente es superior al que se produce mediante el uso de los detectores de trazas. Este hecho se explica como consecuencia de que los electretes son más susceptibles a ser manipulados por los residentes del lugar de medida que los detectores de trazas.

# 4. DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS DE MEDIDA DE DESCENDIENTES DEL RADÓN

A pesar de que la medida de la concentración de descendientes del radón es de mayor complejidad y más costosa que la medida del gas radón, pueden presentarse situaciones en las que se requiere una mayor precisión en la evaluación de las características de la exposición y, por tanto, necesitar la medida de la concentración de descendientes. Básicamente todos estos equipos están fundamentados en la misma técnica. A través de un filtro se hace pasar aire en el que quedan retenidos los descendientes del radón. En este filtro se realiza un recuento total de las desintegraciones alfa, o se puede realizar una espectrometría alfa, o espectrometría alfa y beta conjuntamente. Los datos obtenidos en el recuento de partículas alfa o en los espectros obtenidos, requieren la solución de las ecuaciones que gobiernan el proceso para poder obtener la concentración equivalente en equilibrio o las concentraciones de los descendientes en el aire. Una información más detallada de estos equipos y de los de medida de la concentración de gas radón se puede encontrar en George 1996.

#### **5. ASEGURAMIENTO DE LA CALIDAD**

El objetivo de un programa de aseguramiento de la calidad metrológica es básicamente el de proporcionar los resultados de medida con un nivel suficiente de precisión y repetibilidad. Por tanto, es importante, que los distintos laboratorios que llevan a cabo medidas de la concentración de radón establezcan y mantengan un sistema de aseguramiento de la calidad.

Un sistema de calidad debe incluir procedimientos escritos que, como mínimo, aseguren la trazabilidad de la medida a un centro metrológico de referencia. Para conseguirlo, los equipos deben ser expuestos en cámaras de radón para la determinación de su factor de conversión a concentración de radón. Estos factores suelen ser determinados en un rango de concentraciones y de periodos de exposición, así como para distintas condiciones ambientales, según el tipo de detector. Además, el sistema de calidad debe implantar un programa de verificación y mantenimiento del equipo.

La realización de medidas y lectura de los detectores necesita disponer de los procedimientos operativos que garanticen la correcta realización de medidas fiables, como son la ubicación de los detectores, su periodo de exposición, la posible influencia de las condiciones ambientales del recinto interior y otras. Finalmente los resultados de las medidas realizadas deben ser registrados de acuerdo con procedimientos escritos.

#### **6. CONCLUSIONES**

La mayor demanda y utilización de los sistemas de medida integradores de la concentración de radón destinados a la realización de amplias campañas de medida, llevan a la necesidad de asumir una serie de valores en los parámetros medioambientales necesarios para la estimación del riesgo radiológico y, por tanto, un nivel de incertidumbre que puede ser significativo, y que podría llegar a ser superior al 50 % del valor medido.

La utilización de un determinado sistema de medida debe realizarse siguiendo un conjunto de criterios que permita elegir el más adecuado para cada tipo de exposición específica. Así, los detectores integradores, normalmente pasivos, se utilizan en grandes campañas de medida. En el caso de realizar estudios de diagnóstico y pronóstico se utilizan sistema de medida en continuo que reviste una mayor complejidad metrológica. La influencia de parámetros como la temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, presencia de gas torón, fondo y variaciones de la concentración del propio gas radón, deben considerarse para asegurar una fiabilidad adecuada en la medida.

El aseguramiento de la calidad de la medida de la concentración de radón es un aspecto fundamental para garantizar su nivel de fiabilidad. Así pues, es necesario que los laboratorios metrológicos implanten un sistema de calidad que contemple, entre otros aspectos, procedimientos escritos que aseguren la trazabilidad de los equipos de medida a un centro metrológico de referencia.

#### REFERENCIAS

- Baltzer, P., Görsten, K.G. and Bäcklin, A. A pulse-counting ionization chamber for measuring the radon concentration in air. Nucl. Instr. and Meth. in Physics Research, section A317, pp. 357-364, 1992.
- George, A.C. Passive, Integrated Measurements of Indoor Radon Using Activated Carbon. Health Phys. Vol. 46(4), pp. 867-872, 1984.
- George, A.C. State-of-the-art instruments for measuring radon/thoron and their progeny in dwellings a review. Health Phys. Vol. 70(4), pp. 451-463, 1996.
- Hopper, R.D., Steinhäusler, F. and Ronca-Battista, M. IAEPA/EPA international climatic test program for integrating radon detectors. Health Phys. 77(3), pp. 303-308, 1999.
- Luetzelschwab, J.W., Hastings, L. y Ellis, S.M. Adsorption of <sup>222</sup>Rn by open-faced and diffusion-barrier canisters at different conditions of temperature and humidity. Health Phys. 66(1), pp. 63-71, 1994.
- Miles, J.C.H. Calibration and Standarization of Etched Track Detectors. En: Radon Measurements by Etched Track Detectors: Applications to radiation Protection, Earth Sciences and the Environment, eds S.A. Durrani and R. Ilic, pp. 143-154. World Scientific, Singapore, 1997.
- Porstendörfer, J., Wicke, A. and Straub, A. Methods for continuous registration of radon, thoron and their decay products in indoors and outdoors. En: Natural radiation in the environment II. Nueva York: Technical Information Center, U.S. Department of Energy, pp. 1293-1307, 1980.
- Scheibel, H. G., Porstendörfer, J. and Wicke, A. A device for the determination of low natural <sup>222</sup>Rn and <sup>226</sup>Ra concentrations. Nucl. Instr. and Meth., 165, pp. 345-348, 1979.
- Tokonami, S., Yang, M. and Sanada, T. Contribution from thoron on the response of passive radon detectors. Health Phys. 80(6), pp. 612-615, 2001.

# Cámara de radón

#### 1. INTRODUCCIÓN

La calibración de los equipos de medida utilizados en la metrología del radón se lleva a cabo en cámaras de atmósfera controlada. Una cámara de atmósfera controlada debe proporcionar condiciones ambientales de referencia que permita la realización de dichas calibraciones en distintas condiciones ambientales. La definición de dichas condiciones, así como las características de las cámaras de atmósfera controlada se encontran en la Norma IEC 61577(1) y en los criterios establecidos por la NEHA, The National Environmental Health Association en su National Radon Proficiency Program. En la figura 4.1 se muestran los distintos parámetros que, según la Norma IEC, debe controlar una cámara capaz de generar atmósferas de referencia para la calibración de equipos de radón y descendientes (STAR - System for Test Atmospheres with radon): concentración de radón, concentración de descendientes, concentración de partículas de aerosol y condiciones de temperatura y humedad relativa. A estas cámaras "STAR" también se las denomina cámaras de radón, si bien en el sentido estricto tienen distintas prestaciones, ya que una cámara de radón no requiere necesariamente del control de la concentración de descendientes ni de partículas.

En España se dispone de la cámara de radón tipo STAR del Instituto de Técnicas Energéticas de la Universidad Politécnica de Cataluña que permite llevar a cabo dichas calibraciones (Vargas et al. 2004). En esta cámara se ha llevado





a cabo la primera campaña de intercomparación de sistemas pasivos de medida de la concentración de radón utilizados por diversos grupos nacionales. En este capítulo se describen las características de dicha cámara de radón, que son similares a las existentes en otros países (Norma IEC 61577). En el capítulo 5 se presentan los resultados de dicha intercomparación.

## 2. LABORATORIO DE ESTUDIOS DEL RADÓN DEL INTE

El Laboratorio de Estudios del Radón (LER) está constituido básicamente por una cámara de atmósfera controlada con un elevado nivel de hermeticidad en un volumen de unos 20 m<sup>3</sup>. Dispone de los equipos necesarios para controlar los niveles de concentración de radón, temperatura y humedad relativa requeridos según criterios establecidos por la normativa internacional. Así mismo, la cámara dispone de sistemas de medida para el control de la concentración y el tamaño de las partículas de aerosol, y de medida de la concentración de los descendientes del radón. En la figura 4.2 se muestra una foto del banco de control de la cámara de radón.



Figura 4.2. Fotografía del pupitre de control de la cámara de radón del INTE

# 3. ARQUITECTURA DE LA CÁMARA

La cámara está formada por un recinto de 2,91 x 2,91 x 2,30 m (20 m<sup>3</sup>) y por una antecámara anexa de 1 x 1 x 2 m. Las paredes de la cámara están construidas con planchas de acero inoxidable de 1,5 mm de grosor soldadas entre sí para garantizar la estanqueidad del recinto. La entrada a la antecámara se realiza por una puerta de tipo bisagra, de acero inoxidable con juntas de goma. La entrada en la cámara propiamente dicha se realiza a través de una puerta que dispone de ocho puntos de cierre distribuidos por todo su perímetro para garantizar la estanqueidad.

### 4. SISTEMA DE MEDIDA DE REFERENCIA DE LA CONCENTRACIÓN DE RADÓN

El equipo de medida de referencia de la concentración de radón está basado en la determinación por espectrometría alfa del <sup>218</sup>Po, electrostáticamente depositado en un detector de partículas alfa del tipo PIPS modelo A-300-17-AB de Canberra. El volumen sensible del instrumento es una esfera de vidrio, recubierta de plata en su interior, de volumen 8360  $\pm$  100 cm<sup>3</sup> (k=2). El detector está ubicado en el interior de la esfera eléctricamente aislado de la lámina de plata. Entre el detector y el recubrimiento de plata de la esfera se aplica un potencial de 8 kV generando un campo eléctrico que desplaza los iones de <sup>218</sup>Po hacia la superficie del detector.

El aseguramiento de la calidad en la medida de la concentración de radón con dicho sistema, se consigue por medio de dos vías. La primera consiste en la utilización de pequeños recipientes que contienen una actividad conocida de radón trazada al centro alemán Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB). El contenido de radón se trasvasa en su totalidad al volumen de medida. La incertidumbre total que se obtiene con esta técnica es inferior al 5 % (k=2). La descripción detallada de este proceso así como la estimación de la incertidumbre se presenta en Vargas et al. 2004. En la figura 4.3 se muestra el esquema del sistema de trasvase de la actividad de radón.





La segunda vía se basa en la participación en campañas de intercomparación, con la participación de otros centros de referencia europeos, incluidos en el marco de un proyecto Euromet *Intercomparison exercise of radon activity concentration calibration facilities* Número: 657. En este sentido, durante el ejercicio 2001-2002 el INTE participó en una comparación interlaboratorios con otros ocho grupos europeos que disponen asimismo de cámaras de radón (Röttger et al. 2002). La figura 4.4 muestra los resultados de dicha intercomparación, donde m=Cm/Cref, Cref es la concentración de referencia obtenida por cada laboratorio y Cm, la concentración obtenida por un equipo utilizado por todos los laboratorios en la intercomparación. Las barras de error representan la incertidumbre expandida para k=2.

Otro aspecto que debe tenerse en cuenta en una cámara es el de disponer un nivel aceptable de estabilidad y de homogeneidad de la concentración de radón



Figura 4.4. Resultados de la intercomparación realizada entre laboratorios de referencia europeos en la campaña del periodo 2001-2002. El valor m=1, que se tomó como referencia, no significa necesariamente que es el mejor resultado

en su interior. Para cumplir con estos objetivos, la cámara dispone de una zona central en la que se garantiza un nivel de estabilidad y homogeneidad de la concentración de radón. Esta zona dispone de seis bandejas situadas a tres niveles de altura en las que se ubican los detectores para su calibración. La diferencia de concentración de radón en distintos puntos de dicho volumen, que es de unos 3 m<sup>3</sup>, es inferior al 5%.

Como medida complementaria de la concentración de radón, se ha utilizado también un sistema de medida activo trazado asimismo al PTB. En efecto, en Junio de 2001 se llevó a cabo, en la cámara de radón del PTB, una intercomparación entre un equipo ATMOS 12 DPX del INTE, con otro similar propiedad del PTB. En dicha calibración, el equipo presentó una desviación relativa ( $2\sigma$ ) inferior al 0,5% en referencia con la concentración obtenida en el laboratorio del PTB.

#### 5. SISTEMA DE CONTROL DE LA CONCENTRACIÓN DE RADÓN

El mantenimiento de una atmósfera controlada de radón se consigue mediante el control de dos variables: la exhalación de radón al interior del recinto y la tasa de renovación del aire de éste. Una fuente generadora de radón con el valor de exhalación calibrado y el control del caudal de ventilación de la cámara realizan esta función.

Para conseguir una exhalación de gas radón controlada se utiliza un sistema generador de radón suministrado por Pylon. Este sistema está constituido por una fuente de <sup>226</sup>Ra sólido en forma de polvo, de 2.101 kBq de actividad, distribuido en una malla entrecruzada de fibras de vidrio y polietileno envuelta en el correspondiente blindaje. Dispone de dos tomas de aire para permitir la circulación de un flujo de aire por su interior y consiguiente arrastre del radón generado. El flujo de aire puede variar hasta un valor máximo de 10 L min<sup>-1</sup>, pero la exhalación mantiene constante el valor de 262 Bq min<sup>-1</sup>, independientemente del flujo que circula. El control de la actividad de radón introducida en la cámara se consigue bifurcando el flujo de aire de salida de la fuente de radón. Una parte del flujo de aire se introduce en la cámara y la otra se libera directamente al exterior del laboratorio. La cámara dispone de un sistema de ventilación controlado de forma automática mediante un sistema de adquisición de datos incorporado a un ordenador PC.

En la figura 4.5 se muestra el esquema en planta de la cámara de radón, donde se aprecian los distintos instrumentos utilizados para el control de la exhalación y de la ventilación que permiten controlar de forma estable la concentración de radón.

Figura 4.5. Esquema de planta de la cámara de radón con los sistemas de control de la concentración de radón



### 6. SISTEMA DE CONTROL DE LAS CONDICIONES CLIMÁTICAS

Un equipo de acondicionamiento de aire instalado en el interior de la cámara y gobernado de forma controlada, a través de un sistema de ordenador PC, es el encargado de regular las variables de temperatura y humedad relativa. El equipo de acondicionamiento está formado por una unidad de refrigeración al que se ha incorporado un conjunto de resistencias que permiten regular los niveles de temperatura. Para obtener el control de la humedad se utiliza un sistema comercial de generación de vapor de agua y otro dispositivo para el secado del aire. Las señales de los sensores de temperatura y humedad relativa, ubicados en el interior de la cámara, son recogidas por un sistema de adquisición de datos incorporado al PC. La temperatura y la humedad relativa en la cámara se regulan en un rango comprendido entre 5 y 50°C y 15 y 95% respectivamente.

# 7. SISTEMA DE MEDIDA DE LA CONCENTRACIÓN DE DESCENDIENTES DEL RADÓN

La medida de la concentración de los descendientes del radón de vida corta en el interior de la cámara se realiza aspirando aire a través de un filtro de membrana, de 1,2 µm de tamaño de poro, de manera que los descendientes quedan retenidos en él. Un detector de partículas alfa de semiconductor (PIPS) situado frente al filtro a unos 5 mm de distancia contabiliza las desintegraciones alfa del <sup>218</sup>Po y <sup>214</sup>Po. Mediante un análisis del espectro obtenido y la utilización del correspondiente algoritmo de cálculo se dispone de un sistema de medida preciso para la determinación en continuo de las actividades en el aire de los descendientes de vida corta del radón (<sup>218</sup>Po, <sup>214</sup>Pb y <sup>214</sup>Bi en equilibrio con <sup>214</sup>Po).

Para poder determinar la concentración en el aire de los descendientes del radón que se encuentran en estado libre se coloca, en una unidad de medida idéntica a la descrita, un tamiz selectivo previo al filtro, de manera que los descendientes del radón son filtrados de acuerdo con una curva de probabilidad de ser retenidos, y sólo permite el paso de aquellos descendientes que superen un cierto tamaño. La curva de probabilidad de retención se caracteriza por un diámetro de corte del 50%, que corresponde a una probabilidad de retención del 50% de las partículas de aquel tamaño. El diámetro de corte del 50% comúnmente utilizado para la segregación de la fracción libre es de 4 nm (Ramamurthi y Hopke 1989).

La señal eléctrica que producen los detectores de ambos sistemas se transfiere a un analizador multicanal de espectros modelo 920 de ORTEC, incorporado a un ordenador tipo PC encargado de calcular las concentraciones de los descendientes.

La descripción específica de este sistema de medida de los descendientes del radón y de los descendientes en estado libre se ha desarrollado en Vargas (2000).

# 8. SISTEMA DE MEDIDA Y GENERACIÓN DE PARTÍCULAS DE AEROSOL

Para controlar la concentración y tamaño de las partículas de aerosol en el interior de la cámara se dispone de un sistema de filtros en el circuito de ventilación de entrada de aire mientras, un sistema basado en la atomización de partículas inyecta al interior de la cámara una cantidad de partículas de talla controlada. El espectro dimensional de las partículas se determina mediante un clasificador electrostático y un contador de partículas (Modelo SMPS 3934 de TSI). De esta manera se puede determinar la dimensión de las partículas en un rango comprendido entre 5 y 1.000 nm, y la concentración de partículas de 0 a 10<sup>7</sup> partículas/cm<sup>3</sup>.

# 9. RESUMEN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LA CÁMARA

Tamaño	2,91 x 2,91 x 2.30 m <sup>3</sup>		
Material de construcción	Láminas de acero de 2 mm soldadas		
Exhalación de radón	$0-262$ Bq min <sup>-1</sup> (fuente de $^{226}$ Ra de 2.101 kBq)		
Ventilación	0 - 6 m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>		
Concentración de radón	0 - 80.000 Bq m $^3$ $\pm$ 4% (k=2) trazada al PTB en condiciones de calibració		
Estabilidad radón	No supera $\pm$ 10% en condiciones de calibración		
Heterogeneidad radón	No supera el 5% en condiciones de calibración		
Temperatura 🐪	5 - 50 °C ± 1°C		
Humedad relativa	15 - 95% ± 2%		

#### REFERENCIAS

- IEC 61577(1). The International Electrotechnical Commission. Radiation Protection Instrumentation. Radon and Radon Decay Products measuring instruments. Part 1 - General Requirements. 2000.
- NEHA. The National Environmental Health Association National Radon Proficiency Program. Chamber protocols. 1999.
- Ramamurthi, M. and Hopke, P.K. "On improving the validity of wire screen unattached fraction radon daughter measurements". Health Physics, Vol. 56, pp. 189-194, 1989.
- Röttger, A., Honig, A., Butterweck, G., Schuler, Ch., Schmidt, V., Buchröder, H., Rox, A., Kendall, G. M., Miles, J. C. H, Burian, I., Michielsen, N., Maringer, F. and Vargas, A.. Intercomparison excercise of calibration facilities for radon gas activity concentration. Abstracts of the VII Congress of Natural Radiation Environment. Rodas (Grecia), pp. 43, Mayo 2002.
- Vargas, A. Contribución a la caracterización de aerosoles radiactivos derivados del radón. Tesis presentada en la Universitat Politècnica de Catalunya (Institut de Tècniques Energètiques) Mayo, 2000.
- Vargas, A., Ortega, X. and Matarranz, J.L. Traceability of radon-222 activity concentration in the radon chamber at the Technical University of Catalonia (Spain). Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A. 526 (200h.) 501-509.

# Resultados de la intercomparación entre laboratorios españoles

#### 1. INTRODUCCIÓN

Se presenta a continuación los resultados de la primera campaña de intercomparación de la concentración de radón a escala nacional (Ortega et al. 2002). La campaña de intercomparación, coordinada por el Consejo de Seguridad de Nuclear, se llevó a cabo durante el año 2002 con la participación de distintos laboratorios españoles seleccionados, así mismo, por el CSN. La intercomparación se limitó a los sistemas de medida integradores de la concentración de radón ya que son los habitualmente utilizados por los laboratorios metrológicos nacionales.

### 2. LABORATORIOS PARTICIPANTES Y SISTEMAS DE MEDIDA

En la campaña de intercomparación participaron siete laboratorios con un total de 14 sistemas de medida pasivos del radón. En la tabla 5.1 se muestran los laboratorios y el sistema de detección utilizado. La mayoría de los grupos realizan la lectura de los detectores en sus propios laboratorios, excepto en aquellos cuya lectura depende de laboratorios externos.

Laboratorio	Sistema de medida	
Laboratorio de dosimetría externa. Ciemat	Electret E-perm configuración SST. Electret E-perm configuración LST.	
Instituto de Salud Carlos III. Ministerio de Sanidad	Carbón activo tipo EPA. Lectura Nal.	
Laboratorio de Radiactividad Ambiental. Universidad de Oviedo	Carbón activo tipo EPA. Lectura Nal.	
Laboratorio de Radiactividad Ambiental. Universidad de Valencia	Carbón activo tipo EPA. Lectura Nal.	
Instituto de Técnicas Energéticas. Universidad Politécnica de Catalunya	Carbón activado. Diseño propio. Lectura Nal. Trazas LR-115. Diseño propio. Revelado químico.	
Cátedra de Física Médica. Universidad de Cantabria	Trazas CR-39 Radosys. Revelado químico. Trazas CR-39 variante del Radosys. Revelado químico. Lectura externa Trazas CR-39 SSI. Revelado químico. Lectura externa. Trazas CR-39 NRPB. Revelado químico. Lectura externa. Trazas CR-39 Landauer. Revelado químico. Lectura externa.	
Laboratorio de Física de las Radiaciones. Universidad Autónoma de Barcelona	Trazas Makrofol KfK fibra de vidrio. Trazas Makrofol KfK fibra de vidrio y polietileno.Revelado electroquímico.	

Tabla 5.1. Laboratorios participantes en la intercomparación y sistemas de medida utilizados

En la figura 5.1 se muestra una fotografía de algunos de los equipos participantes en la intercomparación ubicados en el interior de la cámara durante el proceso de exposición.



Figura 5.1. Fotografía de la disposición de los detectores en el interior de la cámara en la exposición de bajo nivel

# 3. LOGÍSTICA DE LA CAMPAÑA DE INTERCOMPARACIÓN

La mayoría de laboratorios participaron con 15 detectores de cada uno de los sistemas de medida. Tres detectores de cada sistema de medida no eran expuestos en la cámara, y se utilizaron para la evaluación de su fondo radiactivo. No obstante, dado que en la intercomparación participaron dos sistemas de medida con sólo cinco detectores, se decidió utilizar un sólo detector para la evaluación de su fondo.

Tal como se indicó a los distintos laboratorios participantes en el programa de la intercomparación, se dividieron los equipos en dos grupos en función de su nivel de exposición: el nivel bajo (detectores de carbón activado y electretes SST), y el nivel alto (detectores de trazas y electretes LST).

La exposición a una concentración de radón de bajo nivel tuvo una duración de 70 horas y 10 minutos, fue iniciada el 20 de abril de 2002. La concentración media durante el periodo de exposición fue de 940  $\pm$  66 Bq m<sup>-3</sup> (k=2). La incertidumbre se estimó mediante la combinación de la incertidumbre asociada a la medida de la concentración de radón con el equipo de referencia, y a la debida a la heterogeneidad de la concentración en la cámara. La exposición a concentración de alto nivel tuvo una duración de 143 horas y 45 minutos, fue CALIDAD METROLÓGICA Y DOSIMETRÍA DEL RADÓN. PRIMERA CAMPAÑA NACIONAL DE INTERCOMPARACIÓN

Figura 5.2. Evolución temporal de la concentración de radón en la exposición de bajo nivel



iniciada el 24 de abril y la concentración media alcanzó los 5310  $\pm$  375 Bq m<sup>-3</sup> (k=2). Las figuras 5.2 y 5.3 muestran la evolución temporal de la concentración de radón media mediante el sistema de referencia con un periodo de integración de 10 minutos, para los dos niveles de exposición respectivamente. Las condiciones de temperatura y humedad relativa se muestran en las figuras 5.4 y 5.5 para las dos exposiciones.

Todos los detectores fueron identificados, de acuerdo con lo establecido en el programa de la intercomparación, mediante un número del sistema de medida comprendido entre el 1 al 14, seguido con un guión y un número correlativo del 1 al 15 para la identificación de cada detector. Durante todo el proceso de la intercomparación, así como una vez finalizada, se ha guardado la confidencialidad en la identificación de los Laboratorios con los distintos sistemas de medida. La ubicación de los detectores en el interior de la cámara se realizó de manera que su distribución fuera homogénea en las distintas bandejas. Así, se dispusieron cuatro detectores de cada sistema de medida por nivel, y para los sistemas de cuatro detectores se colocaron dos detectores en el nivel medio y un detector para los otros dos niveles.



#### 4. RESULTADOS

La diferencia entre el valor de referencia obtenido por el sistema de medida de referencia utilizado en la cámara de radón del INTE, y el valor obtenido por cada laboratorio se expresa básicamente utilizando dos parámetros estadísticos:

1) El error relativo intrínseco o diferencia porcentual (D<sub>L</sub>):

$$D_{L} = \frac{M_{L} - M_{R}}{M_{R}} 100\%$$

donde  $M_L$  es el valor medio de la concentración de radón obtenida por el laboratorio participante y  $M_R$  es el valor de referencia de la concentración de radón. Para el cálculo de  $M_L$  se resta el valor de fondo medio obtenido con los detectores utilizados para este fin.

2) El valor de R<sub>L</sub> obtenido con la siguiente expresión:

CALIDAD METROLÓGICA Y DOSIMETRÍA DEL RADÓN. PRIMERA CAMPAÑA NACIONAL DE INTERCOMPARACIÓN

Figura 5.4. Evolución temporal de la temperatura y humedad relativa en la exposición de bajo nivel



donde:

 $t_{n; \alpha/2}$  es el valor de la distribución t de Student de parámetro v = n-1, y con un intervalo de confianza 1- $\alpha$ ,

U<sub>R</sub> es la incertidumbre del valor de referencia,

S<sub>L</sub> es la incertidumbre de la media, obtenida con el siguiente estimador estadístico:

$$S_{L} = \frac{\sigma_{L}}{\sqrt{n}}$$

 $\sigma_{L}$  es la desviación estándar de la muestra del laboratorio,

n es el número de detectores expuestos en la cámara.

El denominador de la expresión  $R_L$  representa la máxima diferencia entre el valor medio del laboratorio y el valor de referencia, con un intervalo de confianza



Figura 5.5. Evolución temporal de la temperatura y humedad relativa en la exposición de alto nivel

de 1- $\alpha$ . Se puede considerar la existencia de un error sistemático si el valor de  $R_L$  es superior a 1 para un intervalo de confianza del 99%. Sin embargo, un valor bajo de  $R_L$  no significa necesariamente que no existe un error sistemático, ya que la desviación estándar en la medida puede ser demasiado grande para la detección de un error sistemático. Por este motivo, el valor de  $R_L$  se tiene que considerar conjuntamente con el valor del coeficiente de variación  $V_L$ . Un sistema de medida preciso debe reflejar un valor bajo de  $V_L$  y  $R_L$ .

$$V_{L} = \frac{\sigma_{L}}{M_{L}} 100\%$$

En la tabla 5.2 se muestran los resultados obtenidos por los distintos laboratorios de acuerdo con los parámetros estadísticos mencionados.

Las figuras 5.6 y 5.7 muestran los resultados de la concentración obtenidos por cada detector clasificados según los distintos sistemas de medida y para la exposición de bajo y alto nivel respectivamente. Los detectores de cada sistema de medida se presentan en el eje de ordenadas de las figuras de manera que los cuatro primeros detectores corresponden a una posición en la cámara de la bandeja inferior, los cuatro siguientes a la bandeja media y los últimos cuatro a la bandeja de nivel superior. El sistema de medida identificado con el número 4, perteneciente a la exposición de bajo nivel, no entregó los resultados.

Laboratorio	N	$M_L \pm \sigma_L$	D <sub>L</sub> (%)	RL	V <sub>L</sub> (%)
1	12	644,6 ± 8,1	-31,43	2,88	1,26
2	12	5.523,2 ± 631,3	4,02	0,26	11,43
3	12	939,3 ± 23,6	0,07	0,01	2,52
4	12	_	-	_	_
5	12	1.026,2 ± 56,2	9,17	0,76	5,51
6	12	4.128,8 ± 180,2	-22,2	1,97	4,37
7	12	4.233,4 ± 166,7	-20,3	1,81	3,94
8	12	5.307,0 ± 345,7	-0,02	0,00	6,51
9	4	5.514,0 ± 159,3	3,84	0,187	2,89
10	4	4.580,9 ± 218,4	-13,7	0,58	4,77
11	12	5.144,4 ± 326,7	-3,12	0,26	6,35
12	12	4.267,3 ± 384,7	-19,6	1,55	9,01
13	12	970,6 ± 47,2	3,25	0,28	4,86
14	12	5.761,0 ± 213,5	8,49	0,74	3,71



Del análisis de los resultados se observa que tan sólo el sistema de medida identificado con el número 1 tiene una diferencia relativa con respecto al valor de referencia significativamente superior al 20%. Este hecho se aprecia claramente en el valor de  $R_L$ , que es de 2,88, significativamente superior a 1. Los grupos 6, 7 y 12 también muestran un valor de  $R_L$  algo superior a la unidad, por lo que se les aconsejó efectuar una modificación de su factor de calibración. El sistema 2, a pesar de obtener un valor inferior a la unidad del parámetro  $R_L$ presenta un valor demasiado alto de  $V_L$ , por lo que se le indicó que debía mejorar de su proceso de medida. La misma observación puede realizarse para el sistema 12.

De acuerdo con los distintos criterios de aceptación establecidos por las Normas (IEC 61577 y NEHA) sólo el resultado obtenido por el sistema de medida 1 no los cumple debido a que el valor de su error relativo intrínseco difiere de forma excesiva del valor verdadero (-31,4%). Sin embargo, cabe señalar que su coeficiente de variación tiene un valor muy bajo (1,26%) y por tanto, dicho sistema, simplemente requiere una modificación de su factor de calibración para disponer de



Figura 5.6. Resultados de cada detector, valor medio e incertidumbre (k=2) en la exposición de bajo nivel

un alto nivel de fiabilidad. En el resto de los laboratorios se puede considerar que los resultados alcanzados fueron aceptables ya que cumplían con alguno o con todos los criterios de las Normas.

En la tabla 5.3 se muestran los resultados de la intercomparación de acuerdo con la clasificación de los sistemas de medida que propone Howarth y Miles (2002), que incorpora unos índices utilizados en las campañas de intercomparación llevadas a cabo en el centro metrológico inglés, el National Radiological Protection Board (NRPB). En la categoría A, tanto el error relativo intrínseco como el coeficiente de variación son inferiores al 10%, en la categoría B ambos valores son inferiores al 15%, en la C al 20 %, en la D al 25% y el resto de detectores se ubican en la categoría E.

En el análisis de la tabla 5.3 se puede observar que el origen de la cadena de trazabilidad de los sistemas de medida, es decir, en la cámara de radón donde fueron calibrados, no parece influir en la clasificación de los detectores. Si se realiza un estudio de frecuencias de equipos en cada categoría, se observa que en la intercomparación nacional un 54% pertenece al Grupo A (7), formado por 2 detectores tipo electrete (100 % de los detectores de este tipo), 2 canister (67%) 3 trazas (43%). Mientras en la intercomparación NRPB 2000, el 32% pertenece al Grupo A (14), formado por 2 electrete (50%), 3 canister (43%) y 14 trazas (30%).

CALIDAD METROLÓGICA Y DOSIMETRÍA DEL RADÓN. PRIMERA CAMPAÑA NACIONAL DE INTERCOMPARACIÓN

Figura 5.7. Resultados de cada detector, valor medio e incertidumbre (k=2) en la exposición de alto nivel



Categoría NRPB	Lab.	N	$D_{L}(\%) + V_{L}(\%)$	Tipo	Trazabilidad
A	3	12	2,55	Canister	INTE
A	8	12	6,53	CR-39 Radosys	NRPB y EPA
A	9	4	6,73	CR-39 SSI	SSI (Suecia)
A	13	12	8,11	E-perm SST	EPA (USA)
A	11	12	9,47	CR-39 Radosys modificado	NRPB y cámara Japór
A	14	12	12,20	E-perm LST	EPA
A	5	12	14,68	Canister EPA	EPA
B	2	12	15,45	LR-115	INTE
B	10	4	18,47	CR-39 NRPB	NRPB (GB)
D	7	12	24,24	Makrofol KfK	NRPB
D	6	12	26,57	Makrofol KfK	NRPB
C	12	12	28,61	CR-39 Landauer	EPA
E	1	12	32,69	Canister EPA	EPA
_	4	12	_	Canister EPA	EPA

Tabla 5.3. Clasificación de los laboratorios y sistemas de medida según el criterio de las intercomparaciones llevadas a cabo por la NRPB En la tabla 5.4 se muestra la comparación del coeficiente de variación entre la intercomparación nacional y la de la NRPB de 2000, clasificado según el sistema de medida. Del análisis de los resultados de los diferentes tipos de detectores se puede destacar que el comportamiento es similar en las dos intercomparaciones, los detectores de carbón activo, trazas y electret tienen una dispersión baja comparada con los detectores de LR-115.

Sistema de medida	Coeficiente de variación %				
	Intercomparación nacional		Intercomparación NRPB 2000		
	N	Media	N	Media	
Canister	3	3,1	7	4,9	
Electrete	2	4,3	2	5,9	
CR-39 SSI	1	2,9	8	6,5	
CR-39 Landauer	1	9,0	_		
CR-39 Radosys	1	6,5	_	_	
Makrofol	2	4,1	2	9,7	
CR-39 NRPB	1	4,8	3	8,7	
LR-115	1	11,4	4	10,7	

Tabla 5.4. Clasificación de los sistemas de medida por su coeficiente de variación y comparación con los valores obtenidos en la intercomparación NRPB 2000

#### **5. CONCLUSIONES**

Los resultados generales obtenidos en la primera campaña de intercomparación en España, en la que participaron siete laboratorios y 14 equipos de medida pasivos integradores, han mostrado una fiabilidad aceptable. Los resultados son comparables a la intercomparación que a nivel europeo llevó a cabo la NRPB en el año 2000.

Las dos exposiciones efectuadas en la campaña nacional se llevaron a cabo en condiciones de concentración, temperatura y humedad relativa de referencia. No obstante, cabe señalar que la respuesta de los distintos detectores podría modificarse de alterarse dichas condiciones, y por tanto los resultados obtenidos son sólo válidos para las condiciones de la exposición realizada.

La participación de los laboratorios en una intercomparación bienal puede servir para controlar la fiabilidad del sistema de medida utilizado y en caso de haberse introducido acciones correctoras, comprobar las mejoras obtenidas.

Finalmente, cabe mencionar el hecho que en la intercomparación realizada, la concentración de torón se mantuvo a un nivel inferior al que se produce en situaciones reales. Sólo dos sistemas participantes disponían de mecanismos para poder diferenciar el radón y el torón. Si las concentraciones de torón en los lugares de medida son relevantes, los equipos que no discriminan dicho gas pueden estar sometidos a errores significativos.

# REFERENCIAS

- Howarth, C.B. and Miles, J.C.H. Results of the 2000 NRPB intercomparison of passive radon detectors. Documento NRPB-W6, 2002
- Ortega, X., Vargas, A. y Martín Matarranz, J.L. Contribution to the improvement of radon risk evaluation in Spain. Abstracts del congreso Europeo IRPA Congress. Florencia (Italia), Octubre 2002.

# **Conclusiones y perspectivas futuras**

En el campo de la metrología del radón es usual la utilización de sistemas de medida integradores con los que se lleva a cabo medidas de la exposición durante periodos de tiempo relativamente largos, que van de unos días a meses. Para poder estimar la dosis se asumen unos valores de referencia que caracterizan las condiciones medioambientales de la exposición, como son el factor de equilibrio, la fracción libre y el tamaño de las partículas. En lugares de trabajo y en viviendas donde dichos parámetros se alejan de los valores de referencia se deben considerar las variaciones alcanzadas respecto a dichas condiciones de referencia, que pueden afectar al resultado de la estimación del riesgo radiológico.

Los distintos sistemas de medida utilizados en la metrología del radón disponen de una serie de características particulares que los hacen apropiados para cada aplicación concreta. En las asignaciones de una concentración anual a partir de la medida realizada, deben considerarse las fluctuaciones de la concentración de radón, las condiciones de temperatura, humedad relativa, presión y otros parámetros atmosféricos del recinto a estudiar, y que pudieran afectar a la respuesta del detector.

Los laboratorios de medida de concentraciones de radón deben implantar un sistema de calidad que permita alcanzar un nivel de fiablidad adecuado. Dicho sistema debe contemplar procedimientos escritos que, entre otros aspectos, aseguren la trazabilidad de la medida a un centro de referencia.

En España se dispone de la cámara de radón del INTE en Barcelona que cumple con los requisitos de calibración de la Normativa Internacional. Su sistema de medida está trazado con el centro metrológico de referencia alemán (PTB). Además participa en intercomparaciones con otras cámaras de referencia en el marco de un proyecto Euromet *Intercomparison exercise of radon activity concentration calibration facilities* Número: 657.

En dicha cámara de radón se ha llevado a cabo la primera intercomparación de sistemas de medida integradores de la concentración de radón en España. En la intercomparación han participado 14 equipos pasivos de medida de la concentración de radón utilizados por siete laboratorios.

Los resultados obtenidos por los distintos laboratorios participantes en la intercomparación se han evaluado según tres parámetros estadísticos: el error relativo intrínseco o porcentual ( $D_L$ ), el parámetro  $R_L$  para la determinación de posibles errores sistemáticos en el sistema de medida y el coeficiente de variación ( $V_L$ ). Los resultados han mostrado un nivel de fiabilidad satisfactorio, si bien en alguno de los laboratorios se ha recomendado la incorporación de mejoras.

Como continuación de los trabajos anteriormente mencionados, el INTE inició en octubre de 2003 un nuevo proyecto, en el marco de un acuerdo específico con el CSN, que pretende comparar y optimizar los resultados metrológicos de los diversos sistemas en las condiciones ambientales reales de temperatura y hume-
71

dad y a cambios radiológicos atmosféricos, en presencia de radón y torón. En síntesis se desea alcanzar los siguientes objetivos:

- 1. Estudiar la respuesta de los sistemas de medida de la concentración de radón y torón más habituales, sometidos a las condiciones ambientales que se presentan en diversos lugares de trabajo del territorio español. Estos sistemas comprenden detectores pasivos de trazas, carbón activo, y electretes, así como los sistemas de medida en continuo como cámaras de ionización, cámara de Lucas y de electrodeposición de los descendientes del radón. El estudio se llevará a cabo mediante exposiciones de dichos equipos en distintas condiciones de temperatura, humedad, concentración de torón y con fluctuaciones temporales de la concentración de radón.
- 2. Del análisis de los resultados obtenidos se redactará un documento que pueda servir de referencia para la elaboración de una guía que debe ser útil para la acreditación de aquellos laboratorios que deseen llevar a cabo medidas de la concentración de radón en España.

Los beneficios que se esperan alcanzar del desarrollo del proyecto se centran en disponer de un nivel de aseguramiento de la calidad en la medida de las concentraciones de radón y torón en lugares de trabajo del territorio español gracias al desarrollo de técnicas de medida propias, y a la realización de una serie de exposiciones en la cámara de radón de atmósfera controlada del INTE. Así, el proyecto permitirá al CSN disponer de información para establecer las orientaciones necesarias en el desarrollo de las instrucciones dadas por la autoridad competente y asegurar la fiabilidad de los sistemas de medida utilizados en la realización de los estudios encaminados a evaluar los eventuales incrementos de exposición en los lugares de trabajo.



.

Calidad metrológica y dosimetría del radón Primera campaña nacional de intercomparación

Colección Documentos I+D 12.2004

