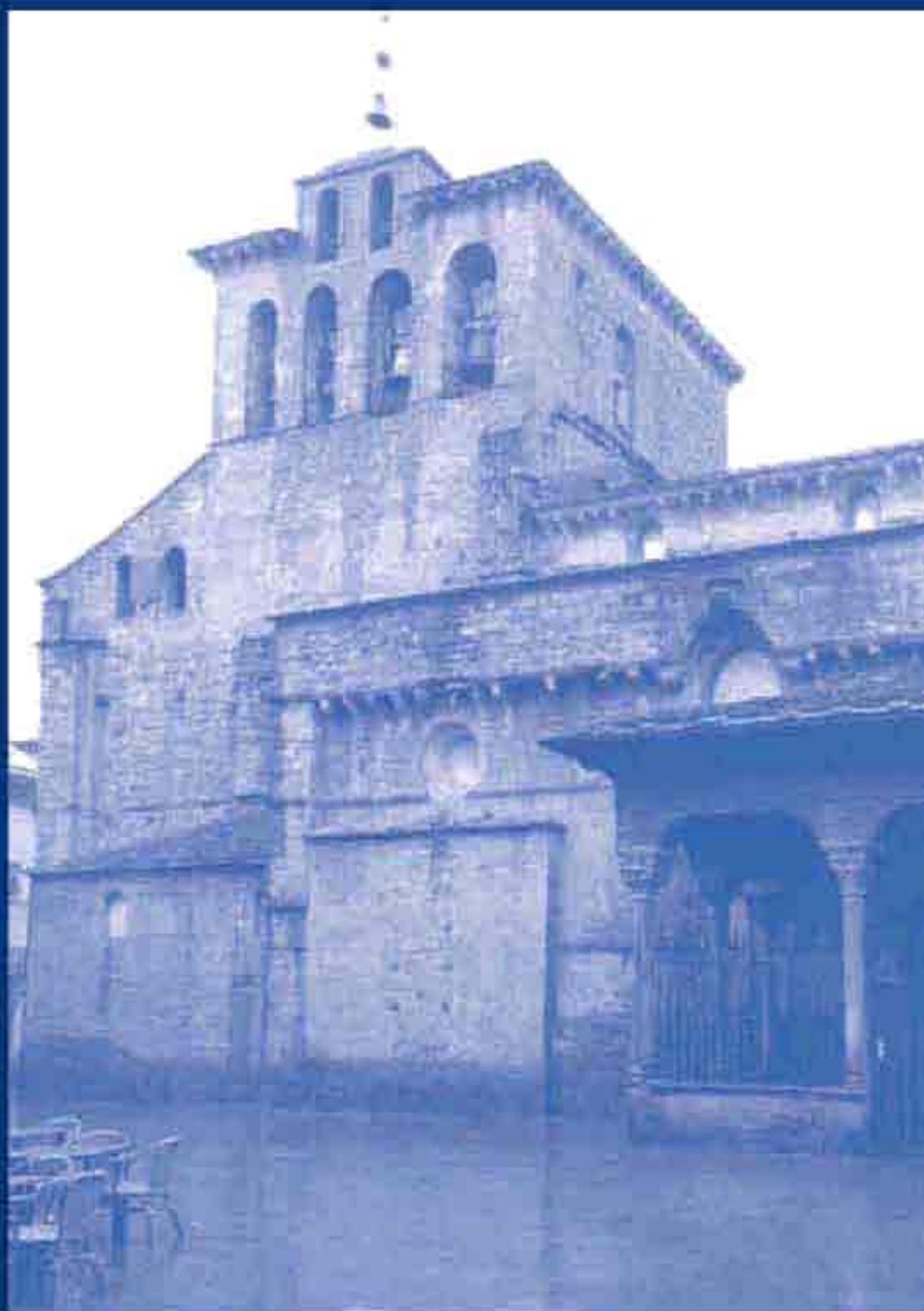


# V JORNADAS SOBRE CALIDAD EN EL CONTROL DE LA RADIOACTIVIDAD AMBIENTAL

Jaca, 28 a 30 de mayo de 2008





# V JORNADAS SOBRE CALIDAD EN EL CONTROL DE LA RADIATIVIDAD AMBIENTAL

Jaca, 28 a 30 de mayo de 2008



Universidad de Zaragoza



**Editores: Rafael Núñez-Lagos Roglá**  
**Santiago Rodríguez Vallejo**  
**J. Alberto Carrión Sanjuan**

**COMITÉS DE LAS V JORNADAS SOBRE CALIDAD  
EN EL CONTROL DE LA RADIATIVIDAD AMBIENTAL**

**Comité Científico**

<b>Fernando Legarda Ibáñez</b>	<b>Universidad del País Vasco</b>
<b>Rafael Núñez-Lagos Roglá</b>	<b>Universidad de Zaragoza</b>
<b>Rafael García-Tenorio Balmaseda</b>	<b>Universidad de Sevilla</b>
<b>Lucila Ramos Salvador</b>	<b>Consejo de Seguridad Nuclear</b>
<b>Lourdes Romero González</b>	<b>Ciemat</b>

**Comité Organizador – Universidad de Zaragoza**

**Rafael Núñez-Lagos Roglá**  
**Santiago Rodríguez Vallejo**  
**J. Alberto Carrión Sanjuan**  
**Carmen Pérez Marín**  
**María Savirón Sánchez**  
**Alberto Virto Medina**

## PRÓLOGO

Durante los días 28 al 30 de mayo de 2008 en el Palacio de Congresos y en la Residencia de la Universidad de Zaragoza en Jaca (Huesca) tuvieron lugar las V Jornadas sobre Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental cuyas actividades, comunicaciones y conferencias aquí se reflejan. La organización ha corrido a cargo del Área de Física Atómica, Molecular y Nuclear de la Universidad de Zaragoza.

La celebración de las Jornadas en su quinta edición, supone la completa consolidación de estas reuniones que son el foro de encuentro de prácticamente todos los científicos españoles que trabajamos en la Medida y Control de la Radiactividad Ambiental y que, sin duda, formamos una comunidad bastante bien definida y afortunadamente dinámica con nuevas incorporaciones de jóvenes investigadores. Se ha pretendido realizar estas Jornadas con un carácter, ambiente y espíritu universitario, con periodicidad bianual y con precios módicos y ajustados.

En la primera reunión que organizó Fernando Legarda en Bilbao en 1998 ya se puso de manifiesto el interés de las Jornadas y la gran capacidad de convocatoria. Las siguientes ediciones de Salamanca (2000), organizada por Paco Fernández, en Valencia (2003) por Vicente Serradell y en Sevilla (2005) por Rafael García-Tenorio terminaron de establecer, con total claridad, sus peculiares características y la necesidad de que estas Jornadas tuviesen continuidad como un foro, único, de encuentro y discusión, abierto a nuestros quehaceres y problemas. Todo ello en un ambiente sencillo y universitario que se ha mantenido en la presente edición a pesar del elevado número de asistentes.

Es la primera vez que las Jornadas no se celebran en una gran capital, Bilbao, Salamanca, Valencia y Sevilla son unos antecedentes casi imposibles de superar como ciudades con un atractivo singular e indiscutible. Desde el Comité Organizador apostamos por Jaca con la seguridad de que dejaría a los asistentes un recuerdo tan grato como el sentido en las anteriores ediciones y que un ámbito de convivencia más reducido contribuiría a un mejor conocimiento de todos y a un mayor intercambio de ideas. Creemos que el objetivo se logró con creces.

Jaca es una pequeña y acogedora ciudad del pirineo aragonés que reúne unas excelentes condiciones para celebrar este tipo de reuniones. Es una ciudad esencialmente turística, tanto de turismo de nieve en invierno como de montaña en verano, es centro de multitud de excursiones a interesantes lugares y dispone, en consecuencia, de una buena infraestructura hostelera. La Universidad de Zaragoza posee allí una residencia en donde tienen lugar sus veteranos cursos de verano y a lo largo del año multitud de encuentros y reuniones. Aunque inicialmente era allí dónde estaba previsto que tuviesen lugar toda la actividad de las Jornadas, las sesiones, las comidas y donde la mayor parte de los asistentes pudiesen alojarse, el elevado número de asistentes, nada menos que 142, hizo

imposible la realización de esta previsión. Solamente pudieron celebrarse en la Residencia el alojamiento y las sesiones de los Jóvenes investigadores. En el excelente Palacio de Congresos de Jaca se celebraron las sesiones y las comidas.

El esquema general de las Jornadas fue el constituido por diferentes mesas redondas, una conferencia inaugural y otra de clausura y, por último, una sesión especial de Jóvenes Investigadores. Todas las mesas redondas se programaron de manera que el tiempo previsto para coloquio y comentarios fuese equivalente al previsto para las presentaciones, de manera que éstas se convirtiesen en introducciones o propuestas sobre las cuales debatiesen los asistentes.

La Conferencia Inaugural, con el título “The role of the International Atomic Energy Agency (IAEA) to achieve global comparability of analytical results” fue impartida por el Dr. D. Umberto Sansone de la IAEA. En ella se describió el papel de la IAEA en la realización y evaluación de los ejercicios de calidad y ensayos de aptitud.

La conferencia de clausura, corrió a cargo del Dr. D. Francisco J. Marcellán de la Escuela Politécnica Superior de la Universidad Carlos III, y ex secretario general de Política Científica y tecnológica, que disertó sobre la “Estructuración de los Programas Nacionales de I+D”.

Las seis Mesas Redondas fueron:

- “*Normas y procedimientos: experiencias en la implementación y proyectos de desarrollo*”, en la que se planteó el estado actual de todas las normas y procedimientos desarrollados por los Grupos de trabajo, analizándose su utilidad, grado y experiencias de implementación y necesidades de revisión.
- “*Calidad*”, en la que se debatió sobre temas específicos relacionados con los sistemas de calidad: validación de procedimientos, frecuencias de calibración, realización de intercomparaciones y sistemática y experiencias concretas relativas al proceso de acreditación.
- “*Radiación natural*”, es la primera vez que este tema se trataba en una mesa específica en el marco de estas Jornadas, y podemos considerar que la experiencia ha resultado altamente satisfactoria. Las presentaciones realizadas pusieron en evidencia el interés que este tema despierta entre los profesionales del sector.
- “*Actividades y problemática de los laboratorios*”, en la que se presentaron los problemas con que se encuentran los laboratorios en su quehacer cotidiano.
- “*Nuevas técnicas*” en la que se presentaron las capacidades y formas de utilización del CNA (Centro Nacional de Aceleradores) de Sevilla así como la política del CSN respecto a los materiales NORM.

- “*Asociaciones y nuevos proyectos*” en la que se debatió el futuro de las Jornadas a la vez que se expusieron diferentes actividades a realizar en el marco de las mismas. Además, se presentaron las actividades y propuestas de la red de radiación natural, RADNA.

Durante estas Jornadas se presentaron trece ponencias desarrolladas por Jóvenes Investigadores. La posibilidad de que quienes se están iniciando en este campo puedan exponer sus trabajos en un foro de profesionales experimentados fue una apuesta de las Jornadas de Sevilla. A la vista de los presentados en esta edición, podemos decir que este formato ha sido un éxito y una apuesta clara de las Jornadas.

Una vez más se ha demostrado la madurez de la Comunidad Científica Española que trabaja en los temas de Radiactividad Ambiental, queda sin embargo aún mucho por hacer y esperamos que en las próximas Jornadas en Cáceres en 2.010 podamos enterarnos de la aportación de nuevos éxitos y logros en este apasionante campo de investigación.

Los editores queremos dejar constancia de nuestro agradecimiento por la colaboración prestada por todos los ponentes y jóvenes investigadores, que atendiendo a nuestras solicitudes, han hecho posible la edición de este libro con prontitud. Este volumen pretende ser el primero de una serie en la que aparecerán las sucesivas ediciones de las Jornadas y que el Consejo de Seguridad Nuclear va a llevar a cabo. Creemos que toda la Comunidad agradece al CSN esta iniciativa y disposición.

Al mismo tiempo, queremos expresar nuestro agradecimiento a las Entidades y Sociedades que han posibilitado la realización de estas V Jornadas. A la Universidad de Zaragoza como anfitrión, a su Facultad de Ciencias en donde se han llevado a cabo todas las labores organizativas. Al Consejo de Seguridad Nuclear, al Ciemat, a la Fundación Enresa y a Tecnasa, por su patrocinio. A la Sociedad Nuclear Española y a la Sociedad Española de Protección Radiológica, por su colaboración.

En estas V Jornadas hemos tenido también la satisfacción de contar con el patrocinio y colaboración de la Real Academia de Ciencias de Zaragoza, del Colegio Oficial de Físicos y de la Real Sociedad Española de Física que, por primera vez, se han sumado a este Congreso.

De nuevo, nuestro agradecimiento, ¡muchas gracias! No veremos en Cáceres.

Los editores

**MESA REDONDA 1:**

*Normas y Procedimientos: Experiencia en la  
Implementación y Proyectos de Desarrollo*

## MESA REDONDA 1

### NORMAS Y PROCEDIMIENTOS: EXPERIENCIA EN LA IMPLEMENTACIÓN Y PROYECTOS DE DESARROLLO

**Moderador:** Dra. D<sup>a</sup> Margarita Herranz Soler.

*Universidad del País Vasco*

#### **Ponentes:**

- LA EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DE ENUSA
  - Dr. D. Javier Herrero Payo. ENUSA Industrias Avanzadas S.A.
- LA EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DE GEOCISA
  - Dra. D<sup>a</sup> Adela Alonso Fernández. Geotecnia y Cimientos (GEOCISA)
- LA EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DE LA UNIVERSIDAD
  - D<sup>a</sup> Luisa Ballesteros Pascual. Universidad Politécnica de Valencia
- LA EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DEL CSN
  - Dra. D<sup>a</sup> Carmen Rey del Castillo. Consejo de Seguridad Nuclear

La mesa se desarrolló conforme a lo previsto, disculpando su ausencia los representantes de UNESA y del Laboratorio de Medidas Ambientales. Todas las presentaciones pusieron de manifiesto que, aunque en diferentes grados, las normas y procedimientos desarrollados están siendo utilizados y que todos los laboratorios consideran adecuado continuar, con nuevos proyectos de elaboración de procedimientos, jornadas de formación específica y seminarios monográficos.

En cuanto a las ya existentes, se señalaron algunas dificultades en su aplicación y se propusieron diferentes mejoras. Se concluyó que debería iniciarse el proceso de revisión de los documentos ya existentes, pero no de forma rutinaria el de todos ellos, sino de aquellos cuya aplicación hubiera generado dificultades, controversia o debate o bien de aquellos que se encuentren superados por avances realizados en el campo correspondiente. Se consideró adecuado que fuera el CSN el que liderara el proceso de revisión u optimización de la normas y procedimientos ya existentes.

# **EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DE GEOCISA**

**Adela Alonso Fernández.**

*Geotecnia y Cimientos (GEOCISA)*

## **INTRODUCCIÓN**

Desde su fundación en 1968, la Innovación Tecnológica, junto con la Calidad, Prevención de Riesgos y la promoción de su personal han sido las constantes en el desarrollo de GEOCISA. Así, dentro del área laboratorios, en 1976 se inauguró el Laboratorio de Ensayos Radioquímicos y Estudios Radiométricos, pionero dentro del ámbito privado en la realización de los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental, preoperacional y posteriormente operacional, de las Centrales e Instalaciones Nucleares en España.

Después de más de 30 años el compromiso continúa con la puesta en marcha y potenciación de nuevas líneas de actuación: medidas "in situ" para caracterización radiológica de terrenos tanto en desmantelamientos y como en zonas potencialmente contaminadas con desarrollos de equipamiento ad-hoc propios, caracterización de materiales diversos procedentes de operación y desmantelamiento, nuevas metodologías de análisis...

## **GRUPOS DE TRABAJO**

Cuando en 1998 el CSN, después de las primeras jornadas sobre Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental, mostró su interés en la formación de Grupos de Trabajo, GEOCISA apostó desde el principio por la puesta en común de experiencias y procedimientos incorporándose de inmediato.

La experiencia operativa es muy positiva y nuestra intervención ha sido:

- *Como integrantes* de grupos de trabajo, en los que hemos tenido oportunidad de trabajar durante largas jornadas con técnicos de reconocida valía, larga experiencia, y voluntariamente inmersos en el desarrollo de proyectos de:

“Recepción, conservación y preparación-suelos, sedimentos, aerosoles en filtros, radioyodos en carbón activo, aguas (retención yodo y extracción selectiva de cesio), muestras orgánicas ”

“Determinaciones Radioquímicas -Índice Beta total y Beta resto en aguas, Sr-89 y Sr-90 en suelos y sedimentos, Índice Alfa total en aguas, Tritio en aguas, Alfa y Beta total en suelos”, publicados hasta el momento la mayoría por el CSN como informes técnicos y algunos como normas UNE.

En ambos ha existido una atmósfera de confianza que ha hecho posible la realización de un buen trabajo, para el que todos los miembros hemos tenido que comenzar analizando en detalle nuestros procedimientos con capacidad de autocrítica, y debatir en profundidad cada propuesta, definición, incorporación de modificaciones ....

*-Y en diferentes ámbitos, aportando comentarios a los proyectos de los otros grupos que a través del CSN nos han llegado.*

## **IMPLANTACION EN GEOCISA**

La participación de GEOCISA en Programas de Vigilancia que incluyen toma de muestras varias, recepción, conservación, preparación, análisis, medidas y emisión de informes hace necesario la actualización de dichas fases.

La publicación de las Normas e Informes Técnicos referentes a:

### Muestreo

**UNE 73311-1** “Procedimiento de toma de muestra para la determinación de la radiactividad ambiental: Parte 1: Suelos, capa superficial .Año 2004.

I. Técnico CSN .11.2003.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental “Procedimiento 1.1”

**UNE 73311-2** “Procedimiento de toma de muestra para la determinación de la radiactividad ambiental: Parte 2: Sedimentos. Año 2004.

I. Técnico CSN .11.2007.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental “Procedimiento 1.10”

**UNE 73311-3** “Procedimiento de toma de muestra para la determinación de la radiactividad ambiental: Parte 3:Aerosoles y radioyodos.Año 2004.

I. Técnico CSN.11.2005. Serie Vigilancia Radiológica Ambiental “Procedimiento 1.7”

I. Técnico CSN .11.2007.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental “Procedimiento 1.12”

Han dado origen a revisiones de procedimientos internos de GEOCISA en Toma de Muestra para mejoras en su aplicación, ampliando la descripción de la Metodología de Muestreo y de los Equipos utilizados y adecuando la documentación generada (etiquetas y fichas) con el fin de detectar cualquier error humano o problema técnico.

Conservación y preparación de muestras

**UNE 73311-5** “Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de la radiactividad ambiental. Año 2002.

I. Técnico CSN .11.2003.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.2”

I. Técnico CSN .11.2007.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.11”

I. Técnico CSN .11.2005.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.8”

En el 2007 se trabajó en un complejo Procedimiento para la toma, conservación y preparación de muestras orgánicas para la determinación de radiactividad ambiental.

Estas publicaciones han validado la reflexión de que “la toma, conservación y preparación de la muestra condicionan en buena parte el resultado del análisis” y que en consecuencia, deben tomarse las precauciones necesarias para obtener alícuotas que representen la naturaleza y el estado de los materiales.

Se ha revisado nuestro procedimiento correspondiente a suelos y sedimentos haciendo una descripción más detallada de la preparación, enfatizando en la referencia de los tamices empleados y en las condiciones de conservación .La importancia de la trituración de la muestra de suelo seco nos facilitó la sustitución de los antiguos molinos por los de bola con recipiente y bolas de acero inox.

#### Determinaciones analíticas

**UNE 73311-4** “Determinación del índice de actividad beta total en aguas mediante contador proporcional”. Año 2002.

**UNE 73340-2** “Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 2.Índice de la actividad beta resto en aguas mediante contador proporcional. Año 2003.

I. Técnico CSN .11.2004.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.5”

**UNE 73340-3** “Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 3. Determinación de la concentración de actividad de Sr-89 y Sr-90 en suelos y sedimentos. Año 2004.



Equipos de campo: radioquímica



Laboratorio de radioquímica

- I. Técnico CSN .11.2005.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.6”
- I. Técnico CSN .11.2005.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.9”
- I. Técnico CSN .11.2007.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.13”

En el 2006 se trabajó en los procedimientos de Tritio en agua y Alfa y Betas en suelos y sedimentos.

En estos documentos se recogen “nuestros procedimientos” a los que no obstante, como consecuencia de nuestra experiencia, es posible aportar mejoras, y en concreto en el caso de la determinación de Sr-89/Sr-90 incluir otros diferentes.

#### Medidas

**UNE 73350-1** “Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte1. Espectrometría gamma con detectores semiconductores. Año 2003.

**UNE 73350-2** “Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte2. Espectrometría alfa con detector. Año 2003.

**UNE 73350-3** “Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte3. Centelleo líquido. Año 2003.

Son acordes con nuestra sistemática de trabajo, por lo que no se han revisado procedimientos.

#### Patrones

I. Técnico CSN .11.2004.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.4”

Evaluación de Incertidumbres.

I. Técnico CSN .11.2003.Serie Vigilancia Radiológica Ambiental  
“Procedimiento 1.3”

### CONCLUSIONES

Desde el punto de GEOCISA es importante continuar en esta línea de trabajo, con nuevos proyectos de elaboración de procedimientos, jornadas de formación específica y seminarios monográficos.

# **EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DE LA UNIVERSIDAD.**

**Luisa Ballesteros Pascual**

*Laboratorio Radiactividad Ambiental, Universidad Politécnica de Valencia  
Camino de Vera, 14 – 46022 Valencia*

## **1. Introducción**

Desde la creación en Octubre de 1998 de los tres grupos de trabajo (Patrones, Incertidumbre y Normas), se han elaborado una colección de Informes Técnicos editados por el CSN, así como algunas Normas UNE, que han ido llegando a los laboratorios, primero como borradores para ser comentados por los miembros del laboratorio y finalmente la versión definitiva de los mismos.

El uso y/o implantación de estas Normas o Procedimientos dependerá de las características, necesidades y experiencia de cada laboratorio en el campo de la medida de la radiactividad ambiental, pudiendo llegar a ser herramientas muy útiles

En este trabajo se va a explicar la experiencia del Laboratorio de Radiactividad Ambiental (LRA) de la Universidad Politécnica de Valencia.

## **2. Antecedentes del Laboratorio de Radiactividad Ambiental.**

El Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad Politécnica de Valencia comenzó a funcionar en 1985 realizando algunos análisis de muestras de aguas suministradas por la empresa Aguas de Valencia, S.A.

Desde 1986 y hasta la actualidad el LRA ha participado en distintos programas subvencionados o contratados por organismos públicos o empresas.

En la Tabla 1 se resumen algunos de los programas en los que ha participado el LRA desde su inicio.

Como se puede observar la actividad del LRA ha cubierto un gran número de análisis en muestras de distintos tipos.

Otra de las actividades que desde el principio ha realizado el LRA es la participación en Intercomparaciones y Ensayos de Aptitud.

Entre 1988 y 1992 participó en ejercicios de Intercomparación con la C.N. de Cofrentes y la Universitat de València. Desde 1988 participa en las Intercomparaciones organizadas primero por el CIEMAT (hasta 1990) y luego por el CSN-CIEMAT (hasta la actualidad). Además entre 1997 y 2004. participó en intercomparaciones organizadas por el Departamento de Energía de Estados Unidos (DOE-MAPEP), analizando muestras de suelo y aguas. También ha participado desde 1993 en intercomparaciones y en Ensayos de Aptitud

(“proficiency test”) promovidos por la IAEA (agua, suelo, vegetación...). En 1993 y 1994 participó en Intercomparaciones de la OMS (agua y leche en polvo).

**Tabla 1. Relación de algunos programas en los que ha participado el Laboratorio de Radiactividad Ambiental (UPV).**

PROGRAMA	AÑO	ANÁLISIS/AÑO
Control radiológico del agua del trasvase Júcar-Turía a la entrada de la depuradora de Picassent.	1985-1989	agua: 12 $\alpha$ , $\beta$ , $\gamma$
Elaboración del Mapa Radiológico de la Comunidad Valenciana	1986-1993	agua: 27 $\alpha$ , $\beta$ , $\gamma$ , H-3 Suelo y sedimento: 14 $\beta$ , $\gamma$
Estudio de radiactividad en alimentos frescos de la Comunidad Valenciana	Desde 1987	alimentos: $\gamma$ Lechugas y Naranjas: Sr-90
Contraste de las balsas de vertidos de la Central Nuclear de Cofrentes.	Desde 1988	agua: 3 $\alpha$ , $\beta$ , $\gamma$ , H-3
Control de calidad del Plan de Vigilancia Radiológica Ambiental (P.V.R.A) de la Central Nuclear de Cofrentes.	Desde 1989	13 $\beta$ (PP); 4 $\beta$ (agua); 17 $\gamma$ (PP, agua, suelo, veg...); 11 I-131 (PP y leche); 11 Sr-89/90 (PP, agua, suelo, veg..); 3 H-3 (agua); 4 DT
Red de vigilancia radiológica ambiental (REM)	Desde 1993	agua potable: 12 $\alpha$ , $\beta$ , $\gamma$ , H-3, Sr-90 PP: 52 $\alpha$ , $\beta$ ; 12 $\gamma$ ; 4 Sr – Suelo: 1 $\beta$ , $\gamma$ , Sr-90 Dieta: 4 $\gamma$ , Sr-90

Los resultados obtenidos en las distintas intercomparaciones han sido buenos, lo que ha confirmado la adecuación de los procedimientos utilizados

Además, señalar que desde Diciembre de 2007 el Laboratorio se ha acreditado como laboratorio de ensayo por ENAC (nº: 620/LE/1050) en la determinación alfa total, beta total, beta resto, tritio y emisores gamma en aguas continentales y de consumo y determinación de emisores gamma en alimentos y productos alimentarios. Además, actualmente está en proceso de ampliación del alcance de la acreditación a la determinación de emisores gamma en muestras sólidas de densidades comprendidas entre 0,7 y 4 g/cm<sup>3</sup>.

### 3. Experiencia de implantación de Procedimientos o Normas.

A partir de la creación de los grupos de trabajo: Patrones, Incertidumbres y Normas, y los subgrupos: Muestreo, Preparación y Preservación de muestras, Análisis y Equipos de medida dentro del Grupo de Normas, se han ido elaborando diferentes procedimientos, algunos de ellos editados como normas UNE.

En algunas ocasiones, se ha solicitado a los laboratorios información de los procedimientos propios con el fin de recopilar toda la información posible. En la mayoría de los casos, cuando se finalizaba una versión casi definitiva se ha enviado un borrador del procedimiento para comentarios a los laboratorios.

Finalmente, la versión definitiva se ha remitido al laboratorio o se ha comunicado la edición de la correspondiente norma UNE.

El LRA dispone desde 1989 de un "Manual de Procedimientos" que se ha ido completando y mejorando con los años. Por ello, cuando se han recibido borradores de procedimientos contemplados en este Manual se han comparado para ver la posibilidad de mejorar o complementarlo. En alguna ocasión, y si lo hemos creído oportuno hemos mandado algún comentario que hemos supuesto conveniente por nuestra experiencia. Si nuestro laboratorio no disponía de alguno de los procedimientos se han archivado para cuando puedan ser de utilidad.

En la Tabla 2 se enumeran los Documentos que han elaborado los grupos de trabajo, tanto los Informes Técnicos editados por el CSN como los que han pasado a Norma o sólo se han publicado como tal. La Tabla 3 incluye aquellos procedimientos cuyos borradores se han ido enviando a comentarios y de los que en la actualidad desconocemos en qué fase están, si para editar como informe Técnico por el CSN o como norma UNE. El último borrador recibido recientemente (20 de Mayo de 2008) es el único que se encuentra en fase de comentarios (Evaluación de los límites característicos (Umbral de decisión y Límite de detección) en determinaciones de radiactividad).

En primer lugar comentaremos los procedimientos elaborados por el subgrupo de Muestras (Informes Técnicos 1.1; 1.7; 1.10; 1.12; y borradores B2; B3 y B7).

A principios de este año, y como consecuencia de la ampliación del programa REM, se nos planteó la necesidad de tomar una muestra que no estaba contemplada en nuestro procedimiento de toma de muestras (Dieta tipo), por lo que elaboramos un procedimiento a partir de la información proporcionada por el CSN. Posteriormente y tras leer el borrador del "Procedimiento de recogida y preparación de muestras orgánicas", pudimos completar el procedimiento e incluirlo en nuestro propio manual de toma de muestras.

También ha sido durante este año, cuando hemos decidido un cambio de ubicación del equipo muestreador de partículas de polvo y radioiodo por lo que consultamos el "Procedimiento de toma de muestras de aerosoles y radioyodos para la determinación de la radiactividad" (INFORME TÉCNICO 1.7) para seleccionar adecuadamente la orientación de la toma.

En cuanto a los procedimientos desarrollados por el subgrupo "Preparación y Preservación de Muestras" se consideró la recomendación propuesta en el INFORME TÉCNICO 1.8 (Procedimiento para la recepción, conservación y preparación de muestras de aerosoles en filtros y de radioyodos en carbón activo para la determinación de la radiactividad ambiental) en lo que se refiere a la conservación de los Cartuchos de Carbón Activo y por tanto se incluyó en el correspondiente procedimiento del Manual del Laboratorio de Radiactividad Ambiental la conveniencia de guardar la muestra en un desecador hasta su medida.

**Tabla 2. Documentos elaborados por los grupos de trabajo y publicados.**

<b>Informe Técnico CSN</b>	<b>Norma UNE</b>
1.1. Procedimiento de toma de muestras para la determinación de la radiactividad en suelos: capa superficial. 2003.	UNE 73311-1:2002. Procedimiento de toma de muestras para la determinación de la radiactividad ambiental. Parte 1: Suelos, capa superficial.
1.2. Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de la radiactividad. 2003.	UNE 73311-5:2002. Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de la radiactividad ambiental.
1.3. Procedimiento para la evaluación de incertidumbres en la determinación de la radiactividad ambiental. 2003.	
1.4. Selección, preparación y uso de patrones para espectrometría gamma. 2004.	UNE 73311-4:2002. Determinación del índice de actividad beta total en aguas mediante contador proporcional.
1.5. Procedimientos de determinación de los índices de actividad beta total y beta resto en aguas mediante contador proporcional. 2004.	UNE 73340-2:2003. Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 2: Índice de actividad beta resto en aguas mediante contador proporcional
1.6. Procedimiento para la determinación de la concentración de actividad de <sup>89</sup> Sr y <sup>90</sup> Sr en suelos y sedimentos. 2005.	UNE 73340-3:2004. Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 3: Determinación de la concentración de actividad de <sup>89</sup> Sr y <sup>90</sup> Sr en suelos y sedimentos.
1.7. Procedimiento de toma de muestras de aerosoles y radioyodos para la determinación de la radiactividad. 2005.	UNE 73320-3:2004. Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Toma de muestras. Parte 3: Aerosoles y radioyodos.
1.8. Procedimiento para la recepción, conservación y preparación de muestras de aerosoles en filtros y de radioyodos en carbón activo para la determinación de la radiactividad ambiental. 2005.	
1.9. Procedimientos para la determinación del índice de actividad alfa total en muestras de agua. Métodos de coprecipitación y evaporación. 2005.	
1.10. Procedimiento de toma de muestras de sedimentos para la determinación de la radiactividad ambiental. 2007.	UNE 73320-2:2004. Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Toma de muestras. Parte 2: Sedimentos.
1.11. Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de sedimento para la determinación de la radiactividad ambiental. 2007.	
1.12. Procedimiento de toma de muestras de la deposición total para la determinación de la radiactividad. 2007.	
1.13. Procedimiento para la preparación de muestras de agua para determinar la actividad de emisores gamma. Retención de yodo y extracción selectiva de cesio. 2007.	
	UNE 73350-1:2003. Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte 1: Espectrometría gamma con detectores semiconductores.
	UNE 73350-2:2003. Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte 2: Espectrometría alfa con detectores semiconductores.
	UNE 73350-3:2003. Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte 3: Centelleo líquido.

Además, actualmente estamos en período de ampliación del alcance de la acreditación de nuestro laboratorio a muestras sólidas por lo que hemos revisado el “Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de sedimento para la determinación de la radiactividad ambiental” (INFORME TÉCNICO 1.11), y hemos visto conveniente incluir la determinación de la relación peso húmedo / peso seco (Ph/Ps) en la preparación de los suelos y sedimentos, que anteriormente no lo considerábamos, ya que solamente se determinaba la actividad en Bq/Kg seco.

Los procedimientos que han despertado mayor interés para el LRA han sido aquellos en los que se desarrollan las determinaciones radioquímicas, es decir los elaborados por el subgrupo de Análisis.

Todos los borradores se leyeron con mayor detenimiento, y en alguna ocasión se enviaron sugerencias. Así cuando se recibió el borrador del INFORME TÉCNICO 1.9 (Procedimiento para la determinación del índice de actividad alfa total en muestras de agua. Métodos de coprecipitación y evaporación.), observamos que aunque se consideraba la posible necesidad de eliminar cloruros de la muestra no se daba un procedimiento por lo que propusimos una referencia bibliográfica (EPA 520/5-84-006, 1984) que luego fue incluida en el procedimiento definitivo.

Después de la lectura del borrador del INFORME TÉCNICO 6 (Procedimiento para la determinación de la concentración de actividad de <sup>89</sup>Sr y <sup>90</sup>Sr en suelos y sedimentos), y en particular del ANEXO B que se corresponde con el procedimiento habitual del LRA, se decidió, tal y como aparece en el mismo, proceder en primer lugar a la precipitación del cromato y posteriormente la de los hidróxidos de hierro, orden contrario al que teníamos en nuestro procedimiento y que consideramos más adecuado ya que el tiempo desde la separación del Ytrio hasta la primera medida era menor.

Después de la lectura del borrador de la Norma UNE 73340-2:2003 (Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 2: Índice de actividad beta resto en aguas mediante contador proporcional), nos llamó la atención el valor del factor de conversión de mg de K-40 a Bq. Mientras que el valor propuesto por la Norma UNE es 0,02769 Bq/mg, el utilizado por nosotros y que aparece en nuestro procedimiento (UPV/LRA/AC/BT-1) es 0,0279 Bq/mg. Aunque muy parecidos, vimos que la principal diferencia (otras diferencias eran los valores de algunas constantes tomadas de otra fuente) era debida a que nosotros consideramos el peso atómico del Potasio 40 y no el correspondiente al Potasio estable (39,0983 uma). Posteriormente cuando se editó el correspondiente INFORME TÉCNICO 5 (Procedimientos de determinación de los índices de actividad beta total y beta resto en aguas mediante contador proporcional) comprobamos que se comenta el cálculo de este factor y que aunque se decidió considerar el peso atómico del potasio estable, este hecho fue objeto de discusión por los miembros del grupo que no explican porqué se deciden por este valor. El LRA decidió mantener el valor que ya utilizaba.

**Tabla 3. Borradores de documentos elaborados por los grupos de trabajo.**

<b>Borradores para comentarios</b>
<b>B1.</b> Medida de la concentración de actividad alfa y beta con contadores proporcionales de flujo continuo de gas en muestras ambientales. Ver 1.09. Marzo 2005.
<b>B2.</b> Procedimiento de toma de muestras de tritio en vapor de agua. 18-07-05
<b>B3.</b> Procedimiento de toma de muestras de agua subterránea. Versión 070206.
<b>B4.</b> Procedimiento par la determinación de tritio en muestras de agua por centelleo líquido. Método por destilación. Versión 2. 18-01-06.
<b>B5.</b> Procedimientos para la determinación de los índices de actividad alfa total y beta total en suelos y sedimentos. Julio 2006
<b>B6.</b> Procedimiento para la medida de la concentración de actividad alfa mediante equipo de centelleo sólido de ZnS (Ag). Ver 5. 25 de Julio de 2006.
<b>B7.</b> Procedimiento de recogida y preparación de muestras orgánicas. Febrero 2008
<b>B8.</b> Evaluación de los límites característicos (Umbral de decisión y Límite de detección) en determinaciones de radiactividad. Abril 2008.

**Tabla 4. Resultados obtenidos en la determinación Beta total en muestra de suelo.**

muestras	mg	A (Bq/kg)	
		Cal aguas LRA	Cal suelo UNE
IS1-LRA	200	779 ± 31	787 ± 31
IS2-LRA		757 ± 31	766 ± 31
IS3-LRA		749 ± 31	765 ± 32
IS4-UNE	50	648 ± 71	643 ± 70
IS5-UNE		746 ± 68	752 ± 69
IS6-UNE		718 ± 64	724 ± 65

t (medida): 1000 min ; Ef ~ 40%

En cuanto al procedimiento "Procedimientos para la determinación de los índices de actividad alfa total y beta total en suelos y sedimentos. Julio 2006" del que sólo disponemos el borrador, comprobamos que es muy similar al nuestro. La diferencia que encontramos es la decisión de tomar tanto para la determinación alfa como para la beta 50 mg de suelo tamizado. Ya que en el LRA únicamente medimos beta total en suelos, nuestra preparación siempre es con aproximadamente 200 mg de muestra para obtener un espesor másico menor de  $10 \text{ mg/cm}^2$ .

Aprovechando un ejercicio interlaboratorios de una muestra de suelo preparada por el Laboratorio de Medidas de Baja Actividad de la Universidad del País Vasco a finales de 2006, comparamos nuestro procedimiento con el propuesto por el grupo de trabajo, tanto desde el punto de vista de preparación de la muestra como de calibración. Para ello se prepararon planchetas con 50 mg (procedimiento grupo trabajo) y con 200 mg (procedimiento LRA) que se midieron en las mismas condiciones. Los cálculos de actividad beta total se realizaron utilizando el calibrado propuesto por el borrador y el calibrado que utilizamos en el LRA que coincide con el utilizado para aguas. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4.

En primer lugar, comprobamos que el cálculo de la actividad con ambos calibrados coincidía para los dos tipos de preparaciones. Por otro lado, observamos que la plancheta preparada con 50 mg presentaba una distribución menos homogénea y el resultado distribuída daba una mayor incertidumbre.

Por tanto, a la vista de los resultados y considerando que el reparto de 200 mg de suelo es más homogéneo, se dió el valor de actividad beta total obtenido por el procedimiento habitual del LRA y se conservó el procedimiento sin modificaciones.

El último grupo de procedimientos elaborados por el grupo de Normas, son aquellos desarrollados por el subgrupo de Medidas. Puesto que el LRA dispone desde hace tiempo de la instrumentación necesaria para las medidas de radiactividad, los procedimientos que han sido publicados como Normas UNE así como los que todavía son borrador no nos han proporcionado información novedosa, aunque nos han sido útiles como complemento de nuestros manuales de uso de los distintos equipos del LRA

El grupo patrones ha elaborado el INFORME TÉCNICO 4 (Selección, preparación y uso de patrones para espectrometría gamma). El procedimiento propuesto es similar al que nosotros realizamos, aunque a nuestro parecer está poco detallado.

En cuanto a los procedimientos elaborados por el Grupo de Incertidumbres, el INFORME TÉCNICO 3 (Procedimiento para la evaluación de incertidumbres en la determinación de la radiactividad ambiental) nos ha resultado muy útil a la hora de elaborar nuestro propio documento "Procedimiento de estimación de Incertidumbres" que hemos desarrollado de manera completa como requisito para la acreditación del laboratorio.

Por otra parte, se acaba de recibir el borrador del procedimiento “Evaluación de los límites característicos (Umbral de decisión y Límite de detección) en determinaciones de radiactividad. Abril 2008”. Después de una primera lectura nos ha parecido interesante y bien enfocado. Sin embargo, y también en relación al documento de incertidumbres (INFORME TÉCNICO 1.3), nos preguntamos si la publicación de ambos informes va a plantear al grupo de Normas la modificación de parte de alguno de los procedimientos o Normas donde aparece el cálculo de estos valores para adecuarlos al nuevo procedimiento.

#### **4. Comentarios finales**

- La edición de las Normas UNE y de los Informes Técnicos proporcionan una herramienta de trabajo útil para cualquier laboratorio que quiera iniciar su actividad en la medida de la radiactividad ambiental.
- En particular, si el laboratorio está pensando acreditarse, el hecho de disponer de normas UNE puede facilitarle el camino, ya que se supone que el ensayo está probado y normalizado, y ya sólo deberá confirmar algunos de los aspectos exigidos relativos a su aplicación en el laboratorio.
- Desde el punto de vista de una Universidad los Informes Técnicos del CSN nos han parecido, en general, más interesantes que las correspondientes Normas ya que además de comentar en muchas ocasiones las correspondientes normas y completar algunos aspectos del procedimiento, tienen una amplia revisión bibliográfica que incluye revistas científicas, Normas UNE relacionadas, Normas internacionales (ASTM; ISO; IEEE), procedimientos de otros organismos (HASL; EPA).
- Aunque algunos procedimientos o apartados de los mismos, no aplican por el momento a nuestro laboratorio, disponer de ellos podrá facilitarnos parte del trabajo si en algún momento nos planteamos ponerlos a punto.
- También, comentar que sería interesante que se completaran los procedimientos químicos, primero a otras matrices y tal vez más adelante a otras separaciones.
- Por último, tal vez sería conveniente revisar algunos de los procedimientos con el fin de actualizarlos y adecuarlos al procedimiento “Procedimiento para la evaluación de incertidumbres de la determinación de la radiactividad ambiental. 2003) y al nuevo procedimiento de "Evaluación de los límites característicos (Umbral de decisión y Límite de detección) en determinaciones de radiactividad", que en breve se editará.

## **EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DEL CSN**

**Carmen Rey del Castillo**

*Consejo de Seguridad Nuclear*

En esta mesa se presenta la experiencia en la implantación de los documentos generados por el Grupo de Normas desde distintos puntos de vista, correspondiendo esta presentación a la perspectiva observada desde el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN).

Para poder garantizar la representatividad de los resultados de todos los laboratorios nacionales que participan en los distintos programas de vigilancia, a lo largo de los años el CSN ha ido impulsando y apoyando diversas actividades, como el desarrollo de encuentros y reuniones con todos los participantes en los programas de vigilancia, realización de campañas de intercomparación, y requerimiento del establecimiento e implantación de sistemas de garantía de calidad en los laboratorios, todas ellas dirigidas a conseguir y mantener la calidad de las medidas de la radiactividad ambiental.

Por ello, cuando en las Jornadas Técnicas celebradas en Bilbao en septiembre de 1998 sobre “Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental”, organizadas por la ETS de Ingenieros Industriales e Ingenieros de Telecomunicación de la Universidad del País Vasco y bajo el patrocinio y participación de representantes de las instalaciones, laboratorios de medida de la radiactividad ambiental, AENOR, ENAC, OIEA, UE, CIEMAT y CSN, se acordó establecer grupos de trabajo (Grupo I: Patrones, Grupo II: Incertidumbres, Grupo III: Normas) que trataran los aspectos mas problemáticos en la medida de radiactividad ambiental, el CSN apoyó su constitución y desde entonces viene colaborando en su desarrollo.

Las principales actuaciones llevadas a cabo para favorecer el trabajo de los tres Grupos citados e impulsar la publicación de normas y procedimientos así como extender su distribución y aplicación al mayor número de laboratorios nacionales, se concretan en los cuatro puntos siguientes:

- En el año 2003 el CSN requiere a los titulares de todas las Instalaciones Nucleares (IINN) y a los laboratorios que participan en el desarrollo de los programas de la Red de Estaciones de Muestreo (REM) y Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental Independiente (PVRAIN) la aplicación de las normas UNE publicadas hasta la fecha, y la sucesiva implantación de todas aquellas que vayan siendo publicadas en adelante y sean de aplicación en la ejecución de los programas de vigilancia radiológica ambiental en que participen.

- En el Plan de Publicaciones del CSN del año 2003 se inicia la publicación de Procedimientos, dentro de una nueva serie de la Colección de Informes Técnicos denominada Vigilancia Radiológica Ambiental (Serie nº 11).
- En inspecciones a los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRAs) y auditorías o visitas técnicas a los laboratorios que participan en los distintos programas de vigilancia, se comprueba el grado de implantación de las normas UNE y los procedimientos publicados, y se solicitan los cambios y actuaciones necesarias para su cumplimiento.
- Colaboración en el desarrollo de Cursos teórico-práctico de Toma de muestras (SEPR-ENRESA-CSN). En octubre de 2007 tuvo lugar en el Centro de Almacenamiento de Residuos de Baja y Media actividad de El Cabril un primer curso sobre “Toma de muestras para la determinación de la radiactividad Ambiental : suelos y aerosoles en aire” dirigido al personal responsable de la realización de estos muestreos. El curso es eminentemente práctico y además de tener como objetivo la adquisición de los conocimientos necesarios para la toma de muestras de acuerdo con las Normas UNE-73311-1 y UNE-73320-3, permite la puesta en común de las experiencias de los directamente encargados de la recogida de las muestras.

Está prevista su repetición en el año 2008 y sería deseable que los cursos puedan ampliarse a otras matrices distintas en próximos años.

### **Normas y procedimientos publicados hasta mayo de 2008**

Desde la constitución de los grupos en el año 1998, el Grupo III: Normas dividió sus actividades en cuatro subgrupos de trabajo para el desarrollo de procedimientos en las principales etapas del proceso de medida de la radiactividad en las muestras ambientales:

- Muestreo
- Recepción, conservación y preparación de muestras,
- Métodos analíticos
- Equipos de medida.

También prácticamente desde el inicio, los trabajos de estos grupos se integraron en el Subcomité de Seguridad y Protección Radiológica y Medio Ambiente (SC-03) del Comité Técnico de Normalización de AENOR y los primeros procedimientos que salieron de estos grupos se publicaron como normas UNE y correspondieron a lo siguiente:

UNE 73311-1-2002.- Procedimiento de toma de muestras para la determinación de la radiactividad ambiental. Parte 1: Suelos, capa superficial.

UNE 73311-5-2002.- Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de radiactividad ambiental.

UNE 73311-4:2002.- Determinación del índice de actividad beta total en aguas mediante contador proporcional.

UNE 73340-2:2003.- Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 2: Índice de actividad beta resto en agua mediante contador proporcional.

UNE 73350-1:2003.- Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte 1: Espectrometría gamma con detectores de semiconductor.

UNE 73350-2:2003.- Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte 2: Espectrometría alfa con detectores semiconductores.

UNE 73350-3:2003.- Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte 3: Centelleo líquido.

UNE 73320-2:2004.- Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Toma de muestras. Parte 2: Sedimentos.

UNE 73320-3:2004.- Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Toma de muestras. Parte 3: Aerosoles y radioyodos.

UNE 73340-3:2004.- Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 3: Determinación de la concentración de actividad de Sr-89 y Sr-90 en suelos y sedimentos.

El trámite que sigue un procedimiento desde que se elabora hasta que se publica como norma UNE es muy prolongado por lo que se pensó utilizar esta demora para la puesta en práctica de los procedimientos antes de su publicación definitiva; esta fase de “prueba” debe servir para identificar posibles dificultades y problemas prácticos de modo que en el momento de publicar la norma UNE se incorporen las mejoras que surjan como resultado de la experiencia de su aplicación.

En consonancia con estas consideraciones y de acuerdo con el interés del CSN en contribuir a la mejora de la calidad de las medidas de radiactividad ambiental, comenzó la publicación de una nueva serie dentro de la colección de Informes Técnicos del CSN, la denominada Serie nº 11 de Vigilancia Radiológica Ambiental y cuyo objetivo es ofrecer un reflejo detallado del proceso seguido por los distintos grupos de trabajo para el desarrollo de cada uno de los procedimientos, incluyendo algunos de los ya publicados como normas UNE y citados en párrafos anteriores, pero también aquellos otros más recientes o en fase de elaboración, anticipándose este documento a su publicación como norma UNE. En cada procedimiento publicado en la colección de Informes Técnicos citada se pretende poner a disposición de los interesados una descripción de los objetivos

planteados, criterios aplicados y bases científicas que los sustentan, discusiones generadas en torno a ellos, dificultades encontradas y conclusiones que han parecido más correctas y que han conducido a la definición y elaboración de un procedimiento normalizado.

En los textos publicados en esta Serie se incluyen no sólo los procedimientos realizados por el Grupo III de Normas, sino también otros documentos realizados por los Grupos I y II, relativos respectivamente a Patrones e Incertidumbres, incluyéndose en la relación de títulos publicados hasta el año 2008 los siguientes:

- Procedimiento de toma de muestras para la determinación de la radiactividad en suelos: capa superficial. Procedimiento 1.1.
- Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de la radiactividad ambiental. Procedimiento 1.2.
- Procedimiento para la evaluación de incertidumbres en la determinación de la radiactividad ambiental. Procedimiento 1.3.
- Selección, preparación y uso de patrones para espectrometría gamma. Procedimiento 1.4.
- Procedimiento de determinación de los índices de actividad beta total y beta resto en aguas mediante contador proporcional. Procedimiento 1.5.
- Procedimiento para la determinación de la concentración de actividad de Sr-89 y Sr-90 en suelo y sedimentos. Procedimiento 1.6.
- Procedimiento de toma de muestras de aerosoles y radioyodos para la determinación de la radiactividad. Procedimiento 1.7.
- Procedimiento para la recepción, conservación y preparación de muestras de aerosoles en filtros y de radioyodos en carbón activo para la determinación de la radiactividad ambiental. Procedimiento 1.8.
- Procedimiento para la determinación del índice de actividad alfa total en muestras de agua. Métodos de coprecipitación y evaporación. Procedimiento 1.9.
- Procedimiento de toma de muestras de sedimentos para la determinación de la radiactividad ambiental. Procedimiento 1.10.
- Procedimiento para la conservación de muestras de sedimento para la determinación de la radiactividad ambiental. Procedimiento 1.11.
- Procedimiento de toma de muestras de la deposición total para la determinación de la radiactividad ambiental. Procedimiento 1.12.
- Procedimiento para la preparación de muestras de agua para determinar la actividad de emisores gamma. Retención de yodo y extracción selectiva de cesio. Procedimiento 1.13.

## **Modificaciones en los procedimientos de muestreo**

Como se ha señalado anteriormente, en el año 2003 el CSN requirió a los titulares de todas las IINN y a los laboratorios que participan en el desarrollo de los programas REM y PVRAIN la aplicación de las normas UNE publicadas hasta esa fecha, indicándose además que se deberían ir implantando todas aquellas normas y procedimientos que se fueran publicando en adelante, siempre que fueran de aplicación en la ejecución de los programas de vigilancia radiológica ambiental en que cada uno de ellos participe.

Desde el Área de Vigilancia Radiológica Ambiental (AVRA) del CSN se ha llevado a cabo un seguimiento específico de la implantación de los procedimientos, tanto en las inspecciones a los PVRA de las IINN dentro del Plan Básico de Inspección del CSN, como a otras IINN o Instalaciones Radiactivas (IIRR) que realizan un PVRA, o en las auditorías o visitas técnicas a los laboratorios que participan en los distintos programas de vigilancia. En estos años, las comprobaciones se han dirigido de forma especial a todos los aspectos relacionados con la recogida de muestras y su preparación, en la certeza de que la aplicación por parte de todos los laboratorios de los nuevos procedimientos en estas etapas del proceso de medida de la radiactividad ambiental, contribuirá a disminuir una de las fuentes de variabilidad que más puede influir en los resultados obtenidos.

Se presentan aquí los cambios más importantes que se recogen en los procedimientos relativos a la recogida de muestras de suelo, sedimentos, aerosoles y radioyodos, y deposición total, así como las principales modificaciones que están llevando a cabo los distintos laboratorios para garantizar su cumplimiento.

## **Muestreo de suelo**

El muestreo de suelos fue uno de los primeros temas abordados por los grupos de trabajo; sus resultados se han publicado tanto como normas UNE (73311-1:2002 y 73311-5: 2002) como en la colección de procedimientos (1.1: 2003 y 1.2: 2003) y recogen aspectos relativos a elección del punto de muestreo, profundidad del muestreo, instrumentación, extracción de la muestra, remisión al laboratorio e información anexa, conservación y preparación de la muestra.

En los documentos se define claramente dos conceptos importantes:

- Concepto de muestra: resultado de la extracción de varias submuestras. Se establece un número recomendado de 5 submuestras, que pueden recogerse en los vértices y centro de un cuadrado de 2 metros de lado, o a lo largo de una línea recta y espaciadas unos 50 cm
- Muestreo de la capa superficial de 5 cm de profundidad.
- Conservación siempre inferior a 20° C, si transcurren más de 48 horas hasta su preparación refrigerar (4° C) ó congelar (-18° C).

Desde el punto de vista práctico, los cambios más importantes han sido:

- Utilización de plantillas pequeñas, las plantillas habituales de aproximadamente 50 cm x 50 cm han sido sustituidas por otras muy inferiores, generalmente de unos 10 cm a 12 cm de lado.
- Para garantizar la profundidad de 5 cm en algunos casos las plantillas se diseñan con rebordes que permiten clavarse sólo hasta esa altura.
- En algunos laboratorios se han dispuesto neveras o arcones congeladores que permitan mantener las muestras a la temperatura adecuada para su conservación.

Como hecho destacado puede señalarse que del 12 al 16 de noviembre de 2007 un equipo de verificación de la Dirección General de Energía y Transportes (DG TREN) de la Comisión Europea, y más concretamente su Unidad de Radioprotección (TREN H.4), visitó la central nuclear de Cofrentes para llevar a cabo una revisión de las instalaciones de vigilancia y control de descargas radiactivas y de vigilancia ambiental en condiciones normales de operación de la central nuclear y sus alrededores, así como de los programas nacionales de vigilancia que se llevan a cabo en el entorno de Valencia, incluyéndose en esa verificación el proceso de recogida de muestras de suelo. El procedimiento fue considerado muy adecuado, destacando su sencillez respecto a otros métodos mucho más sofisticados visualizados en otras de sus verificaciones.

### **Muestreo de sedimentos**

En el año 2004 se publicó la norma UNE 73320-2 sobre recogida de muestras de sedimentos, y en el año 2007 se publicaron dos procedimientos sobre la toma de muestras (1.10) y preparación y conservación (1.11).

Los aspectos en los que inciden los documentos y que están resultando útiles en su aplicación práctica son:

- Adecuada selección de los puntos de muestreo en zonas de máxima deposición, en función de características de las emisiones, medio receptor, ...
- Importancia de que los responsables del muestreo conozcan sus objetivos. Máxima acumulación de radionucleidos si se recoge la porción de sedimentos de estructura fina.
- Definición sedimentos de fondo: permanecen todo el tiempo cubiertos por el agua, y sedimentos de orilla: pueden estar parte del tiempo sin cubrir por el agua.
- Procedimiento operativo:
  - Concepto de muestra: resultado de la extracción de al menos 4 submuestras
  - Capa superficial no superior a los 5 cm

- Instrumentos de recolección:
  - Tipo recogedor: pala o draga
  - Tipo cilindro

### **Muestreo de aerosoles y radioyodos**

La norma UNE 73320-3 sobre recogida de muestras se publicó en el año 2004 y en 2005 se publicaron los procedimientos sobre recogida (1.7) y sobre recepción, conservación y preparación (1.8) de las muestras.

De acuerdo con ellos los equipos de muestreo deben cumplir con los siguientes requisitos:

- Cabezal de aspiración siempre en el exterior de la caseta
- Deben disponer de controladores del caudal de muestreo incluyendo:
  - Totalizadores
  - Caudalímetros

Todos ellos siempre calibrados
- Deben disponer de controladores de tiempo
- La manipulación de las muestras debe realizarse de forma que se evite siempre la pérdida del material recogido durante el transporte al laboratorio, por lo que será necesario la utilización de pinzas, y realizar el transporte en recipientes adecuados.

En este caso está siendo necesario realizar modificaciones importante tanto en los equipos como en las casetas o estructuras sobre las que éstos se disponían, ya que en muchas ocasiones los cabezales de aspiración se situaban dentro de estas casetas o edificios y solían disponer de un único controlador del caudal de muestreo o del tiempo de muestreo, pero no de todos ellos.

La calibración de los equipos y de cada uno de los controladores también son nuevas prácticas que se están introduciendo o al menos ampliando en muchos de los programas de vigilancia.

Con las modificaciones introducidas se está comprobando que los errores cometidos en el cálculo del volumen semanal de muestreo calculado a partir del tiempo de muestreo y un caudal medio estimado con las lecturas del caudal en el momento de colocar el filtro y en el momento de retirarlo, podían llegar a ser significativos, además de que no tenían en cuenta los tiempos de parada del muestreo por pérdida del suministro eléctrico, etc .. En otros casos se ha detectado el incorrecto funcionamiento de alguno de los controladores, por discrepancias entre el valor del volumen total de aire muestreado calculado a partir de los distintos parámetros registrados en los controladores del equipo.

Sería muy interesante realizar un estudio sobre la evolución en los volúmenes semanales de aire considerados con cada equipo y las correspondientes concentraciones de actividad del índice de actividad beta total que se analiza con la misma frecuencia, y de esta forma determinar cómo la aplicación de los nuevos procedimientos está afectando a la magnitud de la medida de la radiactividad ambiental.

### **Muestreo de deposición total**

Recientemente, en el año 2007, se ha publicado el procedimiento 1.12 correspondiente a la toma de muestras de la deposición total para la determinación de la radiactividad y por lo tanto todavía no se ha comprobado cómo puede afectar su aplicación en los programas de vigilancia actualmente desarrollados.

La terminología utilizada en el procedimiento sigue la presentada en las normas UNE-EN ISO 5667-3, ISO-5667-8 Y 6107-2, y es especialmente importante respecto a la consideración del “deposición total” como la suma del depósito húmedo y seco, que se definen como sigue:

- Depósito húmedo: agua precipitada de la atmósfera, bien en forma líquida (lluvia) o en estado sólido (nieve, granizo, etc.), así como las partículas por ella arrastradas.
- Depósito seco: es el depósito de los aerosoles y partículas presentes en el aire atmosférico en ausencia de precipitación (agua, nieve, granizo, etc.) por vía de procesos gravitatorios y/o turbulentos.

En los programas actualmente desarrollados en España está prevista la recogida de muestras de agua de lluvia, pero no se ajusta exactamente a ninguno de los términos definidos en el procedimiento y su aplicación puede requerir cambios importantes, que aún no se han llevado a cabo debido al poco tiempo transcurrido desde su publicación.

Entre los aspectos que se establecen en el documento y que pueden suponer cambios están los siguientes:

- Altura del muestreador entre 1-2 m del suelo.
- No filtración de la muestra.
- Siempre lavado de la batea con agua destilada que se añade al volumen recogido.
- En situaciones de sequía recolección sólo del depósito seco con ayuda de agua destilada. Esta muestra se deberá identificar de forma diferente a la muestra de depósito total.
- Acidular la muestra según norma UNE-EN ISO 5667-3 (salvo indicación contraria por el laboratorio de análisis).

**MESA REDONDA 2:**

*Calidad*

## MESA REDONDA 2

### CALIDAD

**Moderador:** Dr. D. Juan Pedro Bolívar Raya. (bolívar@uhu.es)  
*Universidad de Huelva*

#### **Ponentes:**

- Monserrat Llauradó. Universidad de Barcelona (montse.llaurado@ub.edu)
- Óscar Recuero. ENAC (orecuero@enac.es)
- Margarita Herranz. Universidad del País Vasco (m.herranz@ehu.es)
- Rafael García-Tenorio. Universidad de Sevilla (gtenorio@us.es)
- M<sup>a</sup> Ángeles de Pablo. CEDEX (Angeles.dePablo@cedex.es)
- Antonio Baeza. Universidad de Extremadura (abaeza@unex.es)

### RESÚMENES DE LAS COMUNICACIONES

**1. FRECUENCIA DE CALIBRACION.** *Dr. Rafael García-Tenorio, Grupo Investigación Física Nuclear Aplicada, Departamento Física Aplicada II, Universidad de Sevilla, [gtenorio@us.es](mailto:gtenorio@us.es)*

Toda persona con un mínimo de experiencia en el campo de la medida de radiactividad en muestras ambientales, tiene plena conciencia de que la gran mayoría de los procesos de calibración de los sistemas radiométricos de medida son muy complejos, y su implementación con un mínimo de confianza muy demandante.

Es por ello, por lo que en esta ponencia se ha puesto de manifiesto y defendido la no necesidad de recurrir a calibraciones periódicas de los sistemas de medida utilizados en un laboratorio dedicados a la medida de radiactividad ambiental. Estos sistemas de medida deben ser recalibrados sólo cuando sea necesario, y ello vendrá indicado por los resultados obtenidos en los controles simples y periódicos de verificación de dichas calibraciones que tienen que ser realizados.

Es por ello por lo que, en opinión del autor de esta comunicación, los manuales de calidad de los laboratorios no deben incidir en la periodicidad con la que se tienen que realizar las recalibraciones de los sistemas de medida. Por el contrario, los manuales de calidad deben detallar los controles de verificación de estas calibraciones, su periodicidad, y los límites de tolerancia que una vez sobrepasados impliquen la recalibración del sistema de medida.

**2. VALIDACIÓN DE PROCEDIMIENTOS.** Dra. D<sup>a</sup> Montserrat Llauredó Tarragó. Dra. Montserrat Llauredó. Dept. Química Analítica. Laboratori de Radiologia Ambiental. Facultat de Química-Universitat de Barcelona. [montse.llaurado@ub.edu](mailto:montse.llaurado@ub.edu).

De acuerdo con la norma UNE EN ISO 9000, la validación puede definirse como “la confirmación mediante el examen y la aportación de evidencias objetivas de que se han cumplido los requisitos particulares para una utilización específica prevista”. Existen numerosas aplicaciones de este concepto a los métodos analíticos y por tanto a los métodos radioquímicos en particular. De todas ellas se han adoptado, con pequeñas modificaciones, la del documento *The Fitness for Purpose of Analytical Methods* de EURACHEM, según el cual la validación es “un proceso experimental mediante el cual se pone de manifiesto que un método tiene unas características adecuadas a la aplicación que se le quiere dar” (EURACHEM, 1998). Estas características de funcionamiento se concretan en unos parámetros de calidad como son la exactitud, la precisión, los límites de detección y cuantificación, el intervalo de trabajo, la recuperación, la sensibilidad, la precisión y la incertidumbre total del procedimiento. La exactitud, la precisión y el límite de detección se consideran los parámetros principales. El concepto de validación aplica exclusivamente a métodos de ensayo (procedimientos), requiere requisitos establecidos para el uso previsto y produce evidencias documentales. En la validación hay que tener en cuenta los tres aspectos básicos siguientes (reglas de oro de la validación):

- Validar el proceso radioquímica en su conjunto incluyendo las etapas de tratamiento de muestra, previas a la medida radioquímica, tales como secado, calcinado, molturación, destilación y especialmente cuando se aplica una separación radioquímica (precipitación, extracción, intercambio iónico, etc). Estas etapas de manipulación de la muestra afectan a la exactitud y la precisión del método de manera más significativa que la medida final.
- Validar el método en todo el intervalo de concentraciones, como mínimo a dos niveles de concentración. Es bien conocido que la precisión depende de la concentración y en aquellos métodos que incluyen una etapa de extracción, la recuperación, y en por tanto la exactitud, pueden depender del nivel de concentración.
- Validar el método en cada una de las matrices a las que se va a aplicar. Un método válido para determinar emisores alfa en aguas potables puede no ser apropiado para determinar estos en un suelo.

El grado de validación requerido dependerá del método que se disponga. En el caso de disponer de métodos de referencia y validados (EPA, HALS, ISO,...), los cuales incluyan los parámetros de calidad (exactitud, precisión, límite de detección,...), el laboratorio que los aplique deberá demostrar que cumple dichos parámetros al utilizar sus equipos, su personal, sus reactivos, etc. En el supuesto de disponer de métodos validados que requieran modificaciones o de aplicar

métodos propios del laboratorio, la validación deberá ser más extensa y deberán determinarse los parámetros de calidad. **De todo ello se deduce que todos los métodos que aplique un laboratorio requieren ser validados.** La evaluación de los parámetros de calidad de los procedimientos puede llevarse a cabo de diversas formas, a modo de ejemplo se comentan como evaluar la exactitud y la precisión.

**EXACTITUD:** La evaluación de la exactitud puede llevarse a cabo de diversas formas:

- Utilización de MATERIALES DE REFERENCIA, cuando se dispone de un material apropiado (misma matriz que la muestra, nivel de actividad, etc). Pueden ser materiales sobrantes de un ejercicio interlaboratorio, de los cuales se dispone de un valor de consenso.
- Comparación con un MÉTODO DE REFERENCIA VALIDADO, cuando no se disponen de materiales de referencia apropiados.
- Análisis de MUESTRAS FORTIFICADAS, cuando las estrategias anteriores no son aplicables, con cantidades conocidas de analito. Es importante que la adición del analito sea al inicio del proceso con la finalidad de validar todas las etapas del procedimiento.

Es importante diferenciar los conceptos de exactitud y de veracidad:

- **EXACTITUD (ACCURACY):** Grado de concordancia entre el resultado de un análisis y un valor de referencia aceptado. Esta relacionado con las actividades del CONTROL DE LA CALIDAD INTERNO del laboratorio.
- **VERACIDAD (TRUENESS):** Grado de concordancia entre el valor medio de una serie de resultados y un valor de referencia aceptado. Esta relacionado con las actividades de la VALIDACIÓN que realiza el laboratorio.

La estimación de la exactitud se lleva a cabo mediante los cálculos del porcentaje de error relativo o del porcentaje de la recuperación o bien mediante el cálculo de la corrección.

**PRECISIÓN.** La evaluación de la precisión puede llevarse a cabo de diversas formas:

- **CONDICIONES DE REPETIBILIDAD:** Se realizan ensayos sobre una misma muestra, en el mismo laboratorio, con los mismos equipos, reactivos y personal, en un intervalo corto de tiempo.
- **CONDICIONES DE REPRODUCIBILIDAD INTRALABORATORIO:** Se realizan ensayos sobre una misma muestra, en el mismo laboratorio, en diferentes sesiones de trabajo.
- **CONDICIONES DE REPRODUCIBILIDAD INTERLABORATORIO:** Se realizan ensayos sobre una misma muestra, en laboratorios diferentes. (Son los parámetros de calidad que generalmente incluyen las normas).

**3. ¿CÓMO ACREDITAR UN LABORATORIO?** *Dr. Antonio Baeza.*  
*Laboratorio de Radiactividad Ambiental (LARUEX). Departamento de Física Aplicada. Facultad de Veterinaria UEX. Universidad de Extremadura. E-mail: [abaeza@unex.es](mailto:abaeza@unex.es).*

La ponencia plantea cuándo es conveniente que un laboratorio realice el proceso de acreditación y cómo se ha de llevar a cabo. En primer lugar, se analiza el comienzo del proceso. En el momento en el que se ha decidido acreditar una serie de actividades de las que se llevan a cabo en el laboratorio, surge una nueva pregunta, ¿qué hay que hacer para obtener esa acreditación? La respuesta es estar en condiciones de poder demostrar ante terceros, que la actividad a acreditar se lleva a cabo en el laboratorio satisfaciendo escrupulosamente la norma internacional ISO-UNE 17025. Esta norma se estructura en dos grandes bloques o relación de requisitos a satisfacer: a) Requisitos de gestión y del sistema de calidad y b) Requisitos Técnicos.

Para poder superar la auditoría inicial, que conduce a la acreditación de un conjunto de procedimientos del laboratorio, es preciso disponer previamente de una documentación completa que permita demostrar el grado de cumplimiento que el laboratorio posee de los requisitos establecidos en la norma 17025.

A partir de ese momento, todo es relativamente fácil, sólo resta trabajar. Cada uno en la parcela que es de su responsabilidad y en los requisitos que le afectan de los que al respecto establece la norma 17025. Paralelamente al trabajo individual, debe existir un trabajo en grupo, que enriquezca las perspectivas de las propuestas que se realicen, favorezca la difusión del conocimiento de su contenido y agilice el modus operandi de implementar los nuevos procedimientos que se propongan. En nuestro caso concreto, y tras la asignación periódica de tareas a los diferentes miembros del laboratorio, normalmente con frecuencia quincenal, se producía la reunión del Consejo del LARUEX, en donde se presentan y se someten a discusión y a eventual aprobación todos los documentos y procedimientos que han ido integrando el sistema de gestión de la calidad del LARUEX.

Para finalizar, una última frase sobre el tema que me fue propuesto. La obtención de un primer certificado de acreditación del laboratorio para unos determinados ensayos, como el que vemos en la Figura (3), no es el final de nada, sino más bien un punto y seguido. “Punto”, pues supone la culminación de un esfuerzo notable y con casi total seguridad, parcialmente infructuoso. Es decir, muy probablemente deben existir sistemas de aseguramiento de la calidad para las actividades acreditadas en nuestro laboratorio que no requieran la puesta en funcionamiento de 123 procedimientos y otros documentos. “Seguido”, pues el sistema es necesariamente algo vivo, que debe mantenerse y mejorarse día a día, estableciéndose para ello nuevos retos, bien de optimización, de consolidación o de ampliación de lo conseguido. Dichos nuevos objetivos dependen de nuevo de las características y capacidad de cada laboratorio.

**4. POLÍTICA DE ENAC SOBRE INTERCOMPARACIONES.** *Óscar Recuero.*  
*Jefe del Departamento de Medioambiente ENAC. E-mail: orecuero@enac.es*

El objetivo principal de los ejercicios de intercomparación es dotar a los laboratorios de una poderosa herramienta de control de la calidad que les permite comparar sus resultados con laboratorios similares, monitorizar sus resultados a lo largo del tiempo, detectar tendencias y considerar acciones preventivas o correctivas cuando sea necesario. En este sentido, la norma UNE-EN ISO/ 17025 Apartado 5.9 recoge “El laboratorio debe tener procedimientos de control de la calidad para realizar el seguimiento de la validez de los ensayos y las calibraciones llevados a cabo”, y dentro de los controles mencionados por la norma para que los laboratorios evalúen su calidad, figura la participación en ejercicios de intercomparación.

Por otra parte, la participación de los laboratorios en ejercicios de intercomparación es, a su vez, una herramienta privilegiada para evaluar la competencia técnica de los laboratorios. Por lo que, tanto EA como ILAC han establecido políticas al respecto que deben ser necesariamente desarrolladas y seguidas por los firmantes de los Acuerdos Multilaterales y cuyo cumplimiento es, por tanto, evaluado en las auditorías realizadas por dichas organizaciones internacionales.

Finalmente y teniendo en cuenta que ENAC ha desarrollado un esquema de acreditación de Proveedores de Programas de Intercomparación, es necesario establecer hasta qué punto puede involucrarse una entidad de acreditación en la organización y puesta a disposición de los laboratorios de ejercicios de intercomparación sin poner en cuestión su independencia como evaluador y sin entrar en competencia con éstos.

**5. INTERCOMPARACIONES Y ENSAYOS DE APTITUD.** *M. Herranz,*  
*LMBA, ETS Ingeniería de Bilbao (UPV/EHU). E-mail: m.herranz@ehu.es*

En esta presentación se señalan algunos de los problemas a los que se enfrenta un laboratorio de radiactividad a la hora de participar en campañas de intercomparación y se ofrecen posibles acciones.

Cuando los laboratorios se plantean su participación en campañas de intercomparación, tanto en el marco del sistema de acreditación como por rutina en el control de calidad de sus procedimientos, se encuentran, entre otras, con las siguientes dificultades: Falta de intercomparaciones, con importante sesgo en las disponibles tanto en cuanto a matrices como en cuanto a radionucleidos; dificultades en la realización de la planificación de las participaciones y falta de transferencia de información.

Frente a estos problemas, se ofrecen dos propuestas de actuación:

Plantearse la organización de intercomparaciones adaptadas a las necesidades de los laboratorios a nivel de matrices/radionucleidos. Esto proporcionaría no solo

la posibilidad de realizar una planificación sino también cumplir con los requerimientos de los sistemas de calidad.

Avanzar en la aplicación del documento ENAC NT03 que permite clasificar en grupos las determinaciones que se realizan en un determinado laboratorio.

**6. CONTROL RADIOLÓGICO DEL AGUA.** *M<sup>a</sup> Ángeles de Pablo Sanmartín. Lic. en C. Químicas. Coordinadora de Programa. Área de Aplicaciones Isotópicas. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX. Ministerio de Fomento. E-mail: Angeles.dePablo@cedex.es*

En esta ponencia se comenzó comentando las diferencias entre el Control Radiológico del Agua y la Vigilancia Radiológica del Agua, siendo esta última la misión encomendada al CEDEX. Se puntualizó que la Vigilancia Radiológica del Agua, supone no sólo la medida de los diferentes parámetros radiológicos sino también su evaluación e interpretación en un determinado contexto.

A continuación, se presentaron de forma resumida las características de las Redes de Vigilancia Radiológica Ambiental (RVRA) actualmente en funcionamiento en el CEDEX. Estas redes son: la RVRA de las Aguas Continentales Españolas, la RVRA de las Aguas Costeras Españolas y la Red de Alta Sensibilidad en aguas continentales y marinas. También se presentó la Vigilancia Radiológica de las Aguas de Consumo Humano que el CEDEX lleva a cabo en las aguas de consumo público gestionadas por el Canal de Isabel II (CYII) y por la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (M.C.T). Así mismo se realizó una reseña de la legislación aplicable en cada caso.

# VALIDACIÓN DE PROCEDIMIENTOS

**Montserrat Llauradó.**

*Laboratori de Radiologia Ambiental-Dept. Química Analítica. Facultat de Química-  
Universitat de Barcelona. Martí i Franquès, 1-11  
08028 Barcelona. E-mail: montse.llaurado@ub.edu*

## 1. DEFINICIÓN DE VALIDACIÓN

Es la confirmación mediante examen y la aportación de evidencias objetivas que demuestren el cumplimiento de ciertos requisitos para el uso específico previsto.

*(UNE EN ISO 9000:2000)*

Proceso experimental mediante el cual se pone de manifiesto que un método tiene unas características adecuadas a la aplicación que se le quiere dar.

*(EURACHEM, 1998)*

La validación:

- Aplica exclusivamente a métodos de ensayo (procedimientos).
- Requiere requisitos establecidos para el uso previsto.
- Produce evidencias documentales.

## 2. GRADO DE VALIDACIÓN REQUERIDO

En la figura 1 se muestra el grado de validación requerido según se disponga de métodos validados o no.

**Todos los métodos requieren ser validados**, incluso en el caso de disponer de un método validado muy apropiado el laboratorio deberá demostrar que cumple con los parámetros de calidad (exactitud, precisión,...) que contemple el método. En el caso de métodos radioquímicos, la gran mayoría de normas nacionales e internacionales NO indican los valores de ningún parámetro de calidad, lo cual obliga a realizar una validación completa.

## 3. NECESIDAD DE LA VALIDACIÓN

La figura 2 muestra las etapas a validar. Hay que validar todas las etapas del método.

## 4. ASPECTOS BÁSICOS DE LA VALIDACIÓN

- Validar el procedimiento en su conjunto, las OPERACIONES PREVIAS afectan a: EXACTITUD Y PRECISIÓN.

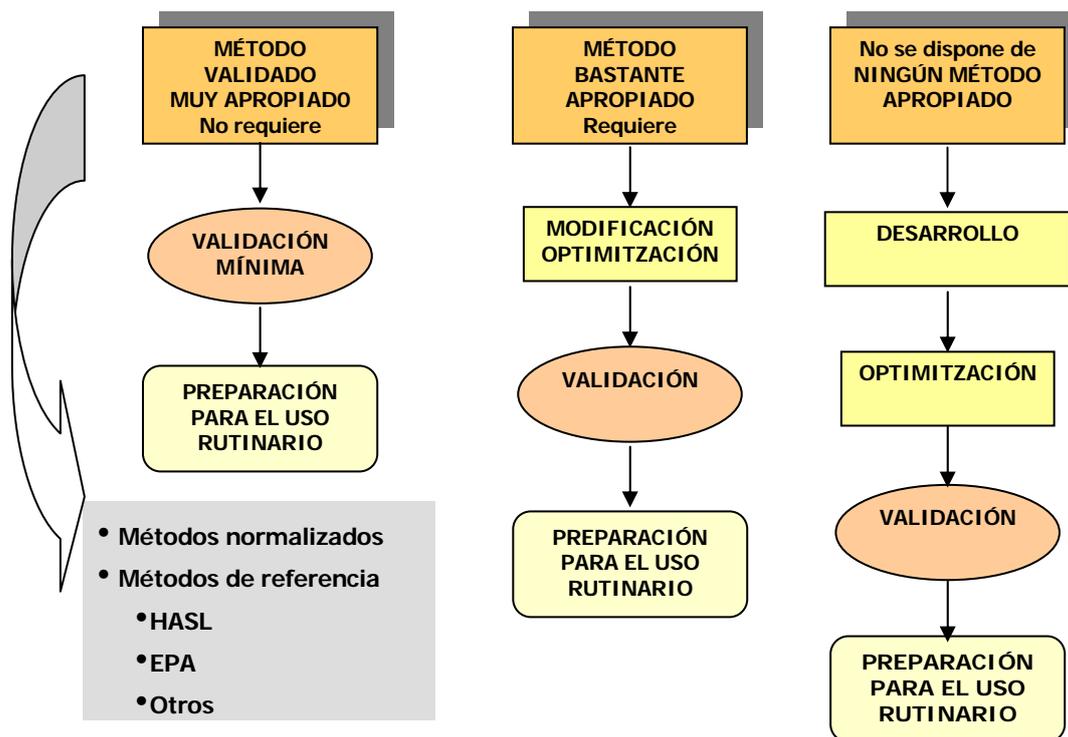


Figura 1. Validación según métodos.

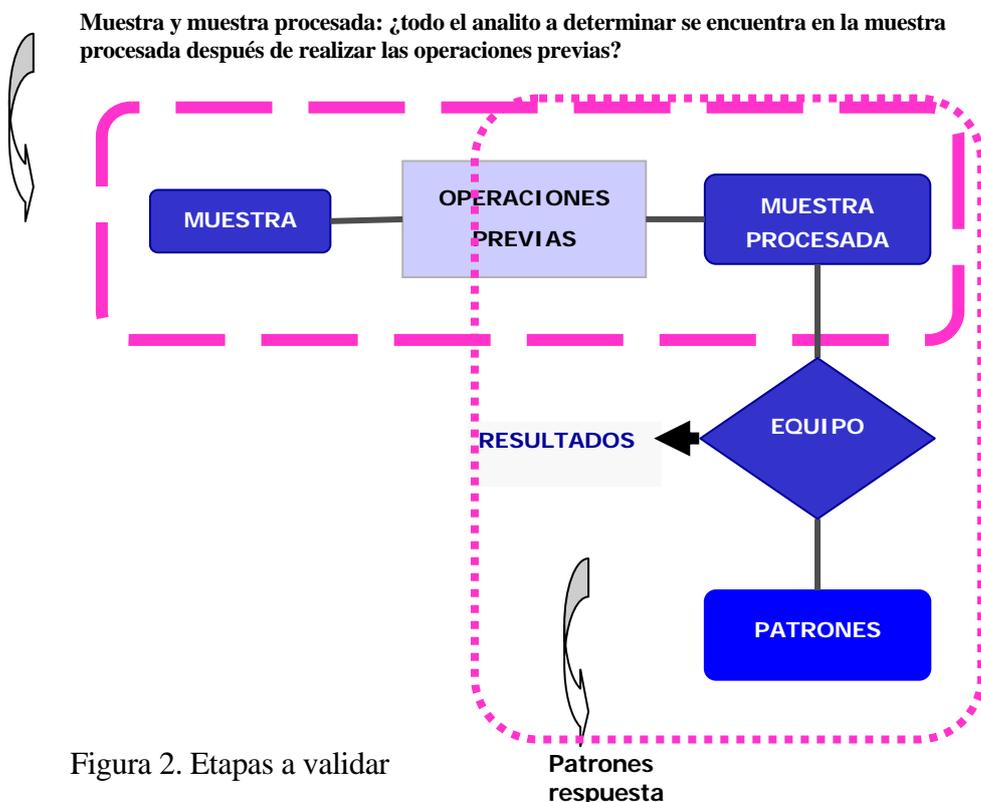


Figura 2. Etapas a validar

- Validar el procedimiento en el intervalo de concentraciones.  
REQUISITOS DIFERENTES de EXACTITUD Y PRECISIÓN según el intervalo de concentraciones.
- Validar el procedimiento en cada una de las matrices a las que se aplicará, incluyendo todas las etapas previas.

## 5. DISEÑO DE LA VALIDACIÓN

En la figura 3 se muestra las cuatro etapas del diseño de la validación de un método (planificar, realizar, controlar y actuar) y las actividades a realizar en cada una de ellas.



Figura 3. Etapas de Validación

## 6. ETAPAS DE LA VALIDACIÓN

### 6.1 Obtener muestras

- Matriz adecuada
- Niveles de actividad: bajo, medio y alto
- Valor de referencia e incertidumbre (intervalo de confianza)

Pueden ser:

- Materiales de Referencia
- Material sobrante de un interlaboratorio
- Método de adiciones (muestras fortificadas)
- Método alternativo (analizadas aplicando otro método).

### 6.2 Analizar varias veces

Mínimo 3 veces, calcular valores promedio y desviación estándar en cada nivel de actividad.

### 6.3 Calcular compatibilidad

No hay diferencias significativas si:

$$IC = \frac{|V_R - \bar{X}_i|}{\sqrt{u_{V_R}^2 + u_{\bar{X}_i}^2}} \leq 2$$
$$Si \Rightarrow |V_R - \bar{X}_i| \leq 2\sqrt{u_{V_R}^2 + u_{\bar{X}_i}^2} = 2\sqrt{u_{V_R}^2 + \left(\sqrt{\frac{S_i}{n}}\right)^2}$$

*i : 1, 2, 3, ...niveles de actividad*

## 6.4 Estimar la exactitud

**EXACTITUD (ACCURACY):** Grado de concordancia entre el resultado de un análisis y un valor de referencia aceptado. Relacionado con el CONTROL de CALIDAD INTERNO del laboratorio.

**VERACIDAD (TRUENESS):** Grado de concordancia entre el valor medio de una serie de resultados y un valor de referencia aceptado. Relacionado con la VALIDACIÓN del método.

Se puede estimar como:

$$E = \frac{V_R - \bar{X}_i}{V_R} \times 100 \quad i : 1, 2, 3, \dots \text{ niveles de actividad}$$

$$\% \text{ RECUPERACIÓN} = \frac{\bar{X}_i}{V_R} \times 100$$

$$\text{CORRECCIÓN} = V_R - \bar{X}_i$$

Se deberá verificar que se cumplen los criterios establecidos por el laboratorio. A modo de ejemplo estos pueden ser:

- Si se ha utilizado materiales de referencia o sobrantes de un ejercicio interlaboratorios

<b>Intervalo de concentración de actividad (Bq/kg o Bq/l)</b>	<b>Error relativo</b>
> 100·AMD	15%
10·AMD-100·AMD	25%
1·AMD-10·AMD	30%
AMD, actividad mínima detectable	

- Si se ha utilizado muestras fortificadas: % Recuperación según matriz, radionúclido,...

## 6.5 Calcular precisión

Precisión: Grado de concordancia entre los resultados obtenidos al aplicar el procedimiento experimental repetidas veces en unas condiciones bien definidas.

La precisión es una contribución a la INCERTIDUMBRE del ensayo.

Se puede calcular como  $s$  o CV:

$$s = \sqrt{\frac{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}{n}} \quad CV = \frac{S_i}{X_i} \times 100 \quad i : 1, 2, 3, \dots$$

Hay que VERIFICAR que NO existen diferencias significativas y que los valores cumplen los objetivos marcados, CRITERIOS ESTABLECIDOS por el laboratorio, a modo de ejemplo:

<b>Intervalo de concentración de actividad (Bq/kg o Bq/l)</b>	<b>Error relativo</b>
> 100·AMD	15%
10·AMD-100·AMD	25%
1·AMD-10·AMD	30%
AMD, actividad mínima detectable	

La precisión puede calcularse en:

- Condiciones de Repetibilidad
- Se realizan ensayos sobre una misma muestra, en el mismo laboratorio, con los mismos equipos, reactivos y personal, en un intervalo corto de tiempo.
- Condiciones de Reproducibilidad Intralaboratorio
- Se realizan ensayos sobre una misma muestra, en el mismo laboratorio, en diferentes sesiones de trabajo.
- Condiciones de Reproducibilidad Interlaboratorio
- Se realizan ensayos sobre una misma muestra, en laboratorios diferentes. (Normas)

## 6.6 Intervalo de trabajo

Intervalo de concentración de actividad en el que puede obtenerse una exactitud y precisión adecuadas al objetivo del método

- Define el alcance del procedimiento de ensayo
- Definido *a priori*
- Comprobación de la exactitud y la precisión

## 6.7 Límites: detección, cuantificación

**LÍMITE DETECCIÓN:** Mínima actividad de un elemento que puede ser detectada con una probabilidad determinada.

**LÍMITE CUANTIFICACIÓN:** Mínima actividad de un elemento que puede ser cuantificada con una probabilidad determinada.

- Son función de: cantidad de muestra, tiempo de medida, ...
- Fijan el alcance del método.

## 6.8 Estimación incertidumbre combinada

$$u = \sqrt{u_{V_R}^2 + \left(\frac{S_R}{\sqrt{n_R}}\right)^2 + \left(\frac{S_R}{\sqrt{n_M}}\right)^2 + \left(\frac{C}{\sqrt{3}}\right)^2}$$

$C = V_R - \bar{V}$ , si  $C \leq 2$

Compatibilidad  
(exactitud que no se ha conseguido)

u valor de referencia

u medida (exactitud)  
 $n_R$  repeticiones (3)

u reproducibilidad medidas (precisión)  
 $n_M$  medidas por día (1)

## 6.9 Informe de validación (registros)

En la figura 4 se muestra un ejemplo de informe de validación. Una primera parte recoge información general del método a validar y en una segunda parte se recogen los resultados obtenidos en la validación.

<b><u>VALIDACIÓN DE PROCEDIMIENTOS</u></b>			
<b>MÉTODO:</b>			
<b>OBJETIVO:</b> Alcance/campo de aplicación (objetivos, descripción de la muestra, intervalo de actividades, límite de detección,...)			
<b>BIBLIOGRAFÍA:</b> Método basado en: HALS, EPA, tesis, master,...			
Requisitos normativos aplicables,...			
<b>PNT:</b> Procedimientos técnicos asociados (ensayo, calibración, validación, incertidumbre, ...)			
<b>OBJETIVOS A OBTENER</b>			
<b>PARÁMETRO</b>	<b>VALOR</b>	<b>OBSERVACIONES</b>	
		Criterios de aceptación/rechazo de resultados	
<b>SISTEMÁTICA DE VALIDACIÓN PREVISTA</b> (Referencia a PNT de Validación o descripción)			
<b>RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN</b>			
<b>REGISTRO DE EXPERIMENTOS</b>			
<b>FECHA REALIZACIÓN</b>	<b>REGISTO</b>	<b>OBSERVACIONES</b>	<b>PERSONAL</b>
<b>DATOS ADICIONALES</b> Equipos, Patrones, curvas de calibrado Patrones y materiales de referencia Condiciones ambientales (si aplica)....			
<b>VALORES OBTENIDOS</b>			
<b>PARÁMETRO</b>	<b>RESULTADO</b>	<b>OBSERVACIONES</b>	<b>DECISIÓN</b>
	Resultados e Incertidumbre		
<b>DECLARACIÓN DE VALIDEZ</b>			
<b>MÉTODO VÁLIDO</b>			
<b>MÉTODO NO VÁLIDO</b>			
<b>MÉTODO VÁLIDO CON RESTRICCIONES</b> (Indicar restricciones)			
<b>FECHA:</b>		<b>FIRMA:</b>	

Figura 4. Informe de validación

## **POLÍTICA DE INTERCOMPARACIONES (NT-03)**

**Óscar Recuero Fernández**

*Entidad Nacional de Acreditación (ENAC)*

### **EJERCICIOS DE INTERCOMPARACIÓN**

- Herramienta de control de la calidad que permite comparar los resultados de un laboratorio con laboratorios similares, monitorizar sus resultados a lo largo del tiempo, detectar tendencias y considerar acciones preventivas o correctivas cuando sea necesario.
- Herramienta privilegiada para evaluar la competencia técnica de los laboratorios.

UNE-EN ISO/IEC 17025 Apartado 5.9 “El laboratorio debe tener procedimientos de control de la calidad para realizar el seguimiento de la validez de los ensayos y las calibraciones llevados a cabo”

### **TIPOS DE INTERCOMPARACIONES**

- Intercomparaciones ofrecidas por proveedores comerciales de intercomparaciones. ([www.eptis.bam.de](http://www.eptis.bam.de)).
- Intercomparaciones organizadas u ofrecidas por EA o ILAC. Participación obligatoria para los laboratorios acreditados si así se lo solicita ENAC.
- Intercomparaciones organizadas dentro de los Comités Técnicos Asesores de ENAC.
- Comparaciones bilaterales de medidas. Dentro de los procesos de evaluación de laboratorios de calibración
- Otras intercomparaciones. Por ejemplo las organizadas por colaboración entre varios laboratorios.

## **PARTICIPACIÓN DE LOS LABORATORIOS EN INTERCOMPARACIONES**

ENAC asume la política establecida por EA:

- Una participación antes de otorgar la acreditación.
- Una participación al menos para cada una de las familias de ensayos incluidas en su alcance de acreditación en el periodo entre reevaluaciones (frecuencia de participación coherente con la habitual en cada sector).

Clasificar los ensayos en familias de ensayo.

Criterios:

- Producto a ensayar: características sean similares.
- Propiedad a determinar: agrupar más de una propiedad en una misma familia.
- Técnica de medida utilizado: Diferentes técnicas no podrán incluirse dentro de la misma familia.

## **EVALUACIÓN DE LA PARTICIPACIÓN EN INTERCOMPARACIONES**

ENAC evaluará a lo largo del proceso de acreditación:

- Las políticas y procedimientos sobre intercomparaciones.
- La definición de familias de ensayos o de calibraciones.
- El programa de participación en intercomparaciones.
- Los resultados obtenidos.
- Las conclusiones obtenidas por el laboratorio sobre su propia actuación.
- Las medidas adoptadas ante resultados no satisfactorios.

# **Política de ENAC sobre Intercomparaciones**

## **NT-03 Rev. 3 Octubre 2005**

### **1. INTRODUCCIÓN**

El objetivo principal de los ejercicios de intercomparación es dotar a los laboratorios de una poderosa herramienta de control de la calidad que les permite comparar sus resultados con laboratorios similares, monitorizar sus resultados a lo largo del tiempo, detectar tendencias y considerar acciones preventivas o correctivas cuando sea necesario. En este sentido, la norma UNE-EN ISO/ 17025 Apartado 5.9 recoge *“El laboratorio debe tener procedimientos de control de la calidad para realizar el seguimiento de la validez de los ensayos y las calibraciones llevados a cabo”*, y dentro de los controles mencionados por la norma para que los laboratorios evalúen su calidad, figura la participación en ejercicios de intercomparación.

Por otra parte, la participación de los laboratorios en ejercicios de intercomparación es, a su vez, una herramienta privilegiada para evaluar la competencia técnica de los laboratorios. Por lo que, tanto EA como ILAC han establecido políticas al respecto que deben ser necesariamente desarrolladas y seguidas por los firmantes de los Acuerdos Multilaterales y cuyo cumplimiento es, por tanto, evaluado en las auditorías realizadas por dichas organizaciones internacionales.

Finalmente y teniendo en cuenta que ENAC ha desarrollado un esquema de acreditación de Proveedores de Programas de Intercomparación, es necesario establecer hasta qué punto puede involucrarse una entidad de acreditación en la organización y puesta a disposición de los laboratorios de ejercicios de intercomparación sin poner en cuestión su independencia como evaluador y sin entrar en competencia con éstos.

### **2. OBJETO**

El objeto de este documento es establecer la política seguida por ENAC sobre su papel en la organización de ejercicios de intercomparación y sobre la participación de los laboratorios acreditados en este tipo de actividades, y cómo debe evaluarse y tenerse en cuenta tanto dicha participación como los resultados obtenidos en los procesos de acreditación.

### **3. CAMPO DE APLICACIÓN**

El presente documento es aplicable en los procesos de evaluación a laboratorios de ensayo y calibración, y a entidades de inspección con respecto a las actividades de ensayo que realizan.

#### 4. TIPOS DE INTERCOMPARACIONES

Se distinguirán los siguientes tipos de intercomparaciones en función del organizador:

- **Intercomparaciones ofrecidas por proveedores comerciales de intercomparaciones.**

Como por ejemplo las que se pueden encontrar en la base de datos de EPTIS disponible en [www.eptis.bam.de](http://www.eptis.bam.de)

Será responsabilidad del participante juzgar su idoneidad y la competencia del organizador, por ejemplo basándose en que operen de acuerdo a los principios de la guía ILAC-G13, o porque estén acreditados de acuerdo con esta guía.

- **Intercomparaciones organizadas u ofrecidas por EA o ILAC**

En ocasiones EA e ILAC utilizan las intercomparaciones como un medio de comprobar la equivalencia de las acreditaciones concedidas por los firmantes de los acuerdos de reconocimiento mutuo. La participación en estas intercomparaciones es obligatoria para los laboratorios acreditados si así se lo solicita ENAC.

ENAC debe tener acceso a los resultados enviados por el laboratorio al organizador y al informe que éste remite, para hacer seguimiento de los resultados obtenidos.

- **Intercomparaciones organizadas dentro de los Comités Técnicos Asesores de ENAC**

Los Comités Técnicos de ENAC son órganos asesores en los que están representados las entidades acreditadas por ENAC. En los sectores donde no existe una oferta comercial de intercomparaciones, estos Comités son un punto de encuentro de laboratorios acreditados donde se puede acordar entre los participantes la organización de intercomparaciones que son de interés para el grupo.

- **Comparaciones bilaterales de medidas.**

Son comparaciones que realiza ENAC dentro de los procesos de evaluación, en auditorías iniciales, de ampliación y reevaluación de laboratorios de calibración, para verificar la competencia técnica del laboratorio evaluado.

- **Otras intercomparaciones**

Otras intercomparaciones no incluidas en ninguno de los tipos anteriores, por ejemplo las organizadas por colaboración entre varios laboratorios.

## **5. FUNCIÓN DE ENAC EN EJERCICIOS DE INTERCOMPARACIÓN**

La norma ISO 17011 establece que una entidad de acreditación no puede suministrar al mercado los servicios que acredita. Dado que ENAC ha establecido un esquema de acreditación de Proveedores de Programas de Intercomparación, debe evitar actuar en el mercado en competencia con las organizaciones a las que acredita. Por tanto, ENAC no actuará en ningún caso como proveedor de programas de intercomparación.

No obstante, consciente por un lado de la importancia de esta herramienta para los laboratorios y por otro de las carencias que en ciertas áreas y sectores existen de estos ejercicios ENAC colaborará con los laboratorios en la promoción y establecimiento en España de una oferta suficiente de ejercicios de intercomparación que den servicio a los laboratorios acreditados.

## **6. PARTICIPACIÓN DE LOS LABORATORIOS EN INTERCOMPARACIONES**

ENAC como firmante de los acuerdos de reconocimiento mutuo de EA, asume la política establecida por EA en cuanto a participación en intercomparaciones. Esta política establece los siguientes mínimos recomendables de participación en intercomparaciones:

- Una participación antes de otorgar la acreditación.

Para comprobar que efectivamente los laboratorios han participado en intercomparaciones antes de la concesión de la acreditación, ENAC solicita, en los formularios de solicitud de acreditación para laboratorios de ensayo y calibración, que el laboratorio anexe información sobre las intercomparaciones en las que ha participado durante los últimos 5 años.

Esta información se considera imprescindible para continuar el proceso, a no ser que exista una justificación de la inviabilidad de las intercomparaciones en esa área determinada<sup>1</sup>.

En calibración, en ausencia de participaciones anteriores se podrá considerar suficiente las comparaciones bilaterales de medida realizadas normalmente como parte de la auditoría inicial.

- Una participación al menos para cada una de las familias de ensayos o calibraciones incluidas en su alcance de acreditación en el periodo entre reevaluaciones<sup>2</sup>.

Para cumplir con estos requisitos será necesario, en primer lugar, que el laboratorio clasifique los ensayos o calibraciones incluidos en su anexo

---

<sup>1</sup> La propia política de EA reconoce que existen determinadas áreas donde las intercomparaciones simplemente no son viables.

<sup>2</sup> En su caso, la frecuencia de participación debería ser coherente con la habitual en cada sector.

técnico en familias de ensayo o calibración. A la hora de establecer dichas familias se deberá tener en cuenta el hecho de que la participación en una intercomparación en una familia debe ser razonablemente válida para evaluar la calidad de los resultados de todos los ensayos o calibraciones incluidos en ella.

Así, para definir las familias habrá que tener en cuenta los siguientes criterios:

1. Respecto al **producto** a ensayar o **equipo** a calibrar: Se podrán agrupar varios productos o equipos en una misma familia siempre y cuando sus características sean similares.
2. Respecto a la **propiedad** a determinar o la **magnitud/submagnitud** de calibración: En ensayos, dependiendo del tipo de analito, propiedad física, etc. que se vaya a determinar, se podrá agrupar más de una propiedad en una misma familia. En calibración no se deberían agrupar diferentes magnitudes/submagnitudes en una misma familia.
3. Respecto a la **técnica de medida** o **método de calibración** utilizado: Diferentes técnicas no podrán incluirse dentro de la misma familia.

## **7. EVALUACIÓN DE LA PARTICIPACIÓN EN INTERCOMPARACIONES Y RESULTADOS OBTENIDOS**

ENAC evaluará a lo largo del proceso de acreditación (normalmente durante las auditorías) los siguientes aspectos:

- Las políticas y procedimientos sobre intercomparaciones.
- La definición de familias de ensayos o de calibraciones.
- El programa de participación en intercomparaciones.
- Los resultados obtenidos.
- Las conclusiones obtenidas por el laboratorio sobre su propia actuación.
- Las medidas adoptadas ante resultados no satisfactorios.

No obstante, en intercomparaciones organizadas por EA o promovidas por ENAC, se podrá realizar el análisis de los resultados obtenidos por laboratorios acreditados en el momento en el que se dispone de los datos pertinentes para realizar este análisis (por ejemplo cuando se reciben los valores de referencia, el informe preliminar o el informe final). En estos casos, ENAC solicitará acciones correctoras a los laboratorios que hayan dado resultados insatisfactorios tras realizar dicho análisis.

**“El presente documento se distribuye como copia no controlada. Puede consultar su revisión en la página web de ENAC, en el apartado “documentos” o internamente en red”.**

## INTERCOMPARACIONES Y ENSAYOS DE APTITUD

**M. Herranz, R. Idoeta y F. Legarda**

*LMBA, ETS Ingeniería de Bilbao (UPV/EHU)*

Aunque el tema de las intercomparaciones se acaba de tratar, voy a enfocarlo a continuación desde el punto de vista de los usuarios, esto es, de los laboratorios que precisan este tipo de ejercicios bien para controlar la calidad de sus métodos, bien para validarlos o, incluso, y tal y como ha señalado Oscar Recuero, para cumplir las exigencias de los sistemas de calidad.

Por lo tanto, voy a plantear en primer lugar los problemas con que nos encontramos en este momento, desde nuestro punto de vista, y a continuación plantearé algunas propuestas de solución.

### **Problemas:**

1.- Tenemos pocas intercomparaciones y las existentes están muy focalizadas a determinados matrices y elementos.

Sin pretender ser exhaustivos y dando por sentado que alguna se me escapa y centrándonos en ensayos de intercomparación promovidos por organismos de rango nacional/internacional desde el año 2000; no tomando en consideración ni las organizadas por empresas privadas ni las organizadas por diferentes laboratorios aquí en España. Con estas condiciones, los ensayos de aptitud (EA) o intercomparaciones (I) han sido más o menos las siguientes, clasificadas por matrices y agrupadas estas en cuatro grandes bloques:

Organismos: CSN, IAEA, NPL, IRSN, NUSIMEP, DOE, OMS, CEA.

Agua: 17

M. Orgánicas: 8

M. Minerales: 9

Filtros: 1

No se puede considerar esta relación como exhaustiva, pero sí como bastante representativa, y las conclusiones son evidentes: muchas intercomparaciones en agua y tan solo una en aire, por ejemplo.

Si realizamos el mismo estudio con respecto a los análisis a realizar, no encontramos con el siguiente panorama, tampoco exhaustivo:

Gamma	30	<sup>224,226,228</sup> Ra	4	β	8
<sup>234, 235, 338</sup> U	15	<sup>210</sup> Pb	5	β <sub>resto</sub>	4
<sup>232, 230, 228</sup> Th	3	<sup>129,131</sup> I	1	<sup>14</sup> C	3
<sup>241</sup> Am	13	<sup>90</sup> Sr	25	<sup>55</sup> Fe	6
<sup>239+240,238</sup> Pu	13	<sup>89</sup> Sr	3	<sup>63</sup> Ni	6
<sup>210</sup> Po	5	α	4	<sup>99</sup> Tc	4

Así y a simple vista, las conclusiones se parecen, no hay intercomparaciones en <sup>129</sup>I y, en cambio, todos los años aparecen varias en estroncio. Algo parecido nos encontraríamos con el gamma si lo analizáramos en detalle, siempre está el <sup>137</sup>Cs y es difícil encontrarse con los europios, por ejemplo.

**Conclusión:** *Falta de intercomparaciones, con importante sesgo en las disponibles tanto en cuanto a matrices como en cuanto a radionucleidos. Esto se justifica porque salvo la IAEA los demás organismos tienen rango nacional y por lo tanto atienden a los intereses de sus propios países y no se coordinan entre ellos.*

2.- Falta de planificación. Las I o EA que se van a realizar se suelen avisar dentro del mismo año, algunas con muy pocos meses de antelación, ello dificulta el poder realizar una planificación, e incluso como ha pasado este último año con el <sup>210</sup>Po, nos encontramos con tres sobre misma matriz/radionucleido, en el mismo año.

**Conclusión:** *Dificultades en la planificación.*

3.- Tenemos, como colectivo, falta de información y de transferencia de esta respecto a las intercomparaciones que se organizan, lo que hace que en ocasiones nos intercomparemos en lo mismo varias veces, aquí solo voy a poner un ejemplo de este mismo año,

La CEA ha organizado una intercomparación abierta y gratuita, en la misma matriz, prácticamente con los mismos radionucleidos y fecha de remisión de resultados que otra organizada, de forma muy eficiente, por uno de nuestros laboratorios.

En este caso, la falta de transferencia de información ha determinado que se haya realizado un notable y loable esfuerzo en la preparación de una intercomparación, que nos podíamos haber ahorrado.

**Conclusión:** *Falta de transferencia de información referente a intercomparaciones.*

Parte de estas dificultades, en los últimos años, se han intentado paliar con la organización, por parte de algunos de los laboratorios que estamos aquí presentes, de intercomparaciones de alcance limitado tendentes fundamentalmente a cubrir las lagunas que han ido apareciendo en los procesos de acreditación. Y, en las cuales, se ha participado en ocasiones más por apoyo y solidaridad entre los laboratorios que no necesariamente por interés o utilidad.

Esta sistemática, a pesar de ser muy loable y habernos ayudado a nuestros propósitos en más de una ocasión, presenta sin embargo dos problemas. La falta de planificación vuelve a ser uno de ellos, puesto que cada laboratorio organiza las intercomparaciones cuando las necesita, a esto hay que añadir la ausencia de un acuerdo ampliamente aceptado por todos los laboratorios respecto a la sistemática de evaluación de resultados, de entre los diferentes que figuran en la literatura especializada e incluso de entre los que manejan los diferentes organismos organizadores de este tipo de ejercicios.

Una vez señalados estos problemas, entre otros, paso a plantear unas propuestas

### **Propuesta de soluciones:**

**1.-** Plantearse la organización de I o EA adaptados a nuestras necesidades a nivel de matrices/radionucleidos, centrándonos en aquellos que mayoritariamente medimos y que podríamos definir preferentemente como los incluidos en las redes densa y espaciadas del CSN. Esto nos proporcionaría no solo la posibilidad de realizar una planificación sino también cumplir con los requerimientos de los sistemas de calidad respecto a las intercomparaciones.

Una propuesta, a cuatro años, podría ser:

	Po	H	Ra-Pb	$\gamma$	$\alpha$	$\beta/\beta_r$	Sr	Am	Pu	Th	U	I	Fe	Ni	C
Agua		1	1	1			1			1	1				
Mineral				2		2	2	2	2				2	2	
Agua	3			3	3	3	3	3	3			3			
Orgánica				4			4			4	4				4
Filtro				4		4									

Con la cual, cada cuatro años se controlarían todos los radionucleidos, además del Fe y el Ni, que aparecen en las redes del CSN. En este periodo de tiempo, algunos aparecerían todos los años como el gamma y el Sr, otros dos veces y otros una, en función de lo habitual que sea la determinación de ese radionucleido, tanto en cuanto a matrices como en cuanto a laboratorios y frecuencia.

La propuesta concreta es, por lo tanto, formar un grupo de laboratorios que analice la posibilidad de distribuirse entre sí la tarea y participe en la elaboración/preparación de estas intercomparaciones. Lo que incluiría la discusión de un formato único y consensuado para su realización y su evaluación.

Esta propuesta no procede solo de mi laboratorio sino que esta consensuada con algunos otros, todos ellos acreditados, y por supuesto abierto a todos aquellos que quieran participar:

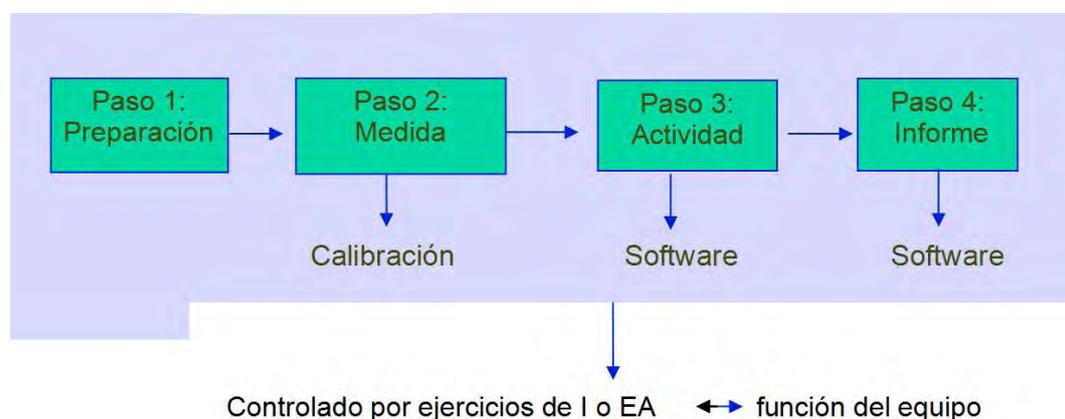
- Ingenieros de Bilbao
- Univ. de Extremadura (Cáceres)
- Univ. de Barcelona
- INTE de Barcelona
- Politécnico de Valencia

2.- Avanzar en la aplicación del documento ENAC NT03 que permite clasificar las determinaciones que se realizan en un laboratorio en grupos, de manera que entre dos reevaluaciones de la acreditación, es decir cada 4 o 5 años, se haya realizado al menos una intercomparación en cada grupo.

También aquí, mi laboratorio tiene una propuesta que hacer.

Consideramos que las determinaciones se dividen, de forma general, en dos grandes grupos.

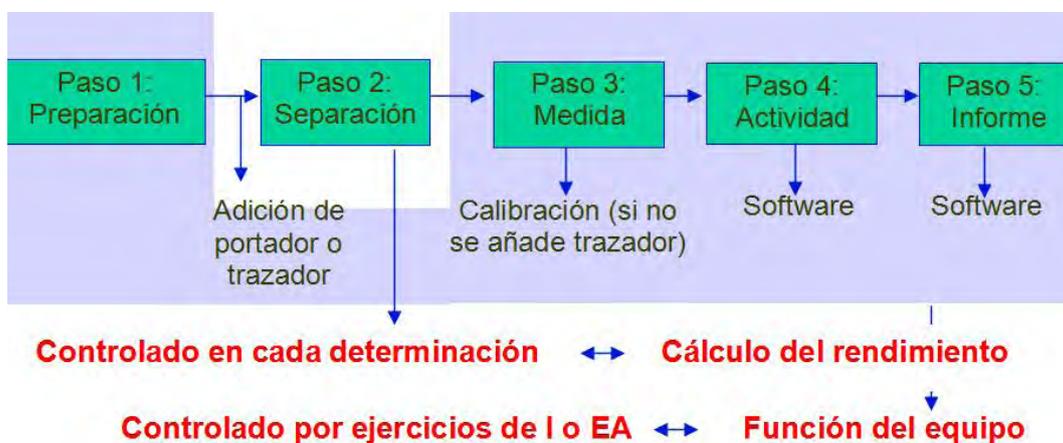
- Las directas, que se realizan sin trazadores ni portadores, pero que tampoco tienen ningún tipo de problema en cuanto a rendimiento de separación, y en las cuales los pasos a seguir para la realización de la determinación, son los que aparecen reflejados en el siguiente diagrama:



Todos estos pasos se van a ver controlados con la realización de una I o EA que involucre a ese equipo.

Sin embargo, es este esquema, aparece la necesidad de un control “extra” que se debe aplicar a los equipos (mantenimiento) y a los patrones.

- Las indirectas, que son las que se realizan con trazadores y/o portadores que sirven para calcular el rendimiento de la separación. Los pasos a seguir para la realización de este tipo de determinaciones, son los que aparecen reflejados en el siguiente diagrama:



En todas y cada una de este tipo de determinaciones, se controla el rendimiento de la separación, y cualquier fallo en la aplicación del procedimiento de preparación de muestra y en la separación del elemento químico en cuestión, se vería reflejado y el resultado corregido por el cálculo del rendimiento.

El resto de los pasos se van a ver controlados con la realización de una intercomparación que involucre a ese equipo.

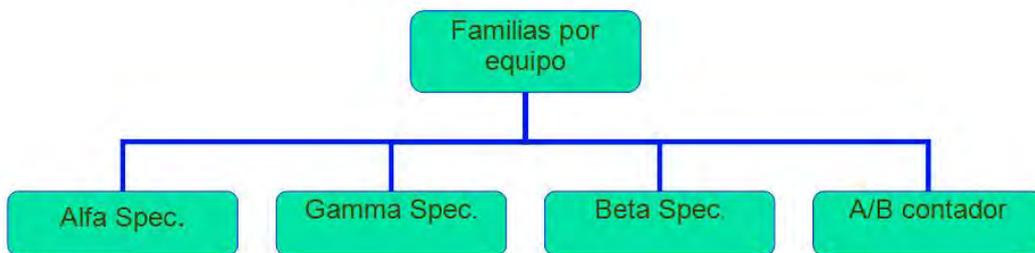
De nuevo, es este esquema, aparece la necesidad de un control “extra” que se debe aplicar a los equipos (mantenimiento) y a los patrones, trazadores y portadores utilizados.

Ahora bien ¿Tendría sentido relacionar el control de patrones, trazadores y portadores con la realización de las I y EA? De forma general, consideramos que no, puesto que parte de ellos son material fungible que se prepara cada vez que se necesita, otros, tienen un periodo de semidesintegración corto, que determina que se preparen con una cierta periodicidad (p.e. QCY-48 o equivalente en gamma) y por último en ocasiones los patrones son múltiples, variables y además se

preparan con una cierta periodicidad (p.e. los patrones gamma de diferentes geometrías).

Por lo tanto consideramos que se precisa un procedimiento específico al margen de las I o EA para chequear la bondad de los patrones, trazadores y portadores.

Por lo tanto, nuestra propuesta, que también presentamos a discusión, es dividir, de forma general y con objeto de reevaluación de las acreditaciones, los procedimientos en cuatro grandes familias, relacionadas con el equipo que se utiliza para realizar las determinaciones:



Cada laboratorio deberá justificar e indicar cuales de sus métodos se adaptan a estas familias y, en su caso, definir otras adicionales que incluyan a los métodos que no se adapten a esta clasificación.

# FRECUENCIA DE CALIBRACION

**Rafael García-Tenorio**

*Grupo Investigación Física Nuclear Aplicada. Departamento Física Aplicada II  
Universidad de Sevilla. (gtenorio@us.es)*

## 1.- Introducción

Cuando el comité de seguimiento de las V Jornadas me encomendó, dentro de la mesa redonda denominada “Calidad”, la impartición de una breve ponencia sobre el tema “Frecuencia de Calibración”, he de confesar que la primera idea que se me vino a la mente literalmente fue la siguiente:

¡¡¡ Uff, me parece recordar que en previas Jornadas de Calidad esta temática ya ha sido motivo de algunas ponencias, además impartidas por compañeros con una elevada experiencia en el campo de la radiactividad ambiental ¡¡¡.

Ese pensamiento se confirmó inmediatamente, consultando simplemente los libros de resúmenes de las Jornadas de Calidad anteriores: Efectivamente, en las Terceras Jornadas celebradas en Valencia Josefina Ortiz presentó una ponencia titulada “Calibración y verificación de los distintos detectores y su periodicidad”, mientras que en las Cuartas Jornadas, celebradas en Sevilla, Margarita Herranz presentó una ponencia titulada “Frecuencia de Control y Calibración”.

La lectura de ambas ponencias me llevó además de forma inmediata a un estado de cierto desánimo pues el margen de maniobra que me dejaban era pequeño. Eran dos ponencias muy completas, rigurosas y bastante complementarias entre sí que abarcaban de una forma apropiada la temática a cubrir en la ponencia que tenía encomendada.

Efectivamente, en la ponencia presentada por Josefina Ortiz en Valencia se realizaba un muy buen documentado análisis de la normativa existente, nacional e internacional, referente a los controles y calibraciones de los equipos de detección y medida. Ese análisis se ejemplarizaba además en tres de los sistemas de medidas más utilizados en un laboratorio de radiactividad ambiental: los espectrómetros de germanio para espectrometría gamma, los equipos de centelleo líquido y los contadores proporcionales de flujo de gas. La ponencia adicionalmente ponía de manifiesto el hecho de que mientras los controles a realizar, y en algunos casos su frecuencia, son parámetros bien establecidos, por el contrario la frecuencia de las calibraciones no se encontraba normalizada.

Por otra parte, en Sevilla, Margarita Herranz definió en su ponencia una metodología cuyo objetivo era establecer una frecuencia óptima de calibración para los sistemas radiométricos de medida, relacionándola con los resultados

obtenidos en los controles periódicos realizados. Dicha metodología era además aplicable a cualquier tipo de detector en el cual se desarrollaran unos controles adecuados, previstos estos últimos para su posterior utilización como controles de calibración, y fue presentada y aplicada (analizando su adecuación al objetivo propuesto) para un contador proporcional de flujo de gas con controles consistentes en medidas diarias de una fuente emisora de partículas alfa de <sup>241</sup>Am y en el que se habían realizado calibraciones periódicas.

Efectivamente, si trataba en lo posible de no ser repetitivo en los planteamientos, el margen de maniobra que me quedaba tras leer las dos ponencias era muy limitado. Por lo que tras un cierto tiempo de reflexión, llegué a la conclusión de que mi modesta aportación únicamente podría centrarse en intentar dar una visión personal, quizás poco ortodoxa en algunos aspectos, de la materia en cuestión, tratando simplemente de plasmar mis 25 años de experiencia trabajando en el campo de la radiactividad ambiental.

Esta visión personal será reflejada en las siguientes secciones de este documento. Simplemente, y como advertencia al lector, le indicaré que no espere encontrar en mis reflexiones un reflejo literal de los contenidos de las normativas internacionales y nacionales relacionadas con la temática a tratar, aunque en muchos casos mi opinión contenga el espíritu de algunas de ellas. Y añadiré que al reflejar mi opinión personal el contenido de los siguientes apartados es obviamente opinable y criticable. Simplemente me daría por satisfecho, si mis opiniones son capaces de provocar en el lector una reflexión sobre el tema del que pueda obtener algún beneficio.

## **2.-Planteamientos y opiniones personales**

La primera reflexión que me planteé al tratar de estructurar la ponencia, surgió de la duda que se me planteaba sobre la idoneidad de su título. Y esta duda surgía simplemente de la asociación en dicho título de la palabra frecuencia con la palabra calibración. Como físico, la utilización de la palabra frecuencia, me inducía a pensar inmediatamente en la idea de periodicidad..... lo que como corolario permitiría pensar que mi ponencia tendría que versar sobre como de periódicas tendrían que ser las calibraciones de los sistemas de detección que utilizamos en el campo de la radiactividad ambiental.

Ahora bien, **¿Las calibraciones de los sistemas de detección se tienen que realizar de una forma periódica?** ¿Partía de la hipótesis de que sí, y el planteamiento de la ponencia se debía centrar en fijar los intervalos temporales de esa periodicidad para cada uno de los sistemas de detección comúnmente utilizados en un laboratorio trabajando en el campo de la radiactividad ambiental?

Con base fundamentalmente en mi experiencia profesional, rápidamente me contesté a estas interrogantes: **Las calibraciones de los sistemas de medida no**

**deben seguir una periodicidad definida** (aunque sí se les puede imponer una caducidad). Y ello porque en mi opinión sólo se debe proceder a una nueva calibración del sistema de medida cuando sea estrictamente necesario.

Esta conclusión obviamente la fundamentaba interiormente en una serie de argumentos. Cito a continuación algunos de ellos:

- a) Todos los laboratorios que tienen implantado un Programa de Calidad son conscientes de la serie de requerimientos que comporta la realización de una calibración de un sistema de medida. Es un proceso muy lejos de poder considerarse como trivial, al que hay que recurrir de una forma motivada.
- b) La calibración de un sistema de detección es un proceso dilatado en el tiempo que no debe realizarse alegremente pues puede interferir en el programa de medidas del laboratorio. Las calibraciones no pueden considerarse finalizadas simplemente tras la preparación de las muestras de calibración y su medida, sino que es necesario adicionalmente proceder a una evaluación crítica de los resultados obtenidos, a su comparación pormenorizada con calibraciones previas y a su validación (si se obtienen resultados distintos a la calibración previa). Y esta validación sólo se puede obtener mediante la participación en ejercicios de intercomparación, a través de la medida de muestras de referencia, etc., lo que generalmente no es un proceso corto en tiempo.
- c) Los procesos de calibración además pueden ser en muchos casos procesos muy tediosos (baste por ejemplo pensar en la calibración en eficiencias de un sistema de espectrometría gamma con detectores de germanio y la cantidad de geometrías diferentes que suelen utilizarse en un laboratorio para la medida de diferentes tipos de muestras ambientales). Además son procesos que en muchos casos implican un desembolso económico no despreciable para muchos laboratorios (basta recordar los precios por ejemplo de patrones líquidos conteniendo emisores gamma monoenergéticos, los cuales al contener radionucleidos con cortos periodos de semidesintegración quedan prácticamente inutilizados en cortos intervalos temporales).

Ahora bien, el aceptar la idea de no periodicidad en las calibraciones a realizar, planteaba otra interrogante: **¿Esta no periodicidad podría tener repercusiones en la política de calidad del laboratorio involucrado?** La respuesta en mi opinión sería positiva si de forma paralela no se implementaran en el laboratorio una serie de actuaciones que permitieran evaluar de una forma adecuada cuando es estrictamente necesario proceder a realizar una nueva calibración en el sistema de medida que estamos considerando.

En definitiva, **la no periodicidad de las calibraciones de los sistemas de medida no va en contra de la política de calidad del laboratorio involucrado**

**siempre y cuando se realice un control de la calibración o calibraciones de una forma sistemática y periódica.** O más concretamente, no se devalúa la política de calidad del laboratorio, si

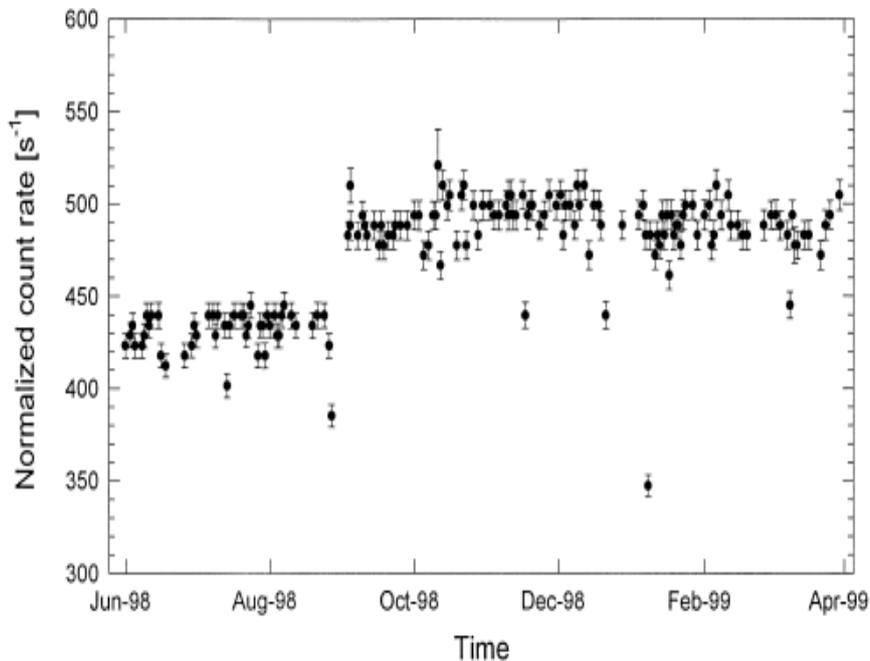
- a) Se aplica a los sistemas de medida los controles de calibración recogidos en normativas nacionales e internacionales, y con la periodicidad en ellas indicadas.
- b) Se participa de forma regular en ejercicios de intercomparación, y se evalúa de forma crítica los resultados obtenidos.
- c) Se realiza con una periodicidad definida la medida de muestras de referencia, y
- d) Se procede periódicamente a la validación de los resultados obtenidos con un sistema de medida, aplicando a las mismas muestras ambientales técnicas alternativas que impliquen el uso de un sistema de detección distinto.

Serán los resultados obtenidos en estos controles, y en muchos casos las conclusiones obtenidas del tratamiento estadístico de estos resultados, quienes indicarán de una forma clara la necesidad o no de recurrir a la realización de una nueva calibración del sistema de medida analizado.

Finalizaré esta sección mostrando con un ejemplo sencillo la aplicación de las ideas incluidas en esta sección. Para ello recurriré a un sistema de espectrometría gamma de bajo fondo equipado con un detector de Germanio coaxial, en el cual (entre otros) de forma casi diaria se realiza un control de la eficiencia de detección a energías intermedias utilizando para ello una muestra puntual de  $^{137}\text{Cs}$  que se situaba a una distancia de 1 cm de su ventana. La actividad de dicha muestra puntual era lo suficientemente elevada como para poder obtener una estadística apropiada en el fotopico de 661 keV en muy pocos minutos (con lo que dicho control periódico, no ocasiona ninguna interferencia apreciable en el ritmo de medidas con el sistema espectrométrico) pero a la vez dicha actividad no era tan grande como para generar un tiempo muerto en el sistema de medida apreciable,

En la Figura 1, se muestran los resultados obtenidos durante 9 meses de control sistemático de la mencionada eficiencia de detección. Y analizando los resultados obtenidos, se observa, incluso sin necesidad de recurrir a tratamiento estadístico de los resultados, como un evento afectó al sistema de medida en el verano de 1998. Debido a un proceso incontrolado de bajada de tensión del sistema que ocasionó una reparación menor del detector, se produjo un aumento significativo a partir de ese evento de la eficiencia de detección para el fotopico analizado. Ello exigió la realización de una nueva calibración en eficiencias del sistema espectrométrico para las diferentes geometrías de medida convencionalmente

utilizadas en el laboratorio, y la posterior aplicación de estas nuevas calibraciones a todas las medidas realizadas con posterioridad al mencionado evento.



*Figura 1.- Control periódico de la eficiencia de detección a energías intermedias (<sup>137</sup>Cs) de un sistema espectrométrico gamma equipado con un detector coaxial de Ge.*

### **3.- Aplicación práctica de la propuesta realizada**

La opinión de no realizar por se calibraciones periódicas de los sistemas de medida, sino fundamentar la realización de nuevas calibraciones en el análisis de los resultados obtenidos de forma sistemática y periódica en los controles a realizar de estas calibraciones, o lo que es lo mismo, la idea de sólo realizar nuevas calibraciones cuando se estime que es absolutamente necesario, exige por contrapartida una elección rigurosa y motivada de los controles a realizar y de su periodicidad. Estos controles podrán diferir de un equipo de medida a otro debido a las características y prestaciones que ellos ofrecen.

El número de sistemas de medida con prestaciones diferentes que pueden equipar a un laboratorio especializado en medidas de radiactividad ambiental es muy elevado. Es prácticamente imposible el cubrir todos ellos en este escrito, indicando adicionalmente los controles que se consideran necesarios y/o aconsejables al variar de unos a otros. Es por ello, por lo que para reforzar el planteamiento realizado en la sección anterior de este escrito y para mostrar

además cómo llevar dicho planteamiento a la práctica, únicamente me centraré en describir a continuación los controles que en base a mi experiencia considero que deben aplicarse en tres de los sistemas de medida más comunes de encontrar en cualquier laboratorio dedicado a la medida de radiactividad ambiental. Son los siguientes:

- a) Detectores proporcionales de flujo de gas ( $\alpha/\beta$ )
- b) Sistemas de espectrometría gamma con detectores de Ge
- c) Sistemas de espectrometría alfa con detectores PIPS

La mayoría de los controles que serán propuestos a continuación reflejan lo indicado en normativas internacionales, aunque alguno de ellos (generalmente los que figurarán simplemente como recomendados) han sido añadidos con base exclusivamente en mi experiencia profesional. Estos controles periódicos se proponen además como punto fundamental dentro de la política de calidad del laboratorio involucrado, aún sabiendo que los sistemas de detección de radiación son generalmente muy estables y su respuesta instrumental puede permanecer constante durante años.

### **3.1.- Controles a aplicar en Detectores proporcionales de flujo de gas ( $\alpha/\beta$ )**

En los detectores proporcionales de flujo de gas dedicados a la medida simultánea de emisiones alfa y beta, y con el objetivo de verificar tanto la constancia de la tasa de cuentas en los dos canales de medida como la constancia del crosstalk  $\alpha/\beta$ , es necesario realizar el siguiente control:

*Medida de una o dos fuentes ( $\alpha/\beta$ ), cuya actividad no tiene porque ser perfectamente conocida, siempre en las mismas condiciones de medida, acumulando un número suficiente de muestras (incertidumbre menor que el 1%).*

Las fuentes de control utilizadas deben ser lo suficientemente activas para minimizar el tiempo dedicado al control del sistema, pero por otra parte el tiempo muerto del sistema instrumental debe ser insignificante mientras se procede a su medida.

La aceptabilidad de los resultados obtenidos se basará en los siguientes criterios:

$$\begin{aligned} \text{Tasa de cuentas} &: < \pm 2 \sigma \\ \text{Crosstalk } \alpha &: < 10\% \\ \text{Crosstalk } \beta &: < 3\% \end{aligned}$$

mientras que la periodicidad deberá ser semanal, aunque adicionalmente estos controles siempre se realizarán después de un cambio en la botella de gas. En el caso de que el sistema de medida se utilice infrecuentemente, se deben realizar los controles previamente indicados antes y después de cada conjunto de medidas.

Adicionalmente, se estima recomendable el verificar al menos una vez al año, o después de alguna reparación del sistema de detección, las siguientes curvas de calibración:

*Eficiencia  $\alpha$  versus espesor másico*  
*Eficiencia  $\beta$  versus espesor másico*  
*Crosstalk  $\alpha/\beta$  versus espesor másico*

Para ello bastará con medir un número limitado de muestras de calibración (fundamentalmente en los extremos de dichas curvas), adoptando como criterio de aceptabilidad que el resultado obtenido en cada muestra se desvíe en una cantidad inferior a  $\pm 2\sigma$  respecto al valor correspondiente de la calibración hasta ese momento vigente.

### **3.2.- Controles a aplicar en sistemas espectrométricos gamma con detectores de Ge**

En estos sistemas espectrométricos de medida y con el objetivo de verificar: a) la constancia de la tasa de cuentas a diferentes energías, b) la calibración en energías, y c) los valores de FWHM y FWTM a distintas energías, es necesario realizar el siguiente control:

*Medida de una fuente con emisores de baja y alta energía (que cubran el rango de energía de interés) y con periodos de semidesintegración largos, de tal forma que el área neta de los fotopicos a considerar supere las 10000 cuentas. Se debe verificar siempre que se mantienen constantes las condiciones de medida.*

En este caso, la aceptabilidad de los resultados obtenidos se basará en los siguientes criterios:

*Tasa de cuentas :  $< \pm 2 \sigma$*   
*Calibración en energías:  $\pm 0.2 \text{ keV}$*   
*FWHM : variación inferior al 10%*  
*FWTM/FWHM: su valor no debe exceder de 2.0 (valor ideal 1.823)*

La periodicidad de estos controles debe ser semanal, y adicionalmente se realizarán siempre que se produzca una recarga de nitrógeno líquido (se puede compatibilizar sin problemas ambas condiciones).

Es recomendable por otra parte, siempre que sea posible, que independientemente las muestras utilizadas en la calibración sean verificadas y controladas mediante su medida en otro equipo previamente calibrado para la misma geometría y que haya superado los controles periódicos de una forma satisfactoria. Y adicionalmente recomendamos que los controles periódicos anteriormente citados se acompañen con la medida de muestras de referencia (al menos una vez al semestre) y con la participación en ejercicios de intercomparación (al menos una

vez al año, y con las diferentes geometrías de medida que se utilicen convencionalmente en el laboratorio).

### **3.3.- Controles a aplicar en sistemas de espectrometría alfa con detectores PIPS**

En estos sistemas de medida es necesario verificar, es decir realizar un control, fundamentalmente tanto de la calibración en energías como de la calibración en eficiencia.

El control de la calibración en energía puede llevarse a cabo en cada medida que se realice con el sistema de detección, mediante la utilización de un pulser. No obstante, si se utiliza, como ocurre de forma usual, el método de dilución isotópica para la medida de cada muestra (adición de trazador), las emisiones alfa conocidas de dicho trazador pueden ser utilizadas para verificar la calibración en energías en cada medida.

Obviamente cuando se observe que necesita ser ajustada la calibración en energías hasta ese momento utilizada, se procederá a la realización de una nueva calibración utilizando para ello una fuente con emisiones alfa a distinta energía (al menos tres) dentro del rango energético de interés.

Por otra parte, y aunque el valor de la eficiencia de detección no suela ser utilizado en estos sistemas para el cálculo de las actividades al aplicarse el método de dilución isotópica, estimamos conveniente la realización de un control de este parámetro, utilizando para ello una fuente con uno o varios emisores alfa con largo periodo de semidesintegración. Ello permitirá comprobar el funcionamiento adecuado del sistema y su estabilidad a lo largo del tiempo. Este control de la eficiencia puede realizarse convencionalmente con una periodicidad bimensual, y simultáneamente se puede verificar la constancia de la resolución de los picos ocasionados por los emisores alfa presentes en la fuente utilizada. Ahora bien, la periodicidad anteriormente indicada se debe acortar notablemente (pasando a ser quincenal, o al menos mensual) si se aplica con este sistema algún método de medida que se caracterice por no utilizar trazador.

A la vista del comentario realizado en el párrafo previo, puede pensarse que el método convencionalmente utilizado de dilución isotópica en espectrometría alfa es un paso en pro de una mayor seguridad en el control de la calidad de las medidas realizadas, al simplificarse enormemente los controles de medida. Ello, efectivamente en un principio puede interpretarse así, pues utilizando el método de dilución isotópica, podemos decir que “calibramos en eficiencia” en cada muestra medida. Ahora bien, por otra parte la aplicación de esta técnica trae consigo la aparición de otra problemática, que resulta bastante difícil de controlar en un laboratorio dedicado a medidas de radiactividad ambiental, y no especializado en la metrología de radiaciones ionizantes. Y este problema es el control a lo largo del tiempo de la trazabilidad de las soluciones diluidas

conteniendo a los trazadores en concentraciones apropiadas para los análisis de muestras ambientales.

¿Qué métodos de verificación podemos utilizar en nuestros laboratorios para controlar la trazabilidad de las soluciones trazadoras utilizadas en espectrometría alfa? ¿ Que métodos de conservación se deben aplicar a estas soluciones para mantener el máximo tiempo posible su trazabilidad? ¿ Es necesario hablar de caducidad en el tiempo de estas soluciones trazadoras?. Las tres preguntas anteriores son simplemente un reflejo del conjunto de interrogantes que surgen asociadas a la utilización del método de dilución isotópica en espectrometría alfa, y cuya respuesta no es trivial.

No era el objetivo central de esta ponencia el intentar dar respuesta a estas últimas interrogantes....., pero considero que su planteamiento es una forma idónea de finalizarla, proponiendo como corolario al comité encargado de elaborar el programa de las próximas Jornadas, a celebrar en Cáceres, la inclusión de una ponencia abordando esta problemática.

## **CONCLUSIONES**

Toda persona con un mínimo de experiencia en el campo de la medida de radiactividad en muestras ambientales, tiene plena conciencia de que la gran mayoría de los procesos de calibración de los sistemas radiométricos de medida son muy complejos, y su implementación con un mínimo de confianza muy demandante.

Es por ello, por lo que en esta ponencia se ha puesto de manifiesto y defendido la no necesidad de recurrir a calibraciones periódicas de los sistemas de medida utilizados en un laboratorio dedicados a la medida de radiactividad ambiental. Estos sistemas de medida deben ser recalibrados sólo cuando sea necesario, y ello hemos puesto de manifiesto que vendrá indicado por los resultados obtenidos en los controles simples y periódicos de verificación de dichas calibraciones que tienen que ser realizados.

Es por ello por lo que, en opinión del autor de esta comunicación, los manuales de calidad de los laboratorios no deben incidir en la periodicidad con la que se tienen que realizar las recalibraciones de los sistemas de medida. Por el contrario, los manuales de calidad deben detallar los controles de verificación de estas calibraciones, su periodicidad, y los límites de tolerancia que una vez sobrepasados impliquen la recalibración del sistema de medida.



# CONTROL RADIOLÓGICO DEL AGUA

**M<sup>a</sup> Angeles de Pablo Sanmartín**

*Área de Aplicaciones Isotópicas.*

*Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas. CEDEX*

*Alfonso XII, 3 y 5. 28014 - Madrid*

## INTRODUCCIÓN

Aunque el título de la conferencia que me han encargado los organizadores es Control Radiológico del Agua, quisiera aclarar que voy a centrarme en la vigilancia, ya que la palabra control lleva consigo una carga de competencias administrativas que pretendo eludir, pues no se corresponden con las tareas que el CEDEX tiene encomendadas. Por el contrario, la palabra vigilancia expresa con bastante fidelidad ese cometido de conocer, evaluar e informar sobre los parámetros radiológicos que permitan a los órganos competentes de la Administración tomar, con conocimiento de causa, las medidas necesarias para salvaguardar el bien público.

Otro término que es necesario aclarar es el del agua. Término aparentemente claro, transparente y unívoco como el propio referente al que evoca.

Y sin embargo, no es así. Hay entre los oyentes muchas personas que han efectuado análisis de diversos parámetros, radiológicos o no, en aguas, y creo que todos somos conscientes de que no existe esa simplicidad. Porque, en el fondo, salvo en el caso de medidas de referencia o de medidas indicativas que necesitan como respuesta un SI o un NO y algún otro caso, no se mide agua, sino agua en un contexto. Es curioso que en uno de los grandes manuales que todos hemos utilizado, el “Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater” ya el título habla de Water and Wastewater. Estos malentendidos se deben en muchos casos a que se confunde vigilancia con medida, cuando el significado correcto es: Vigilancia= Medida + Interpretación.

Pongamos un ejemplo. Veamos el gráfico histórico del Índice de actividad beta total y beta resto en la estación del Tajo denominado ATA-22 Villalba – Guadarrama (Gráfico 1).

Podemos ver que a lo largo de los años sistemáticamente se repite la secuencia, de un incremento estacional del Índice de actividad beta total. Ello es debido a que Villalba es una ciudad de unos 50.000 habitantes situada a 40 Km de Madrid, en la Sierra Norte, pero en verano su población se multiplica considerablemente pudiendo alcanzar los 200.000 habitantes y ello se refleja en el vertido urbano.

Otro ejemplo podría ser el gráfico histórico de la Concentración de Tritio en algunos puntos de muestreo, situados a la salida de las estaciones potabilizadoras de la Mancomunidad de los Canales del Taibilla, en la región de Murcia. (Figura 1). Comparemos la estación ECT-01 de Letur ( Gráfico 2 ), con la ECT-02 Sierra Espada ( Gráfico 3 ), con la ECT-03 Campotéjar ( Gráfico 4 ). En la primera

estación encontramos un valor medio de la concentración de Tritio del orden de 1,5 Bq/l; sin embargo en las demás estaciones el valor medio de la concentración de Tritio es del orden de 7-8 Bq/l.

Evidentemente esta concentración de Tritio no presenta ningún riesgo, pero podemos considerarla “anómala “ en un agua de consumo en una zona que está alejada de “fuentes de radiactividad artificial”. Si ampliamos la zona geográfica en estudio y hacemos el seguimiento pertinente analizando el tritio en las estaciones de muestreo intermedias en el Segura, el Júcar y el Tajo podremos comprobar, que el Tritio procede de la C. N. de Trillo situada en la provincia de Guadalajara, llega hasta Murcia a través del Tajo, del transvase Tajo – Segura y de los ríos Júcar y Segura ( Figura 2 ).

Así pues, cuando nos planteamos el tema de la vigilancia radiológica de las aguas continentales y marinas lo que en el fondo nos estamos planteando es la medida de determinados parámetros radiológicos y su interpretación; de forma que la información llegue de forma adecuada, en cantidad y calidad, a los organismos de control.

Como en todo problema de ingeniería, el proceso de vigilancia de un parámetro, se efectúa de manera interactiva con el medio, esto es: la vigilancia se efectúa mediante redes, redes donde por una parte, cada punto tiene su razón de ser individualmente y ha sido elegido por técnicos que conocen a fondo la zona a muestrear (por ejemplo ingenieros de vertido de las Confederaciones Hidrográficas) y por otra parte tiene su razón de ser como integrante de una Red.

Es importante señalar que al diseñar las Redes hay que tener muy en cuenta la logística, con el fin de que el punto de muestreo además de ser el idóneo técnicamente, debe permitir una toma de muestras que representen el medio ( por ej. el agua no esté estancada), sea accesible en cualquier época del año, no presente un peligro para el tomador de muestras, etc. No hay que olvidar que las Redes de Vigilancia se diseñan para períodos de tiempo largos y para números de muestra del orden de 800 – 1000 al año.

En el agua habría en este sentido cuatro grandes divisiones conceptuales que nos permiten definir cuatro grandes tipos de redes:

- Las aguas continentales superficiales o subterráneas.
- Las aguas costeras.
- Las aguas de consumo humano
- Los casos especiales que buscan objetivos especiales (“Sparse” ,alta sensibilidad”, entorno de instalaciones, etc.)

Describiremos posteriormente la estructura y funcionamiento de las redes, con los criterios que se utilizaron para elegir los puntos, pero de momento es necesario destacar que la información es enviada de manera periódica y sistemática (con distintos contenidos orientaciones) al CSN, los organismos de cuenca, las autoridades hidráulicas, ayuntamientos, jueces, Parlamento, etc.

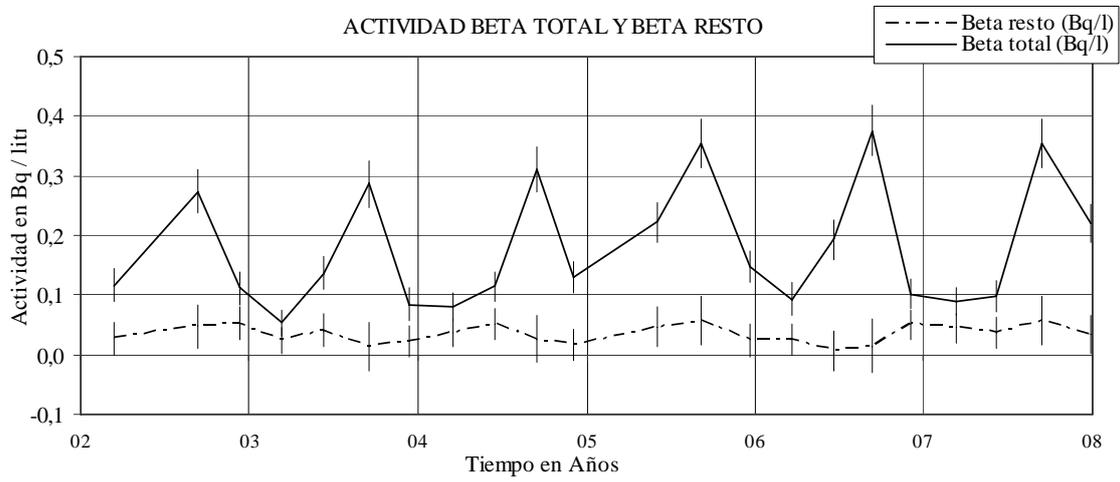


Gráfico 1. Punto de muestreo ATA-22 VILLALBA-GUADARRAMA

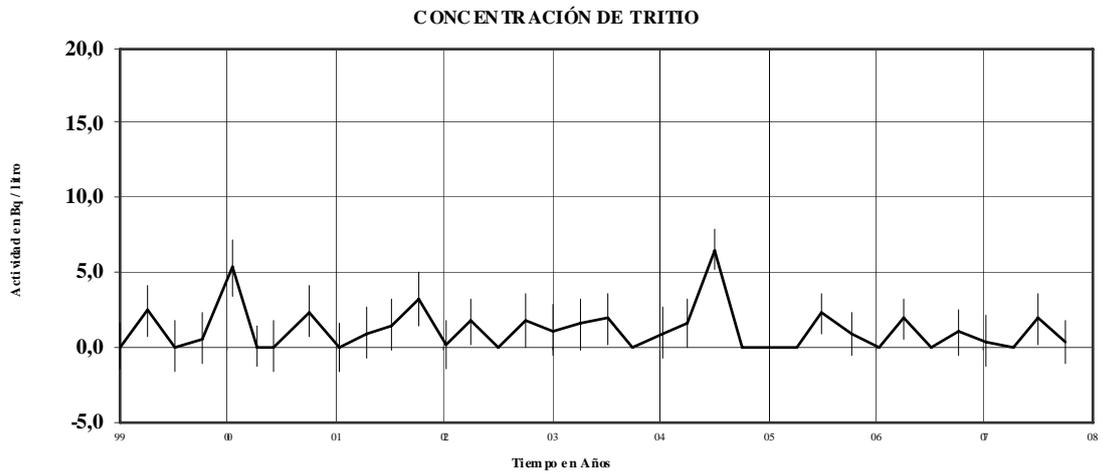


Gráfico-2 Punto de muestreo ECT-01 DE LETUR

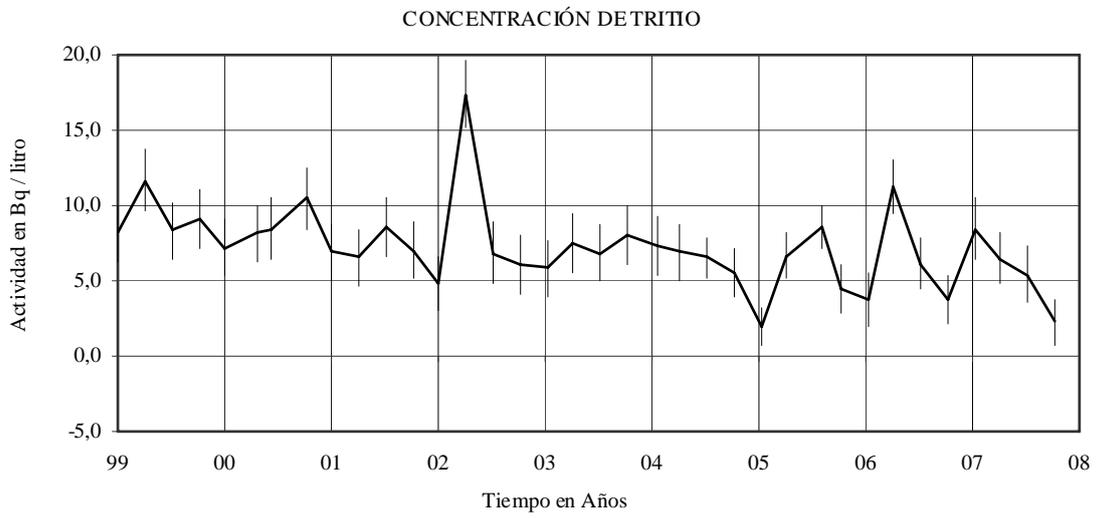


Gráfico -3 Punto de muestreo ECT-02 SIERRA ESPADA - TRATADA

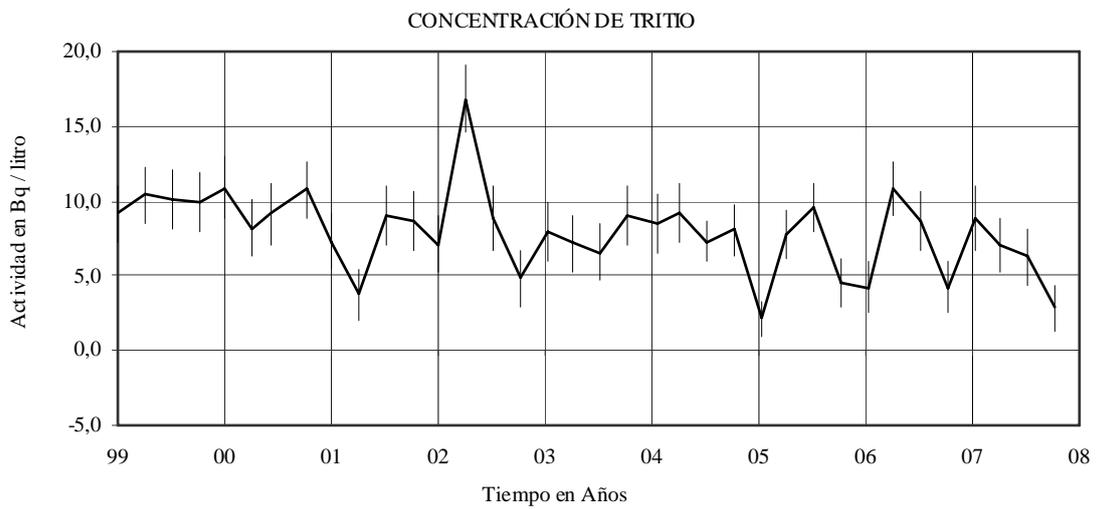


Gráfico-4 Punto de muestreo ECT-03 CAMPOTÉJAR

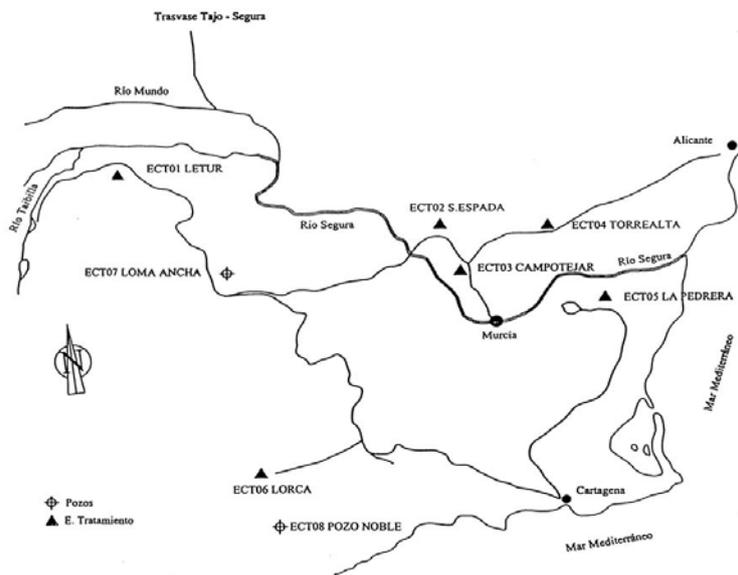


Figura-1 Puntos de muestreo en la Mancomunidad de los Canales del Taibilla



Figura-2 Trasvase Tajo - Segura

Por otra parte, también se debe destacar que la vigilancia radiológica de las aguas subterráneas es una asignatura pendiente; la razón de ello proviene de que los parámetros hidráulicos del agua superficial son mucho más conocidos que los de los acuíferos subterráneos.

Por poner un ejemplo, el acuífero de Torrelaguna (al N. de Madrid) llega hasta Talavera (al S.O. de Madrid) a unos 125 km. Se estima que tarda unos 400 años en recorrerlos.

Como todos sabéis eso es simplemente porque los procesos de difusión son mucho más lentos y peor conocidos que los convectivos con transporte de masa. Medir el índice beta total en un sondeo del acuífero no plantea ningún problema, pero si encontramos más de 2 bq /l ¿cómo interpretarlo? ¿ el acuífero tiene cerca alguna zona granítica con uranios, o ha recogido depósitos orgánicos próximos que se han filtrado?

Este es un tema, en el que las Confederaciones Hidrográficas están interesadas, y en concreto se va a empezar un estudio de Niveles de Radiactividad en aguas subterráneas para la Confederación Hidrográfica del Duero que esperamos poder exponer en las próximas Jornadas.

## **LA RED DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DE LAS AGUAS CONTINENTALES ESPAÑOLAS**

### **Introducción**

La Red de Vigilancia Radiológica Ambiental (RVRA) de las Aguas Continentales Españolas comenzó a gestarse en los años 1.975 y 1.976, como una consecuencia del desarrollo que iba adquiriendo en nuestro país la energía eléctrica de origen nuclear. El Ministerio de Obras Públicas llegó a la conclusión de que era necesario llevar a cabo un seguimiento de las variables radiológicas como un factor más de la calidad de las aguas. Por ello encargó al CEDEX como Organismo de dicho Ministerio, la puesta en marcha, explotación y desarrollo de la Red.

La Red comenzó a ser operativa en Octubre de 1978 y, desde entonces, con variaciones y mejoras, se mide un conjunto de parámetros que definen los niveles de fondo de la radiactividad de las aguas continentales españolas.

Está formada por un conjunto de 91 puntos de muestreo seleccionados en las nueve principales cuencas españolas en los que se analizan los parámetros indicativos de los niveles de radiactividad.

Las muestras se toman y envían por las Confederaciones Hidrográficas respectivas y en el caso de las cuencas catalanas, por la Agencia Catalana del Agua a los laboratorios del Área de Aplicaciones Isotópicas del CEDEX donde son analizadas.

En todas las muestras se determinan el pH, la conductividad, los índices de Actividad Alfa Total, Beta Total, Beta Resto, la concentración de Tritio y se realiza una Espectrometría Gamma.

Cada año hidráulico, los resultados son estudiados por cuencas emitiéndose para cada una, el correspondiente informe técnico

### **Fuentes de radioactividad en el medio acuático**

Los radionucleidos presentes en el medio acuático se pueden clasificar de muchas maneras: tipo de radiación, energía, solubilidad. Compuestos que forman, etc. En principio los clasificaremos atendiendo a su origen natural o artificial .

- Los radionucleidos naturales pueden tener un origen terrestre o un origen cósmico.

-Los radionucleidos de origen terrestre se dividen en dos clases: aquellos que no dan lugar a una familia radiactiva y los que sí lo hacen. Entre los primeros, el más importante es el  $^{40}\text{K}$ . Estos radionucleidos tienen un período de semidesintegración muy largo, en general superior a la edad de la Tierra. Entre los segundos se observan tres series radiactivas: la serie del uranio que se origina con el  $^{238}\text{U}$ , la serie del torio que se origina con el  $^{232}\text{Th}$  y la serie del actinio que se origina con el  $^{235}\text{U}$ . Algunos radionucleidos a destacar en estas cadenas son el  $^{234}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{210}\text{Po}$ .

-Los radionucleidos de origen cósmico se forman continuamente en la atmósfera como consecuencia de la interacción de los rayos cósmicos con los elementos que la componen y se depositan posteriormente por diferentes mecanismos como, por ejemplo, la lluvia. En general, son radionucleidos de períodos de semidesintegración relativamente cortos. Entre los radionucleidos más comunes se encuentran el  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$  y  $^{14}\text{C}$ .

Hay que tener en cuenta también la radiactividad natural modificada por actividades humanas debida a las grandes ciudades ya que pueden producir incrementos significativos de la radiactividad de las aguas. ello es consecuencia de los vertidos urbanos e industriales convencionales. También la debida las centrales térmicas, a la minería, a las fábricas de fertilizantes, etc.

- Los radionucleidos artificiales pueden tener su origen principalmente en las explosiones nucleares, en la producción de energía nuclear, en las distintas fases del ciclo de combustible, en los accidentes nucleares ( Chernobyl ), etc.

-La presencia generalizada de radionucleidos artificiales en el medio ambiente se debe, principalmente, a las explosiones nucleares estratégicas llevadas a cabo en la atmósfera durante las décadas pasadas. La mayor parte de este material radiactivo fue inyectado en la estratosfera,

transfiriéndose después, lentamente, a la troposfera y a continuación a toda la superficie del globo terrestre constituyendo el “fallout” ( deposición).

En una explosión nuclear, se producen más de 200 isótopos de 35 elementos diferentes entre productos de fisión y productos de activación. La mayoría de los isótopos son radiactivos con un período de semidesintegración muy corto (  $^{24}\text{Na}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ , etc.), pero hay algunos con un período relativamente grande como el  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  y  $^{240}\text{Pu}$ .

Entre todos los radionucleidos producidos en las explosiones nucleares en la atmósfera los que tienen una mayor importancia dosimétrica son los emisores beta  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  y los emisores alfa  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  y  $^{240}\text{Pu}$ , debido a su largo período de semidesintegración y a su radiotoxicidad. También hay que destacar el  $^{241}\text{Pu}$  que, aunque es un emisor beta de baja energía, genera  $^{241}\text{Am}$ .

-Los radionucleidos generados en la producción de energía nuclear son numerosos, entre ellos podemos distinguir los radionucleidos producidos por las centrales nucleares durante su funcionamiento normal que se pueden clasificar, según su origen:

- Productos de fisión: proceden de la fisión de los radionucleidos fisionables. La masa atómica de los radionucleidos, según el rendimiento de fisión se centra en torno a dos picos, uno el pico del 90 y el otro en torno al pico del 130. Algunos se hallan en los efluentes líquidos ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ , etc.), otros en los efluentes gaseosos ( $^{85}\text{Kr}$ ) y otros pueden presentarse en ambas formas ( $^{129}\text{I}$  y  $^{131}\text{I}$ ).
- Productos de activación: proceden del bombardeo por los neutrones de elementos estables presentes en diferentes zonas del reactor, por ejemplo,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , etc.
- Transuránidos: representados principalmente por los radioisótopos del plutonio, del americio y del curio.

También habrá que tener en cuenta distintos radionucleidos que se generan en las distintas fases del ciclo de combustible, es decir en la extracción y tratamiento, en la fabricación de elementos combustibles, en los reactores nucleares en las plantas de procesamiento, en el almacenamiento de residuos, etc.

En el apartado correspondiente a la bibliografía se citan algunas referencias que permiten ampliar las cuestiones del origen y destino de los radionucleidos presentes en el medio acuático.

## La red de toma de muestras

El objetivo fundamental que se pretendía al establecer la Red, era el de conocer el fondo radiactivo de las aguas continentales españolas, así como su evolución en función de las actividades humanas. De ahí que los criterios generales que se siguieron fuesen:

- Cubrir los entornos de posible incidencia de las instalaciones nucleares y radiactivas en explotación actual o futura.
- Conocer la situación radiológica en puntos no afectados por vertidos o usos humanos (por ej. cabeceras de las cuencas).
- Conocer la situación radiológica y su evolución en puntos caracterizados por usos humanos importantes (abastecimientos, regadíos, zonas industriales, etc.).
- Aprovechar la infraestructura existente en el Ministerio de Obras Públicas, adaptando la red a la Red de calidad de aguas y aforos, lo que garantizaba el conocimiento de los parámetros fisicoquímicos que ya medía el propio Ministerio y facilitaba la recogida de muestras.

Está formada por un conjunto de 91 puntos de muestreo seleccionados en las nueve principales cuencas españolas, de la forma siguiente:

<b>Cuenca hidrográfica</b>	<b>nº de puntos de muestreo</b>
Cuencas del Norte	10
Duero	13
Tajo	22
Guadiana	5
Guadalquivir	12
Ebro	12
Júcar	6
Segura	4
Cuencas catalanas	7

En la figura 3 se sitúan los puntos de muestreo RVRA de las Aguas Continentales



Figura 3.- Situación de los puntos de muestreo de la RVRA de las Aguas Continentales

### **Características y logística de la toma de muestras**

Dado que se trata de muestras de aguas continentales superficiales, no se plantean problemas técnicos especiales en su recogida. Las muestras se toman con las precauciones habituales de las muestras destinadas a análisis físico-químicos: aguas no estancadas, botellas de un solo uso, etiquetado inmediato, etc.

Los problemas suelen ser de carácter logístico debido a que se trata de una gran cantidad de puntos de muestreo repartidos por toda la geografía española y recogidos con gran frecuencia. Las muestras son tomadas y enviadas por las Confederaciones Hidrográficas y por la Agencia Catalana del Agua.

La frecuencia de la toma puede ser quincenal, mensual o trimestral .

La modalidad de la toma puede ser puntual o continua. En este segundo caso las muestras se toman por medio de muestreadores automáticos instalados en el punto de muestreo.

## **Determinaciones analíticas**

En todas las muestras de la RVRA de las Aguas Continentales se determinan la conductividad, el pH, los Índices de Actividad Alfa total, Beta total, Beta resto, la concentración de Tritio y de potasio y se realiza una espectrometría gamma.

### **Conductividad y pH**

Esta medida del pH y, sobre todo, la conductividad permite tener una idea previa de las alícuotas que deben tomarse para la determinación de los Índices de Actividad Alfa y Beta total. Por otra parte dan un control de calidad de los procesos ya que las alícuotas son preparadas de forma independiente y permiten un primer control cualitativo de las medidas posteriores.

### **Índice de Actividad Alfa Total**

La preparación química de la muestra consiste en una concentración por evaporación a sequedad y deposición del residuo sobre plancheta de acero inoxidable.

La medida se realiza por centelleo sólido, mediante detectores de SZn(Ag) siendo la actividad mínima detectable (A.M.D.) de 0,04 Bq/.

### **Índice de Actividad Beta total**

La preparación química consiste en una concentración por evaporación a sequedad y deposición del residuo en plancheta de acero inoxidable.

La medida se realiza por medio de un contador proporcional de flujo de gas siendo la actividad mínima detectable (A.M.D.) de 0,05 Bq/l.

### **Índice de Actividad Beta Resto y Concentración de Potasio**

El Índice de actividad resto beta se calcula por diferencia entre el índice de actividad beta total y el índice de actividad beta correspondiente al K-40. La concentración de K-40 se deduce de la concentración de K-total, que se mide por espectrofotometría de emisión atómica.

### **Concentración de Tritio**

Dado que la actividad Beta total se mide en muestras concentradas por evaporación, la contribución de los emisores Beta volátiles no se contabiliza. El emisor beta de mayor interés desde el punto de vista radiológico de la calidad del agua, es el Tritio.

La preparación de muestras problema para la medida de Tritio se realiza de forma directa adicionando el centelleador adecuado.

La medida se realiza con la técnica de centelleo líquido, siendo la actividad mínima detectable (A.M.D.) de 3 Bq/l.

### **Espectrometría gamma**

Para identificar y medir los isótopos emisores Gamma, las muestras se preparan vertiendo un determinado volumen de la muestra acidulada en un frasco Marinelli.

La medida se realiza utilizando detectores de germanio-HP. La actividad mínima detectable (A.M.D.) en este caso, es diferente para cada radionucleido debido a que las emisiones tienen distinta energía.

El espectro así obtenido informa de los principales emisores gamma artificiales y naturales.

Los resultados una vez validados se incorporan a las Bases de Datos donde son tratados con las correspondientes aplicaciones que darán lugar a los gráficos, resúmenes, hojas de resultados, etc. que se incluyen en los informes que se envían de forma habitual a los organismos correspondientes.

### **Legislación aplicable**

Se puede considerar que la única Normativa sobre Vigilancia Radiológica en Aguas Continentales aplicable en la Unión Europea y en España es el Tratado del Euratom, en concreto los artículos 35 y 36..

La Normativa y Legislación aplicable en el agua de consumo humano ( ver el apartado correspondiente) “sensu estricto” no es de aplicación a las aguas continentales, ahora bien los valores paramétricos establecidos son una referencia por tratarse de los recursos hídricos, que en ciertos casos pueden estar destinados a la producción de agua de consumo humano.

## **LA RED DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DE LAS AGUAS COSTERAS ESPAÑOLAS**

### **Introducción**

A instancias del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), en 1993 el CEDEX puso en marcha la Red de Vigilancia Radiológica Ambiental (RVRA) en las Aguas Costeras Españolas, como consecuencia de la necesidad de conocer de forma sistemática los niveles de radioactividad de las aguas costeras españolas, estudiar la evolución y/o posibles oscilaciones de los parámetros radiológicos con el tiempo.

Por otra parte, debe recordarse que desde 1986, está vigente para España el Tratado del Euratom que en sus artículos 35 y 36 establecen que cada Estado miembro debe crear las instalaciones necesarias para controlar de modo permanente el índice de radioactividad de la atmósfera, de las aguas y del suelo y comunicar regularmente la información relativa de estos controles a la Comisión. Ver Anexo I.

Esta Red está formada por un conjunto de puntos de muestreo escogidos a lo largo de todo el litoral del estado español en los que se analiza trimestralmente su contenido en, radioactividad.

Dadas las características del medio marino, es de especial importancia la logística del muestreo. Las muestras son tomadas por medio de embarcaciones

dependientes de la Sociedad Estatal de Salvamento y Seguridad Marítima y de las autoridades portuarias y son enviadas a los laboratorios del Área de Aplicaciones Isotópicas del CEDEX donde son analizadas.

Hay que destacar también dadas las características físico-químicas del agua marina, los problemas de preparación y medida de las muestras ya que los radionucleidos se encuentran en un orden de mBq/l y además están enmascarados por la alta salinidad del medio marino.

En todas las muestras se determinan el pH, la conductividad, los Índices de Actividad Alfa total, Beta total y Beta resto, la concentración de Tritio y de potasio y se realiza una espectrometría gamma.

Anualmente los resultados son estudiados y recopilados emitiéndose el correspondiente informe técnico.

### **La red de toma de muestras**

Con el fin de conocer de forma sistemática los niveles de radiactividad de las aguas costeras españolas, la red está formada por 15 puntos de muestreo situados a lo largo de todo el litoral del estado español ,con frecuencia de toma trimestral.

De ellos seis puntos están ubicados en los principales puertos, con mayor densidad de tráfico marítimo:

- Puerto de Cádiz
- Puerto de Cartagena
- Puerto de Palma
- Puerto de Tarragona
- Puerto de Barcelona
- Puerto de Las Palmas

Los nueve puntos de muestreo restantes están distribuidos de la forma siguiente:

- Uno situado en la cornisa cantábrica:
  - Cabo de Ajo
- Tres situados en la costa gallega:
  - Cabo Ortegal
  - Cabo Villano
  - Cabo Silleiro
- Dos situados en la costa atlántica Sur-Occidental:
  - Isla Cristina
  - Estrecho de Gibraltar
- Dos situados en la zona del Levante:
  - Garrucha
  - Cabo de San Antonio
- Uno situado en la costa mediterránea Nor-Oriental:
  - Cabo de Creus

En la figura 4 se sitúan los puntos de muestreo y en la tabla 1 se detallan los puntos de muestreo con indicación del código, lugar de toma y coordenadas geográficas.

## PUNTOS DE MUESTREO de la RVRA AGUAS COSTERAS ESPAÑOLAS



Figura 4.- Situación de los puntos de muestreo en la R.V.E.A. de las aguas costeras españolas

<b>CÓDIGO</b>	<b>DENOMINACIÓN</b>	<b>COORDENADAS GEOGRÁFICAS</b>
MAS-01	C. AJO-SUPERFICIE	3°34'W 43°38'N
MAS-03	C. ORTEGAL-SUPERFICIE	7°48'W 43°52'N
MAS-04	C. VILLANO-SUPERFICIE	9°22'W 43° 0'N
MAS-05	C. SILLEIRO-SUPERFICIE	8°54'W 42°15'N
MAS-06	ISLA CRISTINA-SUPERFICIE	7°20'W 37° 3'N
MAS-08	E. GIBRALTAR-SUPERFICIE	5°23'W 36°6'N
MMS-20	GARRUCHA -SUPERFICIE	1°46'W 37°38'N
MMS-13	C. S. ANTONIO-SUPERFICIE	0°7'E 38°54'N
MMS-17	C. CREUS-SUPERFICIE	3°20'E 42°23'N
MAB-07	PUERTO DE CÁDIZ	6°19'W 36°35'N
MMB-11	PUERTO DE CARTAGENA	0°59'W 37°34'N
MMB-14	PUERTO DE PALMA	2°38'E 39°33'N
MMB-16	PUERTO DE BARCELONA	2°10' E 41° 21'N
MMB-18	PUERTO DE TARRAGONA	1°14'E 41°5'N
MAB-19	PUERTO DE LAS PALMAS	15°24'W 28° 7'N

Tabla 1- Puntos de muestreo de la RVRA de Aguas Costeras - Año 2008

## **Características y Logística de la toma de muestras**

En los puertos la toma de muestras se realiza en la bocana. En el resto de los puntos, las muestras se toman a 10 millas de la costa y buscando el veril de 100 metros, de esta forma se elimina la influencia de la plataforma costera. La frecuencia de la toma en todos los puntos es trimestral.

En el momento de la toma de muestras, es importante que el operador anote además de las coordenadas y de la fecha, las condiciones meteorológicas ya que podrían alterarse algunos parámetros físico - químicos de la muestra.

La recogida de muestras, es un tema muy complejo en el que es muy difícil establecer reglas generales para su realización debido a la propia naturaleza del medio, a la dispersión geográfica acentuada, al creciente número de puntos de muestreo y a la frecuencia de la toma.

La recogida sin embargo es posible debido a la colaboración con el CEDEX de diversos organismos públicos: Dirección General de Costas, autoridades portuarias, Sociedad Estatal de Salvamento y Seguridad Marítima etc. .

En la actualidad las muestras se toman por medio de 15 embarcaciones fondeadas en puertos próximos a los puntos de muestreo.

Hay que señalar algunos aspectos que son un reflejo de dicha complejidad:

- Para facilitar el muestreo, se ha centralizado la compra de los bidones de 25 litros, lo que obliga a tener que enviarlos vacíos desde Madrid a los diferentes puntos.
- Se han contratado los servicios de una empresa de transporte para garantizar la entrega trimestral de bidones y muestras.
- Debe destacarse que la periodicidad en la recogida de muestras está supeditada a imponderables tales como el estado de la mar (temporales) y a la disponibilidad de las embarcaciones (tareas de salvamento, búsqueda, rescate, ayuda al tráfico marítimo, contaminación del medio marino, remolque, etc.). Hay que tener presente que la toma de muestras es una entre las muchas tareas que realizan habitualmente estas embarcaciones y que en la mayoría de los casos no es prioritaria.
- Toda la logística expuesta anteriormente debe ponerse en marcha trimestralmente, por lo que es necesario realizar por parte del CEDEX un seguimiento en cada uno de los puntos de muestreo de todo el proceso

## **Determinaciones analíticas**

En todas las muestras de la RVRA de las Aguas Costeras se determinan la conductividad, el pH, los Índices de Actividad Alfa total, Beta total, Beta resto, la concentración de Tritio y de potasio y se realiza una espectrometría gamma.

## Conductividad y pH

La conductividad indica la capacidad de una muestra de agua para conducir la corriente eléctrica y depende de la concentración de iones presentes a una temperatura dada. Su medida se realiza mediante un conductivímetro.

En el Mar Cantábrico el valor medio de la conductividad es de 53.800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y en el Mediterráneo de 56.200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Sin embargo se pueden dar variaciones significativas en estos valores.

Es posible obtener conductividades inferiores a las esperables en el caso de que la muestra haya sido tomada durante un temporal o en la proximidad de la desembocadura de un río.

También es posible obtener conductividades más altas de las esperables en el mar Cantábrico, debido a la presencia de una corriente de máxima evaporación procedente del Golfo de Méjico y en los puertos si la muestra no ha sido tomada en la bocana.

Estas oscilaciones de la conductividad llevan consigo fundamentalmente variaciones de la concentración de potasio y en consecuencia alteraciones del Índice de Actividad Beta Total.

El pH indica la concentración de iones Hidrógeno presentes en una muestra de agua a una temperatura dada. Su medida se realiza mediante un pHmetro

Los valores habituales son de 7 unidades de pH.

## Índice de Actividad Alfa Total

La preparación se realiza por el método de coprecipitación. Este método consiste en una precipitación selectiva del Radio-226 y sus isótopos seguida de una coprecipitación de los actínidos; ambos precipitados se separan conjuntamente por filtración, siendo sus emisiones alfa medidas en un contador de centelleo sólido de ZnS(Ag).

Con este método la Actividad Mínima Detectable es de: 4 mBq/l y el valor medio de los resultados de 0,08 Bq/l.

## Índice de Actividad Beta Total

La concentración de la muestra se realiza por evaporación y la medida mediante un contador proporcional.

Con este método la Actividad Mínima Detectable es de: 0,8 Bq/l.

Los valores medios obtenidos con este método, oscilan entre 12 Bq/l y 15 Bq/l.

## Índice de Actividad Beta Resto

Dado que en el agua de mar, el valor del de actividad beta total es debido a la actividad beta originada por el K-40, el valor del Índice de Actividad Beta Resto es próximo a cero.

La Actividad Mínima Detectable es la misma que la obtenida en la medida del Índice de Actividad Beta Total.

#### Concentración de Potasio

El potasio es uno de los componentes mayoritarios del agua de mar.

Para la medida del potasio las muestras deben ser previamente preparadas utilizando el método del supresor de ionización. A continuación el potasio se determina por espectrofotometría de emisión atómica.

Los valores obtenidos oscilan entre 380 ppm y 430 ppm, siendo la incertidumbre asociada de 11 ppm.

#### Concentración de Tritio

La medida de la concentración de Tritio se realiza en la RVRA de Aguas Costeras por Concentración electrolítica.

En este método, la muestra una vez destilada se descompone electrolíticamente y se concentra, obteniéndose un residuo enriquecido en Tritio. Posteriormente se realiza una segunda destilación y se acondiciona la muestra para su medida en el espectrofotómetro de centelleo líquido.

Con esta técnica, la Actividad Mínima Detectable es de: 0,05Bq/l.

Los valores obtenidos oscilan entre 0,10 Bq/l y 0,30 Bq/l.

#### Espectrometría gamma

La preparación y medida se realizan de la misma forma que en la RVRA de Aguas Continentales.

En las muestras de la RVRA de Aguas Costeras, medidas hasta la fecha no se han obtenido valores de concentraciones de emisores gamma superiores a los correspondientes AMD.

Los resultados una vez validados se incorporan a las Bases de Datos donde son tratados con las correspondientes aplicaciones que darán lugar a los gráficos, resúmenes, hojas de resultados, etc. que se incluyen en los informes que se envían habitualmente a los organismos correspondientes.

### **Legislación aplicable**

Consideramos que la única Normativa sobre Vigilancia Radiológica en Agua Marina aplicable en la Unión Europea y en España es el Tratado del Euratom, en concreto los artículos 35 y 36 .

#### Artículo 35:

Cada estado miembro creará las instalaciones necesarias a fin de controlar de modo permanente el índice de radiactividad de la atmósfera, de las aguas y del suelo así como la observancia de las normas básicas.

La Comisión tendrá derecho de acceso a estas instalaciones de control; podrá verificar su funcionamiento y eficacia .

Artículo 36:

La información relativa a los controles mencionados en el Artículo 35 será comunicada regularmente por las autoridades competentes a la Comisión, a fin de tenerla al corriente del índice de radiactividad que pudiera afectar a la población.

## **VIGILANCIA RADIOLOGICA DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO**

El CEDEX lleva a cabo la Vigilancia Radiológica de las aguas de consumo público gestionadas por el Canal de Isabel II ( CYII) y por la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (M.C.T). Ambas entidades son de carácter público y entre las dos abastecen a más de 9 millones de habitantes.

## **VIGILANCIA RADIOLÓGICA DE LAS AGUAS DE CONSUMO PÚBLICO GESTIONADAS POR EL CANAL DE ISABEL II ( CYII )**

### **Introducción**

Desde 1984 el CEDEX lleva a cabo la Vigilancia Radiológica de las aguas de consumo público gestionadas por el CYII .

El CYII es una empresa pública, dependiente de la Comunidad de Madrid, a la que fue adscrita por el Real Decreto 1873/1984 de 26 de Septiembre.

Este organismo tiene entre sus funciones la de gestionar la red primaria del abastecimiento de agua de la práctica totalidad de la población de la Comunidad de Madrid.

En el año 2006, la población abastecida por el Canal de Isabel II ascendió a unos seis millones de habitantes. Ello supone alrededor del 99,83% de la población de la Comunidad de Madrid repartida en 173 municipios. El consumo anual alcanzó en el año 2006 la cantidad de 553,2 hm<sup>3</sup> .

### **Características de la toma de muestras.**

Cada año, el CYII establece los puntos de muestreo para medida de radiactividad y habitualmente corresponden a la salida de las estaciones de tratamiento. También se realizan medidas en depósitos y en pozos. Hay que señalar que en el CYII se han llevado a cabo análisis radiológicos en muestras procedentes de más de cien puntos de muestreo diferentes, ya que en su día el CYII hizo varias campañas de muestreo en pozos.

La frecuencia de toma es trimestral y la modalidad del muestreo puntual.

Las muestras se toman por personal del CYII y se envían a los laboratorios del Área de Aplicaciones Isotópicas del CEDEX para su análisis.

Los análisis que se efectúan en cada una de las muestras son:

### **Análisis radiológicos**

- Índice de actividad alfa total, mediante la técnica de centelleo sólido, con una actividad mínima detectable (A.M.D.) de 0,05 Bq/l.
- Índice de actividad beta total, medido con contador proporcional con una actividad mínima detectable (A.M.D.) de 0,05 Bq/l.
- Índice de actividad resto beta, calculado por diferencia entre el índice de actividad beta total y el índice de actividad beta correspondiente al K-40. La concentración de K-40 se deduce de la concentración de K-total, que se mide por espectrofotometría de absorción atómica.
- Actividad de tritio, medida con la técnica de centelleo líquido, con una actividad mínima detectable (A.M.D.) de 3 Bq/l.
- Espectrometría gamma utilizando detectores de germanio-HP. Como se sabe el límite inferior de detección en este caso, es diferente para cada radionucleido debido a que las emisiones tienen distinta energía.

## **VIGILANCIA RADIOLÓGICA DE LAS AGUAS DE CONSUMO PÚBLICO EN LA MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA (M.C.T)**

### **Introducción**

Desde 1992 el CEDEX lleva a cabo la Vigilancia Radiológica de las aguas de consumo público en la M. C. T.

La M. C. T. es un organismo autónomo que está adscrito al ( antiguo) Ministerio de Medio Ambiente y tiene entre sus funciones gestionar la red primaria del abastecimiento de agua en una gran parte del Sudeste español.

Actualmente abastece a 79 municipios, de los que 34 pertenecen a la comunidad autónoma valenciana, 43 a la comunidad autónoma de la Región de Murcia y 2 a la comunidad autónoma de Castilla – La Mancha ( Férrez y Socovos ) .

Según censos oficiales, la población estable abastecida es superior a dos millones trescientos mil habitantes, Hay que destacar que en época estival dicha cifra supera los tres millones cien mil habitantes.

La demanda global anual supone un consumo de unos 235 hm<sup>3</sup>, de los que 103 hm<sup>3</sup> son transvasados del río Tajo y 42 hm<sup>3</sup> proceden de desalación.

### **Características de la toma de muestras**

Los puntos de muestreo para medida de radiactividad establecidos en la M. C. T. son los correspondientes a las estaciones de tratamiento y a varios pozos

La frecuencia de toma es trimestral y la modalidad del muestreo puntual.

Las muestras se toman por personal de la M.C.T. y se envían a los laboratorios del Área de Aplicaciones Isotópicas del CEDEX para su análisis.

### **Análisis radiológicos**

Los análisis que se efectúan en cada una de las muestras, son los mismos que los que se han descrito para el CYII.

## **NORMATIVA Y LEGISLACIÓN EN AGUA DE CONSUMO HUMANO**

### **DIRECTIVA**

En el año 1998, el Diario Oficial de las Comunidades Europeas publicó la Directiva 98/83/CE del Consejo de la Unión Europea de 3 de noviembre, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano .

En relación a la Radiactividad, en la Parte C, Parámetros Indicadores establece:

### **RADIOACTIVIDAD**

<b>Parámetro</b>	<b>Valor paramétrico</b>	<b>Unidad</b>	<b>Notas</b>
Tritio	100	Bq/l	Notas 8 y 10
Dosis indicativa total	0,10	mSv/año	Notas 9 y 10

*Nota 8:* La periodicidad del control se indicará posteriormente, en el anexo II

*Nota 9:* Excluido el tritio, el potasio -40, el radón y los productos de desintegración del radón. La periodicidad del control, los métodos de control y los lugares más adecuados para la toma de muestras se indicarán posteriormente en el anexo II

*Nota 10:*

1. Las propuestas requeridas por las notas 8 y 9 sobre la periodicidad del control, los métodos del control y los lugares más adecuados para los puntos de control que se indican en el anexo II se adoptarán con arreglo al procedimiento establecido en el artículo 12. Al elaborar dichas propuestas, la Comisión tomará en consideración *inter alia* las disposiciones pertinentes con arreglo a la legislación existente o a los programas de control adecuados incluidos los resultados del control que se deriven de los mismos. La Comisión presentará dichas propuestas, a más tardar, transcurridos 18 meses desde la fecha a que se refiere el artículo 18 de la presente Directiva

2. No será necesario que los Estados miembros controlen el agua potable respecto del tritio ni la radiactividad para establecer la dosis indicativa total cuando consideren que sobre la base de otros controles llevados a cabo los niveles de tritio o de la dosis indicativa total del agua se encuentran muy por debajo del valor paramétrico. En ese caso comunicará las razones de su decisión a la Comisión, incluyendo los resultados de esos otros controles llevados a cabo.

## **REAL DECRETO**

En el año 2003, el Boletín Oficial del Estado publicó el Real Decreto 140/2003 de 7 de febrero por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. Este RD incorpora al derecho interno español la Directiva 98/83/CE.

En relación al Real Decreto y a la Radiactividad hay que señalar:

*Primero: Definición de agua apta o no apta para el consumo*

En el artículo 17 del RD se define el agua apta o no apta para el consumo en virtud del cumplimiento o no de unos determinados valores paramétricos, siempre a discreción de la consideración de la autoridad sanitaria.

## Artículo 17 Control de la calidad del agua de consumo humano .

1- En términos generales, en cada abastecimiento se controlarán los parámetros fijados en el anexo I. Cuando la autoridad sanitaria lo disponga se controlarán aquellos parámetros o contaminantes que estén presentes en el agua de consumo humano y suponer un riesgo para la salud de los consumidores.

2- El control de la calidad del agua de consumo humano engloba los siguientes apartados:

- a) Autocontrol del agua de consumo humano
- b) Vigilancia sanitaria
- c) Control del agua del grifo del consumidor

3- Todos los resultados derivados del control de la calidad del agua de consumo deberán estar recogidos en un sistema de registro para cada caso, preferiblemente en soporte informático y en concordancia con el Sistema de Información Nacional de Agua de Consumo.

4- En toda muestra de agua de consumo humano para el autocontrol, vigilancia sanitaria y control en grifo del consumidor, el agua se podrá calificar como :

- a) “ Apta para el consumo” : cuando no contenga ningún tipo de microorganismo, parásito o sustancia, en una cantidad o concentración, que pueda suponer un peligro para la salud humana; y cumpla con los valores paramétricos especificados en las partes A, B y D del anexo I o con los valores paramétricos excepcionados por la autoridad sanitaria y sin perjuicio de lo establecido en el artículo 27.7, determinados en los análisis.
- b) “No apta para el consumo” : cuando no cumpla con los requisitos del párrafo a) . Si un agua “no apta para el consumo” alcanza niveles de uno o varios parámetros cuantificados que la autoridad sanitaria considere que han producido o puedan producir efectos adversos sobre la salud de la población, se calificará como agua “no apta para el consumo y con riesgos para la salud”

### *Segundo: Relación de Parámetros y de Valores Paramétricos*

En el Anexo I , Parámetros y valores paramétricos, en el Apartado D Radiactividad, se relacionan los siguientes parámetros:

<b>Parámetro</b>	<b>Valor paramétrico</b>	<b>Nota</b>
Dosis Indicativa total	0,10 mSv/año	1
Tritio	100Bq/l	
Actividad alfa total	0,1 Bq/l	
Actividad beta total	1Bq/l	2

Notas:

- (1) Excluidos el tritio, el potasio<sup>40</sup>, el radón y los productos de desintegración del radón.
- (2) Excluidos el potasio 40 y el tritio.

Posteriormente la Corrección de erratas del Real Decreto 140/2003, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano, de 7 de febrero, rectificó que donde decía Actividad beta total, debía decir Actividad beta resto.

### *Tercero: Muestreo de la Radiactividad*

La Disposición adicional segunda. Muestreo de la Radiactividad, indica:

La Dirección General de Salud Pública del Ministerio de Sanidad y Consumo publicará, antes de cinco años desde la entrada en vigor de esta disposición, los muestreos, frecuencias, tipos de análisis y métodos de ensayo para la determinación de los parámetros correspondientes a la radiactividad.

Hasta la publicación del muestreo para la determinación de la radiactividad, la autoridad sanitaria podrá disponer, dentro de su territorio, que se determinen los parámetros descritos para la radiactividad en aquel abastecimiento que se sospeche que los niveles en agua puedan entrañar un riesgo para la salud de la población abastecida.

### **PROTOCOLO PARA EL CONTROL DE LA RADIATIVIDAD EN EL AGUA DE CONSUMO HUMANO**

A raíz de la publicación del Real Decreto 140/2003, el Ministerio de Sanidad y Consumo, en colaboración con el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), ha ido emitiendo versiones sucesivas del “Protocolo para el control de la Radiactividad

en el agua de consumo humano”. La última que conocemos es la Versión 6 de octubre de 2004.

En él se indica que el protocolo “será utilizado de modo transitorio en tanto en tanto no se publique el definitivo una vez aprobada la modificación del anexo II de la Directiva 98/83/CE de 3 de noviembre de 1998 que considera el control de la radiactividad”.

Establece unos Principios generales, para el control de la Dosis Indicativa Total (DIT) y del Tritio en el agua de consumo de los abastecimientos, indicando la necesidad de conocer los niveles de radiactividad artificial o natural y las fuentes de tritio en el recurso hídrico que se utilice para la producción de agua de consumo humano.

En el apartado de Control explica los pasos a seguir para realizar el control radiológico del agua de consumo humano y los resume en un esquema de control (Figura 5).

En este mismo apartado indica que la superación del valor paramétrico de la DIT, sólo se considerará si persiste con concentraciones de actividad similares durante un año; considerando que las medidas se hayan realizado en un mínimo 12 muestras recogidas con periodicidad mensual. En los casos en los que se supere el valor paramétrico de la DIT, o bien si no se realiza el análisis específico de radionucleidos y cálculo de la DIT, el Gestor lo debe notificar a la Autoridad Sanitaria y debe adoptar las medidas específicas correspondientes.

. En el Anexo A de este Protocolo se da un listado de Radionucleidos alfa y beta y sus valores de referencia en Bq/l.

En el Anexo B – Cálculo de la DIT, define la DIT como: la dosis efectiva comprometida anual por ingestión debida a todos los radionucleidos cuya presencia en el suministro de agua haya sido detectada, tanto de origen natural como artificial excluidos el tritio, el potasio-40, el radón y los productos de desintegración del radón.

Siendo su fórmula de cálculo:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i(obs)}{C_i(ref)} \leq 1$$

donde  $C_i(obs)$  = concentración observada del radionucleido i

$C_i(ref)$  = concentración de actividad de referencia del radionucleido

$n$  = número de radionucleidos detectados.

En el Anexo A, se indican las concentraciones de actividad de referencia de varios radionucleidos naturales y artificiales.

Si se cumple la fórmula, se puede considerar que la DIT es inferior a 0,1 mSv/año y no es necesaria ninguna investigación adicional.

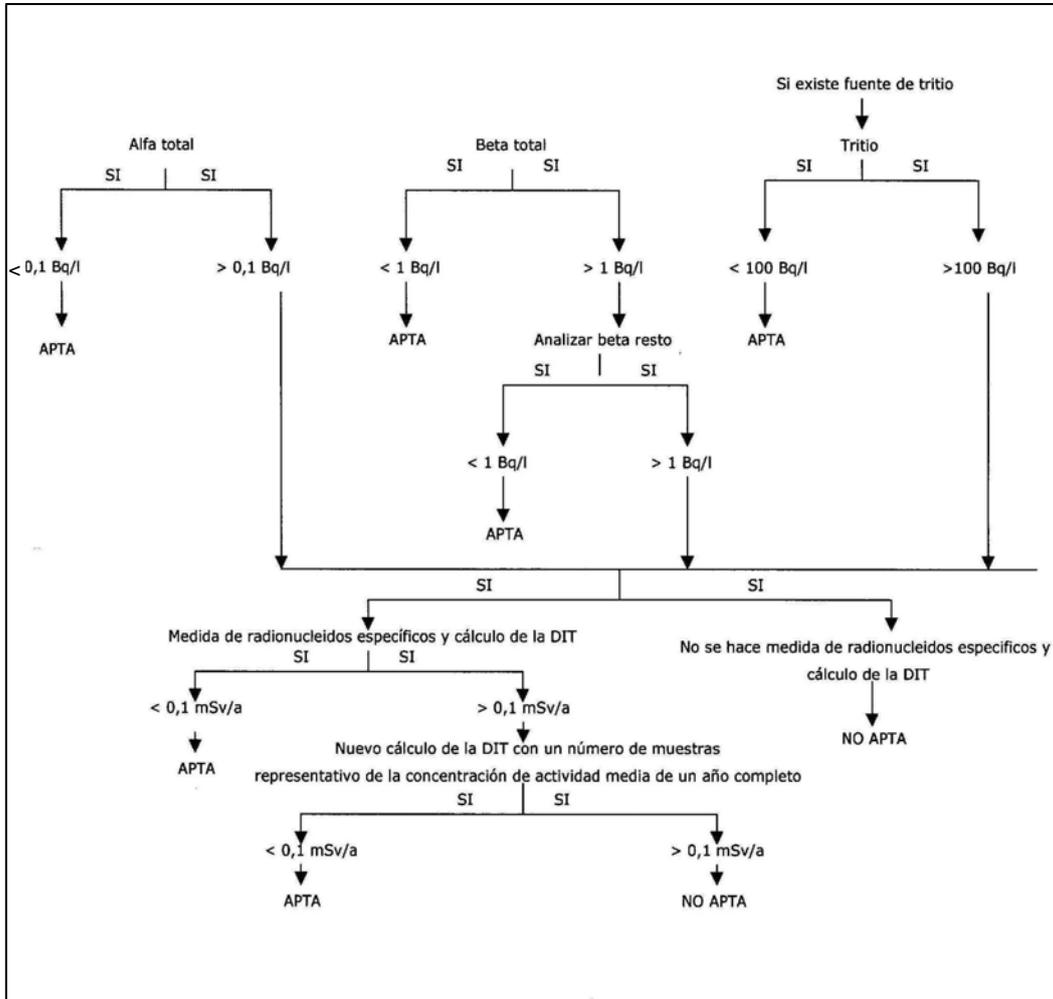


Figura 5.- Esquema del control de la radiactividad en el agua de bebida

## **GUÍA PARA LA CALIDAD DEL AGUA POTABLE. ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS)**

En el año 2006 la OMS publicó la primera addenda a la tercera edición.

En el Volumen I titulado Recomendaciones, el Capítulo 9 está dedicado a la Radiología en agua de bebida.

En él indica unos valores guía para los radionucleidos en agua potable, indicando un valor guía para el tritio de 10.000 Bq/l.

Establece un Esquema de control para el análisis de agua de consumo, definiendo la DIT.

También fija unos valores límites de 0,5 Bq/l para la actividad alfa total y de 1Bq/l para la actividad beta total y considera que si estos valores no se superan, el valor de la DIT será inferior o igual a 0,1 mSv y por tanto el agua será apta para el consumo.

En el caso de que una o las dos actividades totales se superen será necesario analizar los radionucleidos, compararlos con los niveles guía y calcular la DIT .

## **NORMATIVA DEL AGUA POTABLE EN LO RELATIVO A RADIATIVIDAD: ANÁLISIS DE LA SITUACIÓN ACTUAL Y PROPUESTA DE ACTUACIÓN**

En enero de 2006 el Consejo de Seguridad Nuclear ( CSN) publicó este documento en el que glosa el estado de la normativa del análisis de radiactividad en agua potable desde 1998, fecha de publicación de la Directiva 98/83/CE del Consejo de la Unión Europea de 3 de noviembre, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano hasta enero de 2006.

Expone entre otros aspectos, la decisión de la Comisión de la UE de elaborar otra Directiva independiente para el control de la radiactividad en el agua de bebida, que recogerá todos los aspectos que no incluyó el anexo II de la Directiva 98/83/CE.

El CSN prevé una demora en dicha elaboración, aprobación y transposición a la legislación española de la futura directiva y por ello propone al Ministerio de Sanidad y Consumo modificar la reglamentación vigente, equiparando el Real Decreto 140/2003 a la Directiva 98/83/CE, y estableciendo su coherencia con el Protocolo para el control de la Radiactividad en el agua de consumo humano. Versión 6, elaborado en el año 2004 por ambos organismos.

## **REDES DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA ESPECIALES.**

En este apartado agrupamos las Redes de Vigilancia Radiológica con unos objetivos muy concretos. En este momento en el CEDEX se trabaja en la Red De Alta Sensibilidad ( Sparse Network) de Aguas Continentales y Marinas.

### **RED DE ALTA SENSIBILIDAD (SPARSE NETWORK) EN AGUAS CONTINENTALES Y MARINAS**

Desde el año 2004 y a instancias del Consejo de Seguridad Nuclear, el CEDEX lleva a cabo el análisis de las muestras que constituyen la Red de Alta Sensibilidad (RAS) de las Aguas Superficiales Españolas. Esta red, se enmarca también dentro de los compromisos adquiridos por España al firmar el Tratado del Euratom.

Está formada, por un conjunto muy reducido de puntos de muestreo, representativo de las aguas continentales y de las aguas costeras en los que se analiza el valor real de Cesio-137. La finalidad de la RAS es conocer el valor de las concentraciones actuales de Cs-137 y estudiar su posible oscilación a lo largo del tiempo.

La RAS de las Aguas Continentales está formada por dos puntos situados en ríos que disponían de centrales nucleares en su curso. Por ello se escogió uno en Alcántara en el río Tajo y otro en García en el río Ebro.

La RAS de las Aguas Costeras está formada por dos puntos representativos del litoral español: uno situado en la vertiente atlántica en Cabo de Ajo y el otro en la vertiente mediterránea en Cabo de Creus.

En los cuatro puntos la frecuencia es trimestral y la modalidad puntual.

Para llevar a cabo este proyecto el CEDEX puso a punto el método de separación de Cs-137 en muestras de agua, con fosfomolibdato amónico.

Dado que los niveles de actividad son extraordinariamente bajos, se requieren volúmenes elevados de muestra. En las aguas continentales son del orden de 350 litros y los tiempos de medida de una semana .

En las aguas costeras el volumen empleado es de 50 litros y el tiempo de medida es de 3 días.

Las concentraciones de Cs-137 obtenidas en muestras de aguas continentales son del orden de decenas de  $m.Bq.m^{-3}$ , siendo la actividad mínima detectable de  $m.Bq.m^{-3}$ .

Las concentraciones de Cs-137 obtenidas en muestras de aguas costeras son del orden de  $Bq.m^{-3}$  y la actividad mínima detectable del orden de décimas de  $Bq.m^{-3}$ .

## **BIBLIOGRAFÍA**

APHA-AWWW-WEF(1998). Standards Methods for the examination of water and wastewater. Washington: American Public Health Association.

J.RODIER (1998). L'Analyse de l'eau. Paris: Dunod.

JOINT RESEARCH CENTRE .Environmental Radioactivity in the European Community. Radiation Protection . Luxembourg: European Commission.

J.ANCELLIN, P. GUÉGUÉNIAT, P. GERMAIN (1979). Radioécologie marine: Étude du devenir des radionucléides rejetés en milieu marin et applications à la radioprotection. Paris: Ed. Eyrolles.

M.IVANOVICH, RUSSEL S.HARMON (1982). Uranium series disequilibrium . Applications to environmental problems. Oxford: Clarendon Press Oxford.

KENNETH A. SOLOMON (1988) Sources of radioactivity in the ocean environment from low level waste to nuclear powered submarines. Journal of hazardous Materials 18 (1988) 255-262.

KOLTHOFF, I.M. (1984) "Análisis químico cuantitativo". Nigar. Buenos Aires.

FRIEDLANDER, G.; KENNEDY, J. (1981). "Nuclear and Radiochemistry". John Wiley and Sons. New. York.

MAC KEY, C. (1971). "Principles of Radiochemistry". Butterworths. London.

M.EISENBUD, T.GESELL (1997). Environmental radioactivity, from natural, industrial and military sources. San Diego : Academic Press.

UNSCEAR (1977) (1993) y (2000) Sources and Effects of Ionizing Radiation .New York. United Nations.



## **¿CÓMO ACREDITAR UN LABORATORIO?**

**Antonio Baeza**

*Laboratorio de Radiactividad Ambiental, LARUEX, Departamento de Física Aplicada, Facultad de Veterinaria, Universidad de Extremadura. Avenida de la Universidad s/n, 10071 Cáceres*

### **INTRODUCCIÓN.**

El comité organizador de las V Jornadas sobre Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental tuvo a bien invitarme a participar en una mesa redonda desarrollando una breve ponencia bajo el título de ¿Cómo acreditar a un laboratorio?, que en nuestro ámbito de actividad, se refiere a laboratorios de ensayo para la medida de la presencia de radiactividad en los medios receptores.

Quede constancia en primer lugar, que dicha invitación no se efectuaba porque el que suscribe o porque el laboratorio que representa, sea el mas experto de entre los que participan en las citadas jornadas, en la metodología a seguir para lograr de la manera mas eficiente posible la acreditación de al menos parte de sus actividades, sino que desarrollamos ese encargo por ser temporalmente el último de todos los laboratorios acreditados en diversos ensayos relacionados con la medida de la radiactividad, por lo que a priori, debemos tener mas frescas las dificultades encontradas y los mecanismos que empleamos para intentar solventarlas.

Por ello, la citada ponencia y estas líneas es un intento de transmitir dicha experiencia, por si fuera de alguna utilidad y pudiera evitar la repetición de errores ya sufridos en primera persona. La transmisión que deseamos hacer de nuestra experiencia, no se va a circunscribir exclusivamente al proceso de la acreditación, sino que se va a iniciar en el mismo momento en el que nos planteamos abordarlo.

### **PREVIO A LA ACREDITACIÓN.**

Como bien conocéis la inmensa mayoría de vosotros, el LARUEX es un laboratorio Universitario, cuyo objetivo global es el estudio de la dinámica de los radionucleidos en el medio ambiente. Al indicar la palabra Universitario, ya acota en gran medida sus características. Probablemente es de pequeño tamaño, como de hecho así ocurre, con un relativamente importante porcentaje de sus integrantes en situación precaria y por lo tanto, con una elevada tasa de renovación de los mismos y necesariamente, con una vocación de desarrollar, al menos en un elevado porcentaje de su tiempo, labores de investigación, en nuestro caso, de naturaleza experimental y mas o menos aplicada.

En este sentido y dado que nos encontramos en una Universidad pequeña, periférica y en una Facultad, en donde nuestra actividad de I+D nunca puede ser una de sus líneas prioritarias, desde el origen del citado LARUEX, en 1985, decidimos que sus actividades de investigación deberían convivir, con el mayor equilibrio posible, con las de prestación de servicios a aquellas Empresas u

Organismos que pudieran requerir nuestros servicios. Este primer planteamiento tiene tantos aspectos positivos como negativos. Entre los positivos, deben identificarse al menos dos. El primero, la diversificación de las vías de financiación, y el segundo, el necesario ajuste a las condiciones fijadas por el ente contratante del servicio, que permite corregir en gran medida la endémica anarquía que normalmente existe en los laboratorios universitarios. Entre los negativos, está sin duda la prácticamente nula consideración que ese tipo de contratos tiene en el “mundo universitario” y el tiempo que necesariamente se debe destinar a la ejecución de los compromisos así adquiridos, que necesariamente produce un detrimento en la disponibilidad del personal para desarrollar labores de investigación, mucho mejor valoradas dentro del citado “mundillo”.

Una vez definido el marco en donde el laboratorio va a desarrollar sus actividades, si dentro de estas se encuentra la de prestación de servicios a empresas u organismos, debe tenerse presente que existe una tendencia imparable, no sólo para los laboratorios de ensayo, sino para la práctica totalidad de actividades, por la que cada vez se exige con mayor frecuencia el estar en situación de demostrar que el servicio que está capacitado para realizar, satisface un estándar de calidad internacionalmente admitido. Es decir, independientemente de lo bien que en nuestros laboratorios podamos desarrollar las actividades analíticas para las que somos probablemente unos expertos, es necesario poder demostrarlo mediante acreditaciones otorgadas por “terceros”.

El momento en que los integrantes de un laboratorio deciden comprometerse seriamente en llevar a cabo todos los trabajos necesarios para obtener la deseada acreditación, depende de un gran número de factores internos y externos. Seguidamente voy a relacionar los que nos impulsaron a nosotros a llevar a cabo dicho compromiso. Daros cuenta que por primera vez, dejo constancia de que la acreditación de un laboratorio es una actividad colectiva de todos sus miembros, y no sólo de su Dirección.

En 2003 confluyeron diversas circunstancias que provocaron que finalmente adoptásemos dicha resolución. En primer lugar, se nos citó en el Consejo de Seguridad Nuclear, junto a un gran número de laboratorios que vienen colaborando con ese organismo en el desarrollo de diversos tipos de programas de vigilancia radiológicos ambientales, a una reunión a la que asistieron representantes del Ministerio de Sanidad y Consumo. En ella se nos indicó que iba a hacerse público, el que mas tarde se conocería como Real Decreto 140/2003, en el que se establecen los controles a efectuar sobre el agua de Consumo Humano, entre ellos, los del contenido radiactivo. Se nos informó que al ser dicha ley una transposición de una Directiva Europea, los laboratorios de ensayo que realizasen cualquiera de los controles que se recogían en el RD, debían estar acreditados. Así mismo, se nos indicó que entre otras razones, dada la práctica inexistencia de en ese momento laboratorios acreditados para la medida de radiactividad en muestras de agua, se introduciría en el RD una moratoria, de como máximo 5 años, antes de que los controles de los parámetros de radiactividad entrasen en plano de igualdad

con los restantes controles. Poco tiempo después, se publicó el citado RD 140/2003, en el que se detallaba la mencionada moratoria.

El otro acontecimiento importante para nuestra decisión y trayectoria, fueron las III Jornadas sobre la Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental. En ellas se “respiraba” una cierta inquietud de algunos de los laboratorios participantes en las mismas, en el sentido de asumir el reto lanzado en la reunión antes citada, mantenida en el CSN con el Ministerio de Sanidad, pero sobre todo, hubo una ponencia, que me atrevo a calificar de Magistral, del Profesor Xabier Ortega (1), que supuso para mí “todo un baño de realidad”. En ella se expuso con total claridad, tanto los diversos pasos que se dieron en el laboratorio que el citado Profesor Dirige para obtener la acreditación de alguna de sus actividades, como el esfuerzo realizado por los integrantes del mismo para lograr el fin propuesto. Entiendo que los planteamientos que en la misma se realizan son perfectamente válidos hoy en día y que deben ser consultados y asimilados en su totalidad, para transponerlos a la realidad propia de cada laboratorio que inicia su andadura en el proceso de la acreditación. Por ello, recomiendo vivamente su lectura meditada.

Un elevado porcentaje de los laboratorios universitarios que trabajamos en radiactividad ambiental, son relativamente complejos y sus actividades abarcan diversos campos, tanto de investigación y desarrollo, como de prestación de servicios, existiendo momentos en donde es prácticamente imposible discernir, ¿dónde empiezan unas y dónde acaban otras?. Así, en el caso del LARUEX, hemos puesto a punto un amplio espectro de técnicas, para cuantificar la presencia de radionucleidos (espectrometría alfa, beta y gamma, con y sin supresión de Compton, contadores alfa y beta total) y elementos estables (absorción atómica). Todas estas técnicas son aplicables a un amplio espectro de medios receptores (aire, agua, suelos, sedimentos, plantas y hongos, peces, aves y animales y productos derivados de todos ellos, etc.). De esta forma, no sólo podemos prestar nuestro servicio a distintas administraciones, organismos y empresas, sino que nos permite desarrollar diversos trabajos de investigación enmarcables en nuestras cuatro tradicionales líneas de investigación: a) Dinámica de radionucleidos en medios acuáticos; b) Eliminación de los radionucleidos de las aguas de consumo; c) Dinámica de los radionucleidos en aerosoles; d) Transferencia de radionucleidos entre dos medios receptores. Además de todas estas actividades, hemos diseñado, mantenemos y gestionamos la red de alerta radiológica de Extremadura, integrada por 12 estaciones fijas y por un laboratorio móvil.

Teniendo en cuenta nuestras iniciales capacidades y los acontecimientos antes relatados, la selección del tipo de muestra sobre la que acreditarse resultó claro que debía ser el agua para el consumo humano, extendiéndolo al agua en sentido amplio, para la gran mayoría de los ensayos finalmente acreditados. De esta manera se lograba un inicial doble punto de interés del personal en el correcto desarrollo de todas las tareas que nos quedaban por delante. Por último, el mismo RD 140/2003 nos establecía el plazo máximo que debíamos fijarnos para lograr la acreditación, los cinco años que duraría como máximo la antes citada moratoria.

Lo cierto y verdad, es que el plazo máximo establecido en la moratoria se agotó y nuestro laboratorio logró obtener su acreditación un mes antes de dicha fecha final.

En definitiva, el trabajo se centró en lograr la acreditación para los ensayos en muestras de agua diseñados para la determinación de: sus índices de actividad alfa total, beta total y beta resto; de las actividades específicas para los siguientes radionucleidos emisores alfa ( $^{224,226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{234,235,238}\text{U}$ ,  $^{238,239+240}\text{Pu}$ ,  $^{228,230,232}\text{Th}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ), para los siguientes emisores beta ( $^{89,90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^3\text{H}$ ) y para los siguientes emisores gamma ( $^{226,228}\text{Ra}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{212,214}\text{Pb}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{103,106}\text{Ru}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{208}\text{Tl}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$ ,  $^{212,214}\text{Bi}$ ,  $^{228}\text{Ac}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{58,60}\text{Co}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{124,125}\text{Sb}$ ,  $^{123\text{m}}\text{Te}$ ).

## EL INICIO DEL PROCESO.

En el momento en el que se ha decidido acreditar una serie de actividades de las que se llevan a cabo en el laboratorio, surge una nueva pregunta, ¿qué hay que hacer para obtener esa acreditación?. La respuesta es estar en condiciones de poder demostrar ante terceros, que la actividad a acreditar se lleva a cabo en el laboratorio satisfaciendo escrupulosamente la norma internacional ISO-UNE 17025 (2). Esta norma se estructura en dos grandes bloques o relación de requisitos a satisfacer: a) Requisitos de gestión y del sistema de calidad y b) Requisitos Técnicos. En la tabla (1) se relacionan ambos grupos de requisitos.

Para el modo generalmente bastante anárquico de proceder con que normalmente se trabaja en los laboratorios universitarios, el simple hecho de comprender y mas aún, el de asumir como útiles los requisitos que establece la norma, en especial en el apartado de gestión del sistema de calidad, suele ser relativamente dificultoso, generándose con frecuencia un cierto rechazo a la asunción de dichos requisitos, cuando de hecho en la práctica diaria en los laboratorios se están cumpliendo implícitamente la inmensa mayoría de ellos. Por ello, suele ser conveniente que algún personal experto en la gestión de la calidad ayude a explicar el significado de cada uno de los requisitos y colabore con el laboratorio en su inicial implantación. La contratación de esta colaboración, que suele ser frecuente en otros laboratorios fuera del ámbito universitario, en nuestro caso (universidad pequeña y de escasos recursos) es simplemente impensable que existan líneas de financiación o de subvención para este tipo de actividades. Por otra parte y dado que la práctica totalidad de los ingresos que poseemos los laboratorios universitarios son de carácter finalista, aunque se dispongan de fondos suficientes para contratar la antes citada colaboración, es generalmente imposible aplicarlos a tal fin, dado que es dudoso que nos admitiesen estos gastos como imputables a la financiación otorgada para un determinado proyecto. Así pues, la conjunción del desconocimiento del significado último de cada uno de los requisitos de gestión, con la falta de ayuda para su comprensión e implantación, suele ser una combinación nefasta que hace realmente difícil el superarla. Mi consejo es que debe intentarse obtener una financiación suficiente para contar con el asesoramiento de un experto en la implantación de sistemas de calidad en laboratorios de ensayo. En caso de que sea realmente imposible dicha alternativa,

es al menos absolutamente necesario realizar algún curso de especialización sobre la implantación de la norma 17025, antes de iniciar los correspondientes trabajos.

TIPO DE REQUISITO	APARTADOS
De Gestión y del sistema de calidad	Organización
	Sistema de gestión de la calidad
	Control de documentos
	Revisiones de solicitudes, ofertas y contratos
	Subcontratación de ensayos y calibraciones
	Compra de servicios y suministros
	Servicio al cliente
	Reclamaciones
	Control de trabajos de ensayo o calibración no conformes
	Acciones correctivas
	Acciones preventivas
	Control de registros
	Auditorías internas
	Revisiones realizadas por la dirección
Técnicos	Generalidades
	Personal
	Locales y condiciones ambientales
	Métodos de ensayo y de calibración y validación de métodos
	Equipos
	Trazabilidad de las medidas
	Muestreo
	Manejo de objetos de ensayo y calibración
	Aseguramiento de la calidad de los resultados de ensayos y calibraciones
	Informe de sus resultados.

Tabla (1).- Relación de requisitos de gestión y técnicos que integra la norma UNE-EN ISO/IEC 17025.

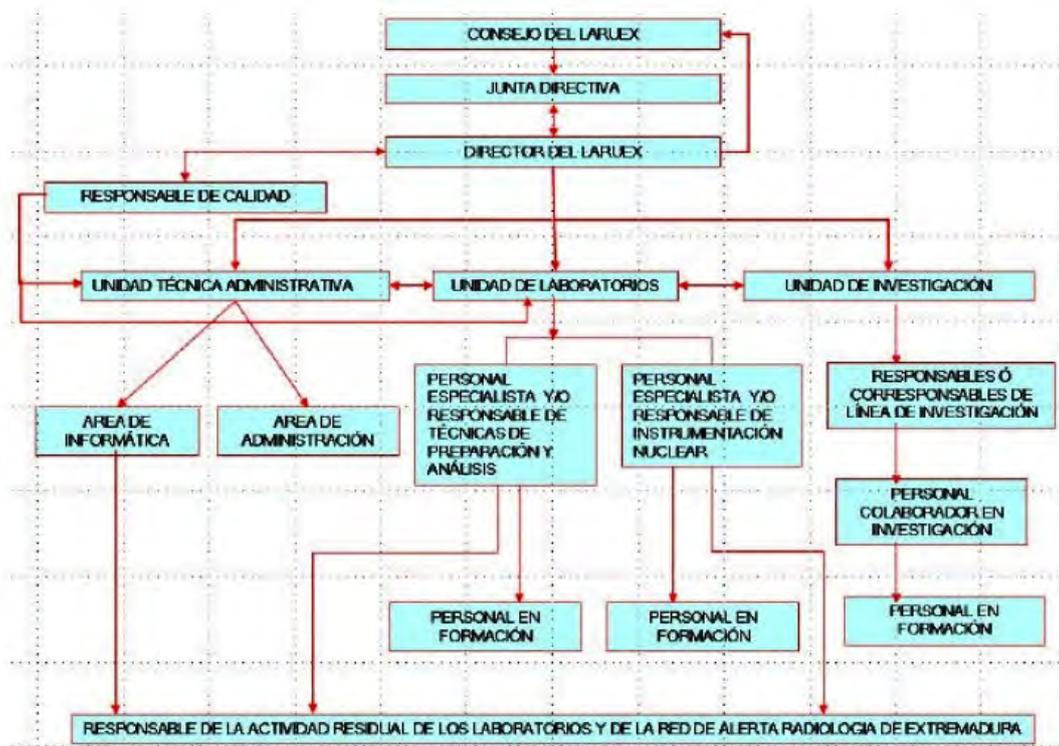


Figura (1).- Organigrama del LARUEX

## EL DESARROLLO DE LOS TRABAJOS.

Para poder superar la auditoría inicial, que conduce a la acreditación de un conjunto de actividades del laboratorio, es preciso disponer previamente de una documentación completa que permita demostrar el grado de cumplimiento que el laboratorio posee de los requisitos establecidos en la norma 17025.

Aun cuando la citada norma identifica como claves a determinados elementos del laboratorio, como pueden ser el director técnico y el responsable de calidad, es absolutamente imprescindible conseguir la implicación de todos los miembros del laboratorio en la obtención de la acreditación, cada uno dentro de su ámbito de actuación y con el grado de responsabilidad que posee en su trabajo en el laboratorio.

A partir de ese momento, todo es relativamente fácil, sólo resta trabajar. Cada uno en la parcela que es de su responsabilidad y en los requisitos que le afectan de los que al respecto establece la norma 17025. Paralelamente al trabajo individual, debe existir un trabajo en grupo, que enriquezca la perspectivas de las propuestas que se realicen, favorezca la difusión del conocimiento de su contenido y agilice el modus operandi de implementar los nuevos procedimientos que se propongan. En nuestro

caso concreto y tras la asignación periódica de tareas a los diferentes miembros del laboratorio, normalmente con frecuencia quincenal se producía la reunión del Consejo del LARUEX, ver Figura (1), en donde se presentan y se someten a discusión y a eventual aprobación todos los documentos y procedimientos que han ido integrando el sistema de gestión de la calidad del LARUEX.

Este trabajo es muy arduo, por lo que se debe ser muy riguroso en la planificación y en el cumplimiento de las actividades que en cada momento nos hemos comprometido a llevar a cabo, buscando cuantos estímulos sea posible. Entre éstos se encuentran básicamente dos. El primero, identificar aquellos requisitos de la norma que implícitamente se están satisfaciendo en la práctica normal del laboratorio y que sin embargo, dada la idiosincrasia de la citada práctica, no se tiene la capacidad de demostrar su cumplimiento. El segundo, buscar y poner de manifiesto las oportunidades de mejora que la implementación del sistema de calidad está suponiendo en el laboratorio, ya que esto contribuye positivamente a incentivar el trabajo que se está realizando al vislumbrarse su utilidad.

Paralelamente a la construcción del sistema de calidad, deben establecerse los correspondientes mecanismos de retroalimentación de lo hecho, ya que de lo contrario se corre el riesgo cierto de que no se consolide su implementación paulatina real en el laboratorio.

Es difícil hacer una previsión de la duración total del proceso hasta obtener la acreditación inicial. Obviamente, depende de muchos factores no extrapolables de un laboratorio a otro. En nuestro caso ya indicamos que los trabajos se prolongaron durante más de tres años y que durante los mismos, con sus altibajos, todo el personal del laboratorio destinó no menos del 10% de su jornada laboral a actividades directa o indirectamente relacionadas con la acreditación.

Durante todo este proceso, es absolutamente indispensable el uso permanente de documentación externa al laboratorio (normas, procedimientos, textos, etc.) que permitan documentarnos sobre el modo más correcto de responder a cada uno de los requisitos establecidos en la norma 17025. En este sentido es muy recomendable acceder periódicamente a la página web de ENAC ([www.enac.es](http://www.enac.es)). Una vez en ella, debe consultarse el apartado de DOCUMENTACIÓN. A modo de ejemplo, seguidamente destaco alguno de los textos que en el mismo se recopilan y que son de utilidad en distintos momentos del proceso de la acreditación o que deben tenerse en cuenta, una vez conseguida ésta.

De todos estos documentos, voy seguidamente a destacar tres de ellos. El primero es el identificado como CGA-ENAC - LEC Rev. 3. En él se detallan todos los requisitos internos, notas y comentarios que ENAC ha efectuado a la norma 17025, los cuales debemos tener presentes en la elaboración de la documentación propia del laboratorio. El segundo es el documento identificado como, PAC-ENAC - LEC Rev. 2. En él se detallan las pautas y procesos administrativos que debe seguir todo laboratorio que desea acreditarse. Por último, el G-ENAC - 99 Rev. 2. Este es un cuestionario que debe afrontarse cuando el laboratorio esté convencido de haber puesto a punto su sistema de calidad y que posee, por lo

tanto, puesta al día toda la documentación requerible al respecto. Su cumplimentación nos permite detectar fallos en dicho sistema y documentación, que deben ser subsanados antes de remitir toda la documentación a ENAC, con la solicitud de acreditación del laboratorio.

<b>CÓDIGO</b>	<b>DESCRIPCIÓN</b>
CGA-ENAC - LEC Rev. 3	Criterios Generales para la acreditación de Laboratorios de Ensayo y Calibración según Norma UNE-EN-ISO/IEC 17025
PAC-ENAC - LEC Rev. 2	Procedimiento de Acreditación de laboratorio
CEA-ENAC - LC/02 Rev. 1	Expresión de la Incertidumbre de medida en las calibraciones.
CEA-ENAC - 01 Rev. 6	Criterios para la utilización de la marca ENAC o referencia a la condición de acreditado
G-ENAC - 09 Rev. 1	Guía para la expresión de la incertidumbre en los ensayos cuantitativos
G-ENAC - 99 Rev. 2	Cuestionario de Autoevaluación
NT - 03 Rev. 3	Política de ENAC sobre Intercomparaciones
NT - 18 Rev. 1	Laboratorios de Ensayo: Acreditación para Categorías de Ensayo
NT - 20 Rev. 2	Alcances de Acreditación: Ensayos de agua
NO - 11 Rev. 1	Desviaciones: Clasificación y Tratamiento
... etc ....	..... etc .....

Tabla (2).- Relación de alguno de los documentos interesantes que pueden encontrarse en la página web de ENAC.

Cuando la Dirección del Laboratorio tiene el convencimiento de que éste se encuentra en condiciones de solicitar la acreditación ante ENAC de parte o todas las actividades que en el mismo se desarrollan, debe emprenderse el a veces largo camino que se describe en el esquema de la Figura (2). Básicamente consiste en una interacción entre ENAC y en su momento el equipo auditor que al efecto se designa y el laboratorio. Como consecuencia de dicha interacción se producen dos hechos. Por un lado, una nueva intensa etapa de trabajo. En distintos momentos,

antes, durante y después de la auditoría inicial al laboratorio, el equipo auditor detecta carencias y fallos en la documentación que deben ser subsanados. Mi experiencia personal al respecto es que aunque dicho equipo lo componen personas accesibles y que razonan las discrepancias que se les presentan con respecto a sus planteamientos y que en cierta medida llegan a colaborar con el laboratorio para encontrar la mejor vía por la que subsanar la divergencia surgida con respecto a sus posiciones, su experiencia en el tema hace que en un elevado porcentaje de situaciones, los mas adecuados sean sus puntos de vista, siendo relativamente estéril el inmovilizarse en nuestros planteamientos iniciales, dificultando el encontrar una solución a la discrepancia observada. Por otra parte, y como destaco mediante el símbolo del “EURO”, en diferentes momentos, el laboratorio debe satisfacer religiosamente los costes que supone la obtención de la acreditación y que vienen perfectamente detallados en la página web de ENAC. De nuevo aflora aquí la “singularidad negativa” de la financiación de muchos laboratorios universitarios, al menos al que pertenezco, para los que no está previsto, ni desde la propia Universidad, ni desde la Administración Autonómica, vías de financiación para acometer éstos gastos, cuando al menos teóricamente, tanto unos como otros se deben beneficiar de la mejora en la calidad conseguida por uno de sus laboratorios.

Una última frase sobre el tema que me fue propuesto. La obtención de un primer certificado de acreditación del laboratorio para unos determinados ensayos, como el que vemos en la Figura (3), no es el final de nada, sino mas bien un punto y seguido. “Punto”, pues supone la culminación de un esfuerzo notable y con casi total seguridad, parcialmente infructuoso. Es decir, muy probablemente deben existir sistemas de aseguramiento de la calidad para las actividades acreditadas en nuestro laboratorio que no requieran la puesta en funcionamiento de 123 procedimientos y otros documentos. “Seguido”, pues el sistema es necesariamente algo vivo, que debe mantenerse y mejorarse día a día, estableciéndose para ello nuevos retos, bien de optimización, de consolidación o de ampliación de lo conseguido. Dichos nuevos objetivos dependen de nuevo de las características y capacidad de cada laboratorio.

## REFERENCIAS

- (1) Xabier Ortega, Isabel Vallés. Acreditación de laboratorios Universitarios. Laboratorio de Radiactividad Ambiental del INTE-UPC. III Jornadas sobre Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental. Ed. Universidad Politécnica de Valencia. (2004) 63-76.
- (2) Norma UNE-EN ISO/IEC 17025, “Requisitos generales relativos a la competencia técnica de los laboratorios de ensayo y calibración”.

## ¿Cómo acreditar un laboratorio?



Figura (2).- Mecánica para obtener la acreditación por ENAC de las actividades desarrolladas en un laboratorio de ensayo

**ALCANCE DE ACREDITACIÓN**  
LABORATORIO DE RADIOACTIVIDAD AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA (LARUEX)

Está acreditado por la ENTIDAD NACIONAL DE ACREDITACIÓN conforme a los criterios recogidos en la Norma UNE-EN ISO/IEC 17025:2005 (CGA-ENAC-LEC), para la realización de:

Ensayos de radiactividad ambiental en aguas

Categoría 0 (Ensayos en el laboratorio permanente)

PRODUCTO/MATERIAL A ENSAYAR	ENSAYO	NORMA/PROCEDIMIENTO DE ENSAYO
Aguas: contaminadas y de consumo	Actividad Alfa (α) total, Alfa (α) total y Alfa (α) Alfa por espectrometría gamma	Procedimientos internos PL-17, PL-20, PL-26, PL-11, PL-12
	Actividad de cesio de Radio (137Cs) y Plutonio (239Pu) por espectrometría Alfa y 238Pu por espectrometría gamma	Procedimientos internos PL-34, PL-25, PL-37, PL-41, PL-40, PL-42
	Actividad de cesio de Polonio (210Po) por espectrometría Alfa	Procedimientos internos PL-38, PL-35, PL-37, PL-39
	Actividad de cesio de Estroncio (90Sr y 90Y) por contador proporcional	Procedimientos internos PL-27, PL-29, PL-36
	Actividad de cesio de Yodo (131I) por contador proporcional	Procedimientos internos PL-36, PL-29, PL-36

PRODUCTO/MATERIAL A ENSAYAR	ENSAYO	NORMA/PROCEDIMIENTO DE ENSAYO	
Aguas: contaminadas y de consumo	Actividad de cesio de Yodo (131I) por espectrometría gamma	Procedimientos internos PL-20, PL-37, PL-42	
	Actividad de cesio de Tritio (3H) por espectrometría de canales ligados	Procedimientos internos PL-37, PL-75, PL-76	
	Actividad de cesio de Litio (6Li, 7Li) y Americio (241Am) por espectrometría Alfa	Procedimientos internos PL-31, PL-35, PL-37, PL-38	
	Actividad de cesio de Plutonio (239Pu y 240Pu) por espectrometría Alfa	Procedimientos internos PL-36, PL-35, PL-37, PL-38	
	Aguas	Actividad de cesio de cesio (137Cs) por espectrometría gamma	Procedimientos internos PL-20, PL-67, PL-82, PL-82

**PARA OBTENER ESTA ACREDITACIÓN, HEMOS DESARROLLADO Y MANTENEMOS ACTUALIZADOS:**

- 1 Manual de Calidad
- 48 Procedimientos de Gestión de Calidad
- 11 Otros Documentos
- 63 Procedimientos de Laboratorio

Figura (3).- Alcance de la acreditación obtenida por el LARUEX para la realización de ensayos de radiactividad en muestras de agua.

**MESA REDONDA 3:**

*Radiación Natural*



## **MESA REDONDA 3**

### **RADIACIÓN NATURAL**

**Moderador:** Dr. D. Alejandro Martín Sánchez.

*Universidad de Extremadura. Badajoz.*

**Ponentes:**

1. PROTECCIÓN CONTRA EL RADÓN EN NUEVAS EDIFICACIONES  
D. José Luis Martín Matarranz. Consejo de Seguridad Nuclear
2. ESTUDIOS SOBRE LA CALIDAD METROLÓGICA DEL RADÓN EN AIRE  
Dr. D. Arturo Vargas Drechsler. Universidad Politécnica de Cataluña
3. DÓNDE, CÓMO Y CUÁNDO MEDIR EL RADÓN  
Dra. D<sup>a</sup> Carmen Baixeras Divar. Universidad Autónoma de Barcelona
4. EL TORIO EN LA INDUSTRIA NO NUCLEAR  
Dr. D. Rafael Núñez-Lagos Roglá. Universidad de Zaragoza
5. EVALUACIÓN RADIOLÓGICA DE UNA PLANTA DE PRODUCCIÓN DE ÓXIDO DE TITANIO  
Dr. D. Juan Pedro Bolívar Raya. Universidad de Huelva

El desarrollo de la sesión se realizó conforme a un modelo prefijado de un tiempo de exposición de cada ponencia, sin preguntas ni intervenciones durante estas exposiciones, para concluir con un amplio debate sobre los diversos temas tratados con participación de los ponentes y del público asistente a las Jornadas. Cada intervención queda reflejada en la presente publicación por cada uno de los autores de la misma, sin embargo, parece conveniente en este apartado añadir algunas notas, a modo de resumen, de las intervenciones habidas.

En este sentido, al Sr. Martín Matarranz expuso durante su alocución el estado actual de la protección contra el radón en edificaciones, planteándose la eficacia de sistemas de extracción para mitigar los efectos cuando se observan grandes concentraciones de radón. El Dr. Vargas disertó sobre la metrología del radón y analizó diversos resultados habidos en las intercomparaciones llevadas a cabo en España organizadas por el Consejo de Seguridad Nuclear y el Instituto de Técnicas Energéticas de la Universidad Politécnica de Cataluña. Así mismo, hizo una exposición sobre los diversos sistemas de medida en continuo e integradores,

indicando el buen comportamiento general de los sistemas de medida utilizados por los diversos grupos españoles, si bien, se debía prestar especial atención cuando se realizan medidas con los sistemas de detección basados en la absorción de radón con carbón activo, ya que estos detectores son sensibles a los cambios de temperatura y humedad ambientales. La Dra. Baixeras realizó una amplia exposición de medidas de radón en diversos puestos de trabajo. El Dr. Núñez-Lagos mostró diversos dispositivos en los cuales se emplea torio para su fabricación, analizando la peligrosidad del uso de este elemento por los trabajadores que emplean este tipo de materiales. El Dr. Bolívar, por último, expuso el trabajo de medición y los resultados alcanzados por su grupo de investigación en una planta de producción de óxido de titanio existente en la provincia de Huelva, analizando las diversas situaciones presentadas durante la realización de este trabajo.

En el debate producido a continuación pueden también destacarse algunas intervenciones que ahora expondremos. El Dr. Quindós, de la Universidad de Cantabria, acerca de la intervención del Sr. Martín Matarranz, amplió las explicaciones habidas acerca del módulo de experimentación construido en Saelices el Chico (Salamanca) para el estudio de altas concentraciones de radón en viviendas. Acerca de la intervención del Dr. Vargas comentó que, según se puede desprender de ciertos resultados habidos en intercomparaciones de medidas de concentraciones de radón, parece ser que laboratorios que daban buenos valores podían tener un posible efecto de relajación y obtener resultados peores en subsiguientes intercomparaciones, estando quizás dicha “relajación” relacionada con los objetivos específicos que cada laboratorio en cada país va buscando, aspecto que puede hacer que las intercomparaciones tengan mayor o menor interés para los laboratorios. Habló también de la importancia de la protección radiológica cuando se aprecia la existencia de niveles elevados de concentraciones de radón, preguntándose si una estimación demasiado exhaustiva de las incertidumbres es importante en este caso o, por el contrario, cuando los niveles están por encima de ciertos valores considerados muy peligrosos no son tan importante las estimaciones sobre las incertidumbres asociadas. Algunos países lo que buscan es simplemente el número de viviendas por encima de una concentración, generalmente  $200 \text{ Bq/m}^3$ , y no les preocupa mucho la incertidumbre. Indicó, así mismo, que para niveles de radón del orden de  $1000 \text{ Bq/m}^3$ , la ventilación natural suele ser inoperante. Aludió a la existencia de aparatos integradores capaces de medir por etapas fabricados por una compañía alemana. Por último insistió en que las estimaciones de dosis son un ejercicio realmente muy complicado.

El Sr. Martín Matarranz tuvo una intervención para indicar que se debería insistir más en el establecimiento de unos criterios de peligrosidad en el caso del radón. El Dr. Vargas habló sobre sistemas de medida activos y pasivos, integradores o trabajando por etapas, indicando que el equipo de la firma alemana es de hecho un sistema activo, y que una firma americana dispone de equipos pasivos para medir por etapas y que consideraba que el equipo de la firma italiana mencionada en la presentación de la Dra. Baixeras era completamente de tipo pasivo. Finalmente

indicó en referencia al tema de la “relajación” que puede ser una actitud de algunos laboratorios, pero que en base al establecimiento de unos niveles de concentración de referencia en los que se debe actuar, la administración responsable debería ser rigurosa para evitar al máximo dicha “relajación”.

El Dr. Durán, de la Universidad de Santiago de Compostela indicó que es necesario tener en cuenta en la incidencia sobre la dosis no sólo al radón, sino también a sus descendientes. Por otro lado, cuando se realizan campañas de medida de un conjunto importante de lugares y los resultados cumplen una distribución de tipo log-normal, los puntos con los resultados en la parte superior de la cola de la distribución son los que realmente deberían ser estudiados como puntos importantes. Al primero de estos dos temas, el Dr. Vargas contestó que efectivamente, en los efectos producidos en la inhalación se tiene en cuenta la existencia de aerosoles, que es donde normalmente se pueden fijar los descendientes del radón. Así mismo, el Dr. Vargas señaló la importancia de realizar campañas de medida no sólo de radón sino también de la concentración de los descendientes de manera a disponer de un análisis más preciso del riesgo radiológico.

En otro orden de cosas, el Dr. Baeza de la Universidad de Extremadura (Cáceres) habló sobre el cambio de mentalidad que se está produciendo en las industrias, ya que en general hoy en día se realiza el reciclado de los productos, indicando que puede admitirse que ya no se consideran residuos como tales, debido a que existe una propagación de materiales para otras actividades. En este mismo sentido, el Dr. García-Tenorio de la Universidad de Sevilla apuntó la importancia de no estigmatizar los coproductos de una empresa de fabricación (en referencia a lo que anteriormente podrían constituir los llamados residuos). Se entabló un debate entre varios de los asistentes, aludiéndose a la total prohibición existente en la legislación de poder diluir los residuos para bajar artificialmente aquellas concentraciones potencialmente peligrosas o por encima de ciertos límites. Aún estando de acuerdo con ello, el hecho de no considerar ya residuos, sino coproductos puede hacer que para ciertas industrias sea ventajoso la dilución en algún proceso de la cadena de transformación anterior, consiguiendo un efecto con los mismos resultados que tendría la dilución de residuos, pero ateniéndose a la más estricta legalidad. Se apunta que este tema es de crucial importancia y que nos lo volveremos a encontrar en el futuro con toda probabilidad.

La Dra. Herranz de la Universidad del País Vasco realizó una intervención sobre la calidad radiológica de las aguas de los balnearios. El Sr. Martín Matarranz le respondió la situación actual de la legislación vigente acerca de este tema. El Dr. Martín Sánchez amplió la información con ciertos valores de concentraciones radiactivas medidas por su grupo de trabajo en aguas de balnearios.



# LA PROTECCIÓN AL RADÓN EN NUEVOS EDIFICIOS.

**José Luí­s Mart­n Matarranz.**

*Consejo de Seguridad Nuclear*

## **1.-Introducci­on.**

Para determinar si una nueva construcci­on pudiera tener un riesgo potencial de presentar concentraciones elevadas de  $^{222}\text{Rn}$  en su interior, hay que tener en cuenta principalmente dos factores:

- El dise­no y la construcci­on del edificio.
- El terreno sobre el que se va a llevar a cabo la edificaci­on.

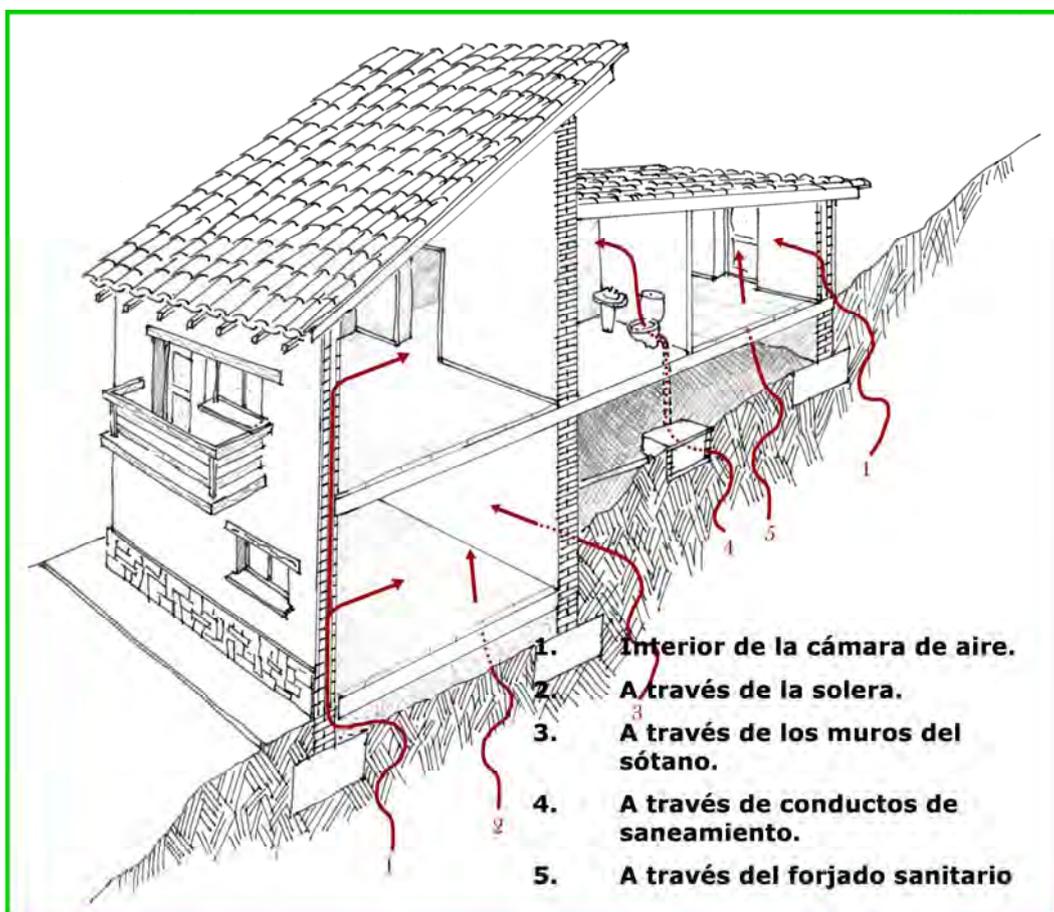
En este segundo factor el terreno, las caracter­sticas principales a las que habr­a que prestar atenci­on ser­an, la concentraci­on de  $^{222}\text{Rn}$  en el interior de dicho terreno y a su permeabilidad, que vendr­a relacionada directamente con la porosidad y la fisuraci­on.

## **2.- Dise­no y construcci­on de las edificaciones.**

Considerando que la principal fuente del rad­on que penetra en el interior de las edificaciones, proviene del terreno subyacente, se podr­ia poner como ejemplo de construcci­on dise­na­da y construida a prueba de rad­on los h­orreos, dado que ninguna de las partes susceptibles de "permitir" la entrada del rad­on en su interior est­a en contacto con el terreno. La modificaci­on posterior en algunos casos de esta construcci­on, para otros usos que los inicialmente previstos, mediante el cerramiento de su parte inferior y la alteraci­on de las condiciones de ventilaci­on de su parte superior, hacen que la situaci­on ideal inicial de protecci­on al rad­on se altere.

Existen en nuestras poblaciones viviendas y edificaciones construidas que tienen un riesgo alto de presentar concentraciones elevadas de rad­on en su interior debido a la forma en que han sido dise­na­das y construidas., son aquellas viviendas y lugares de trabajo localizados en s­otanos de edificios y las edificaciones construidas directamente sobre el terreno o con alguna de sus dependencias localizada bajo rasante, aspecto este ­ultimo bastante com­un en las viviendas unifamiliares que se construyen actualmente.

En la figura 1 se presentan las v­as principales de entrada de rad­on en las construcciones.



**Fig.1-** Principales vías de entrada de  $^{222}\text{Rn}$  en los edificios.

### 2.1.- Medidas de protección.

Existen una serie de medidas de protección que incorporadas a las edificaciones durante su construcción, previenen y reducen la entrada de  $^{222}\text{Rn}$  desde el terreno. Las dos medidas principales son: la colocación de membranas y la utilización de sistemas de extracción.

Las membranas colocadas en continuidad en todos los elementos que estén en contacto con el terreno, como son soleras, forjados sanitarios y muros de sótano, cortan el flujo de aire que desde el subsuelo penetra en la edificación, por diferencias de presión principalmente. Las membranas situadas directamente sobre el terreno previenen también de la presencia de humedad en los edificios.

Estas membranas pueden colocarse también sobre la solera en el interior de las edificaciones generalmente como parte de una serie de actuaciones de remedio en viviendas ya construidas, esta actuación se suele realizar conjuntamente con el sellado de grietas existentes en la solera y en las uniones entre ésta y la pared. Las membranas están construidas de distintos materiales o de mezcla de varios, como son los polietilenos de baja y alta densidad solos o con refuerzos de malla, con hojas de aluminio etc, multicapas asfálticas, caucho EPDM, poliestirenos, etc. etc. Es importante que la membranas no se dañen durante su instalación, por lo que adicionalmente a una serie de requisitos que deben de cumplir de resistencia al desgarro, al punzonamiento y a la tracción así como al mantenimiento de la flexibilidad en un amplio margen de temperaturas, requieren que en su instalación, se cuiden al máximo aquellas zonas de la edificación mas problemáticas como son juntas, solapes, uniones y demás puntos donde pueda existir riesgo de pérdida de integridad de la barrera a corto o largo plazo.

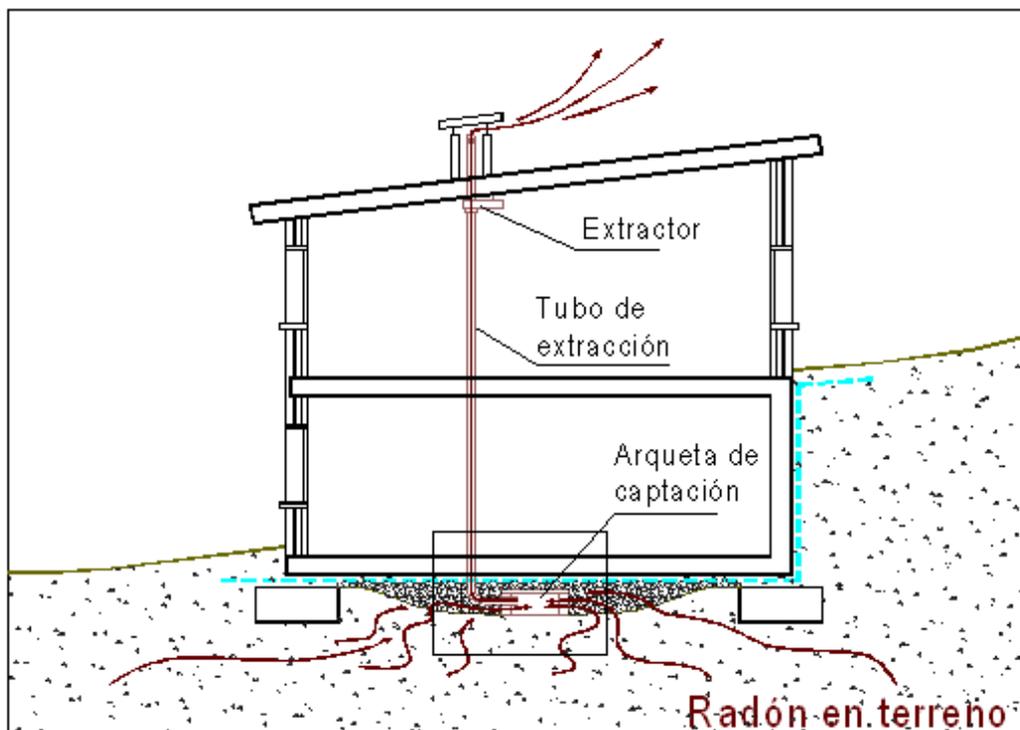
Los sistemas de extracción son generalmente muy efectivos a la hora de reducir los niveles de radón en el interior de las edificaciones. Existen dos tipos de actuación de dichos sistemas de forma activa y de forma pasiva. Los sistemas activos utilizan un aparato extractor, mientras que en los pasivos, el movimiento del aire entre la parte inferior y superior del sistema, se produce por la acción del viento y el denominado “efecto chimenea”, generado por la diferencia de temperatura del aire interior y exterior. Estos sistemas evitan que el gas existente en el terreno, penetre en el interior de la vivienda. También pueden extraer el gas acumulado en los forjados sanitarios y en las plantas bajas y sótanos.

Durante el desarrollo del proyecto subvencionado por el CSN y llevado a cabo por el Instituto Eduardo Torroja de Ciencias de la Construcción (IETcc) y la Cátedra de Física Médica de la Universidad de Cantabria, con la colaboración de ENUSA, titulado *“Estudio de la viabilidad y efectividad de las acciones de remedio ante la presencia de gas radón en edificios existentes”*, se ensayaron los sistemas indicados. El objetivo general del proyecto, era el estudio del comportamiento del  $^{222}\text{Rn}$  en el interior de un módulo construido al efecto y de la viabilidad y efectividad de diferentes acciones de remedio aplicables, con objeto de reducir su concentración a valores aceptables desde el punto de vista de la protección radiológica.

Mediante la extracción forzada (56 W) con arqueta central, se obtuvieron reducciones de las concentraciones de radón del 99% en el sótano y del 96% en la planta superior del módulo. La extracción natural produjo unos resultados aceptables, no obstante la efectividad de este sistema, depende fuertemente de las condiciones meteorológicas existentes en cada momento.

La colocación de una barrera contra la entrada de  $^{222}\text{Rn}$ , se llevó a cabo mediante la proyección de poliuretano en el espacio del sótano, a toda la superficie interior de los muros y de la solera que estaba en contacto con el terreno. La concentración se redujo en un 96% en el sótano y un 93 % en la planta.

La Comisión Internacional de Protección Radiológica en su publicación nº 65, recomienda que las nuevas construcciones sean diseñadas y construidas de manera que una vez finalizadas, las concentraciones de  $^{222}\text{Rn}$  en su interior, se mantengan tan bajas como sea posible y que se considere la posibilidad de incorporar fácilmente técnicas para poder reducir las concentraciones por debajo del nivel de acción establecido, en el caso de que la construcción inicial falle. Este aspecto de incorporar medidas de protección preventivas en las nuevas edificaciones, lo aconseja la Unión Europea a sus estados miembros mediante la Recomendación 90/145/Euratom sobre la protección del público contra la exposición al radón en interiores.



**Fig.2.-Barrera bajo solera y sistema de extracción**

### **3.-Características del terreno de edificación.**

Que una edificación pueda tener elevadas concentraciones de  $^{222}\text{Rn}$  en su interior, no únicamente depende del tipo de construcción, si no de las características específicas del terreno donde se va a construir. Los dos factores del terreno que influyen en la mayor o menor posibilidad de que el gas penetre

en el edificio, son la concentración de  $^{222}\text{Rn}$  en el interior del terreno y su permeabilidad. A la hora de evaluar el riesgo potencial de un terreno es fundamental conocer los correspondientes valores de ambos factores.

Con objeto de incluir dentro del Código Técnico de la Edificación (CTE) que se estaba elaborando en aquel momento, (año 2002) y en los requisitos relativos a la habitabilidad de las edificaciones, un apartado relativo a la protección al radón, análogo a los ya existentes en los códigos de edificación de otros países, se creó un grupo de trabajo formado por personal del Instituto Eduardo Torroja de Ciencias de la Construcción (IETcc), y el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN).

Entre los temas desarrollados dentro del grupo de trabajo, se llevó a cabo una clasificación del territorio peninsular, en cuanto a la potencialidad de exposición al radón en el interior de las edificaciones. Esta clasificación se realizó en dos niveles, uno específico del terreno de la zona de edificación, y uno general la clasificación del territorio peninsular

Otros temas desarrollados y adicionalmente a una serie de soluciones constructivas a incorporar en los nuevos edificios, fueron, el contenido del apartado genérico de protección al radón, un valor de concentración de radón nivel de diseño para las nuevas construcciones, y dos protocolos uno de medida de la concentración de radón en el interior del terreno y otro para comprobar las concentraciones de este isótopo en las viviendas construidas. Los temas indicados formaron parte de un documento recopilatorio titulado "*Protección al radón en edificios de nueva construcción en el ámbito del Código Técnico de la Edificación (CTE)*". que fue apreciado favorablemente por el Pleno del CSN el 5 de febrero de 2003.

### **3.1.- Clasificación específica.**

Para la clasificación específica de las correspondientes zonas de edificación, se consideraron los dos factores indicados previamente, la concentración de  $^{222}\text{Rn}$  existente en el terreno subyacente y la permeabilidad. Se tuvo en cuenta el criterio desarrollado por la República Checa para clasificar las correspondientes zonas de edificación. Tabla nº 1.

Esta metodología se aplicó a la hora de clasificar el terreno del módulo experimental del proyecto indicado anteriormente. El terreno se clasificó de riesgo alto, con un valor medio de la permeabilidad de  $10^{-12}\text{m}^2$  y un valor medio de concentración de  $^{222}\text{Rn}$  a 1 m de profundidad de  $250.000\text{ Bq/m}^2$ .

Este criterio de clasificación, es el que hay que considerar a la hora de edificar ya que se tienen datos específicos de la zona, más fidedignos para decidir sobre las medidas de protección a introducir en las nuevas edificaciones

**Tabla nº 1 Clasificación específica de la zona de edificación.**

EXPOSICIÓN POTENCIAL AL $^{222}\text{Rn}$		CONCENTRACIÓN DE $^{222}\text{Rn}$ EN EL TERRENO Bq/m <sup>3</sup>		
		Permeabilidad Baja < $4.10^{-13}$ m <sup>2</sup>	Permeabilidad Media $4.10^{-13}$ - $4.10^{-12}$ m <sup>2</sup>	Permeabilidad Alta > $4.10^{-12}$ m <sup>2</sup>
BAJA	0	< 30.000	<20.000	<10.000
MEDIA	1	30.000-100.000	20.000-70.000	10.000-30.000
ALTA	2	> 100.000	>70.000	>30.000

### 3.2.- Clasificación general.

Para la clasificación de la península en zonas de riesgo, se consideraron las características geológicas de las distintas regiones, 1.500.000 valores de niveles de radiación gamma terrestre obtenidos hasta ese momento en el proyecto Marna, datos de concentraciones de  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{232}\text{Th}$  en suelos representativos de todo el país y la contribución de los diferentes radionucleidos al campo de radiación. A partir de esa información se estimaron las potenciales tasas de exhalación y las concentraciones medias anuales que podrían existir en el interior de una vivienda tipo, considerando unas condiciones standard de la vivienda y del terreno subyacente.

La península se dividió en tres tipos de regiones de distinta categoría de riesgo potencial de aparición de concentraciones de radón en el interior de los edificios.

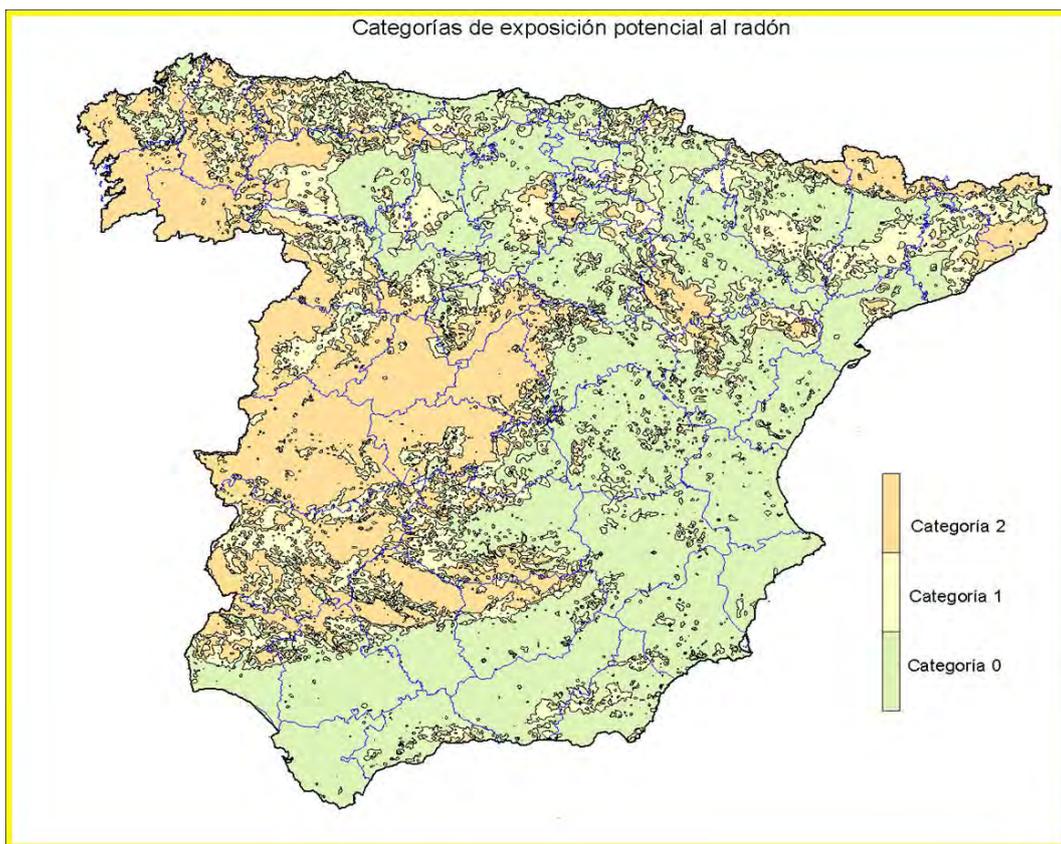
Categoría 0. Riesgo bajo, Categoría 1. Riesgo medio y Categoría 2. Riesgo alto.

Los valores obtenidos hasta el momento de las medidas realizadas en unas 5.000 viviendas del país se compararon de acuerdo a la clasificación realizada y se observó que el mayor número de viviendas con valores elevados (mayor porcentaje con valores superiores a 200 Bq/m<sup>3</sup>) se había obtenido en las zonas clasificadas como categoría 2, riesgo alto.

Posteriormente y mediante un proyecto subvencionado por el CSN titulado “Evaluación de niveles de radón en zonas de diferentes tasas de exposición a la

*radiación gamma*” y realizado por la Cátedra de Física Médica de la Universidad de Cantabria con la colaboración del CIEMAT, en tres zonas de Galicia con niveles de radiación gamma terrestre  $<10 \mu\text{R/h}$  (zona baja), entre  $10 -15 \mu\text{R/h}$  (zona media) y  $> 15 \mu\text{R/h}$  (zona alta), donde se midió radón en un total de 73 poblaciones, se encontró que el mayor número de viviendas con valores elevados se obtuvo en la zona considerada de nivel de radiación alto y situada en el entorno de la población de Pontearreas (Pontevedra), donde un 68,5% de las viviendas tuvieron valores superiores a  $200 \text{Bq/m}^3$ . frente al 7,6% que se obtuvo en la zona de nivel de radiación bajo, localizada en el entorno de la población de Villalba (Lugo)

Una conclusión que se destacó en las conclusiones del proyecto es que aquellas zonas en que la tasa de exposición a la radiación gamma terrestre sea superior a  $10 \mu\text{R/h}$  deberían ser consideradas a priori zonas de riesgo potencial, con el fin de llevar a cabo en dichas zonas estudios mas específicos que permitan evaluar de forma mas precisa los niveles de radón presentes en el interior de las viviendas.



**Fig. 3.-** Categorías de exposición potencial al  $^{222}\text{Rn}$

Estos mapas generales, hay que considerarlos como meramente predictivos y nos indican donde se podrían encontrar valores mas o menos elevados de  $^{222}\text{Rn}$  en el interior de los edificios y donde a priori se podría necesitar introducir medidas de protección en las viviendas a la hora de construir, aspecto que se necesitaría confirmar mediante el estudio específico de la zona de edificación.

#### **4.- El Código Técnico de la Edificación (CTE).**

El Código Técnico de la Edificación (CTE), es el nuevo marco normativo que identifica, ordena y completa la reglamentación técnica existente y establece las exigencias que deben cumplir los edificios, en relación con los requisitos básicos de seguridad y habitabilidad establecidos en la Ley 38/1999 de Ordenación de la Edificación (LOE). El CTE fue aprobado el 17 de marzo de 2006, mediante el Real Decreto 314/2006, sin incluir el correspondiente apartado relativo a la protección contra el  $^{222}\text{Rn}$

Dentro de los requisitos de habitabilidad y como se ha indicado anteriormente, se consideró la introducción de un apartado relativo a la protección al  $^{222}\text{Rn}$  y sus descendientes en el interior de las edificaciones, en forma análoga a los ya existentes en otros países. El párrafo propuesto para ser incluido en el CTE fue el siguiente “*El diseño y la construcción del edificio se llevarán a cabo de manera que se asegure que los ocupantes no estén expuestos a unas concentraciones de radón que pudieran implicar un riesgo para la salud*”

Como valor límite objetivo de diseño de concentración de  $^{222}\text{Rn}$ , se propuso el indicado por la Comisión en su Recomendación. 90/143/Euratom. de  $200 \text{ Bq/m}^3$ , indicando que este valor no debería rebasarse en las dependencias habitadas y que se debería intentar conseguir unas concentraciones tan bajas como fuera posible alcanzar. Este mismo valor ha sido el incluido para nuevas viviendas y edificios dentro de la propuesta de criterios de protección radiológica a la radiación natural aprobada por el Pleno del CSN el 31 de octubre de 2007.

#### **Bibliografía.**

1. Estudio de la viabilidad y efectividad de las acciones de remedio ante la presencia de gas radón en edificios existentes. Informe final. Instituto de Ciencias de la Construcción Eduardo Torroja- Universidad de Cantabria. Julio 2007.
2. ICRP publication 65: Protection against Radon-222 at home and at work. 1993.
3. Recomendación de la Comisión de 21 de febrero de 1990. relativa a la protección de la población contra los peligros de una exposición al radón en el interior de los edificios. 90/143/Euratom.

4. I. Barnet., Radon risk mapping and geological aspects. Training course on radon risk and remedial actions . Commission of European Community. Swedish Radiation Protection Institute. SSI. Stockholm. September 1995.
5. Protección al radón en edificios de nueva construcción en el ámbito del Código Técnico de la Edificación (CTE). Consejo de Seguridad Nuclear. Enero de 2003.
6. Evaluación de niveles de radón en edificios en zonas de diferentes tasas de exposición a la radiación gamma. Cátedra de Física Médica- Universidad de Cantabria. Octubre 2005.
7. Real Decreto 314/2006, de 17 de marzo por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación (BOE núm 74 .28 de marzo de 2006).
8. Ley 38/1999 de 5 de noviembre. Ordenación de la Edificación. (BOE núm 266 de 6 de noviembre de 1999).



# **ESTUDIOS SOBRE LA CALIDAD METROLÓGICA DEL RADÓN EN AIRE**

**Arturo Vargas** (arturo.vargas@upc.edu)

*Instituto de Técnicas Energéticas – Universidad Politécnica de Catalunya*

*Avda. Diagonal, 647, 08028 Barcelona*

## **1. Introducción**

El capítulo único del Título VII, del Reglamento sobre protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes (B.O.E. 26/07/2001) se refiere a las exposiciones de fuentes naturales debidas a la inhalación de los descendientes del radón y del torón. En dicho capítulo se indica que se 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.

Para la realización de los mencionados estudios es de interés disponer de sistemas de medida que permitan llevar a cabo una correcta determinación de la exposición a concentraciones de radón y torón en distintas condiciones ambientales que puedan ocurrir en los lugares de trabajo.

La implantación de los aspectos de calidad metrológica del radón en aire se ha llevado a cabo en diversos países europeos siguiendo las recomendaciones establecidas en documentos, como el Radiation Protection 88. Por su parte en EEUU, la Environmental Protection Agency (EPA) ha publicado, entre otros, el documento "protocolos para la medida de la concentración de radón y descendientes en interiores".

En este contexto, el CSN, mediante acuerdos con el Instituto de Técnicas Energética de la Universidad Politécnica de Cataluña entre los años 2001 y 2005, ha impulsado dos proyectos que contemplaba la realización de intercomparaciones con distintos grupos metrológicos. En esta ponencia se reflejan los resultados y conclusiones que han dado lugar las dos campañas de intercomparación. Los resultados obtenidos en la primera campaña de intercomparación, con la participación de 14 sistemas de medida pasivos integradores, mostraron una fiabilidad aceptable en condiciones ambientales de referencia. En la segunda campaña se analizó la respuesta, tanto de sistemas integradores como de medida en continuo, a distintas condiciones ambientales de temperatura, humedad, concentraciones de radón y torón. En esta segunda campaña, algunos detectores mostraron una respuesta que conduce a errores cuando las condiciones de exposición son distintas a las de referencia.

## **2. La cámara de radón**

La cámara de radón del INTE consiste básicamente en un recinto de unos 20 m<sup>3</sup> con un elevado grado de hermeticidad. Cuenta con equipos necesarios para controlar los niveles de concentración de radón, temperatura y humedad relativa. Así mismo, la cámara está dotada de sistemas de medida para el control de la concentración y tamaño de las partículas de aerosol, y equipos para la medida de la concentración de los descendientes del radón.

La determinación de la concentración de radón en la cámara se realiza mediante el uso de dos sistemas de medida en continuo trazados al Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) por vías independientes.

En la primera vía, la determinación de la concentración de radón en la cámara se realiza mediante el análisis de los espectros obtenidos por el monitor ATMOS 12 DPX del INTE calibrado en el PTB. La incertidumbre combinada de las distintas contribuciones para el cálculo de la concentración de radón es del 5 %, a la que se añade una contribución del 5 % debido a la posible heterogeneidad de la concentración en la cámara. Así, la incertidumbre expandida ( $k=2$ ) en la medida de la concentración de radón en la cámara es de aproximadamente un 14 %.

La segunda vía de trazabilidad consiste en la calibración de un sistema de medida desarrollado en el INTE, basado en la deposición electrostática de los iones de Po-218 en un detector de semiconductor, mediante un dispositivo que permite el transvase de actividades de radón al interior del citado sistema de medida. Las actividades de radón que se transfieren son conocidas y trazadas también al PTB. Este segundo método permite alcanzar una trazabilidad de primer orden, mientras que el sistema basado en la intercomparación se considera de segundo orden. La incertidumbre total que se obtiene con esta técnica es inferior al 5 % ( $k=2$ ) a la que se debe añadir la posible heterogeneidad de la concentración en el interior de la cámara.

Durante el ejercicio 2001-2002 el INTE participó en la segunda comparación interlaboratorios europeos con otros ocho grupos cuyas cámaras de radón son de referencia en sus respectivos países. En el ejercicio 2003-2004 se llevó a cabo la tercera intercomparación con la participación del INTE y de otros 11 grupos europeos. Esta tercera campaña se ha incluido en el proyecto Euromet número 657.

## **3. Logística**

Se han llevado a cabo dos campañas de medida. La primera, se realizó en condiciones de referencia y participaron detectores integradores de la concentración de radón. En la segunda campaña, participaron tanto sistemas integradores como de medida en continuo, y se estudió su respuesta a distintas condiciones ambientales de temperatura y humedad relativa.

### 3.1. Primera campaña

En esta campaña 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).

### 3.2. Segunda campaña

#### 3.2.1. Detectores integradores

En la tabla 1 se presentan las exposiciones que se llevaron a cabo en la cámara de radón. Además, en la exposición A se expusieron detectores extra de adsorción de carbón activo para evaluar la influencia de la variación de la concentración de radón durante el periodo de exposición.

**Tabla 1. Características de las exposiciones en la cámara de radón para los detectores integradores.**

<b>ID</b>	<b>Periodo de exposición</b>	<b>Número de medidas con el equipo patrón</b>	<b><math>C_{\text{Rn-222 refe}}</math> (<math>\text{Bq m}^{-3}</math>)</b>	<b><math>T_{\text{referencia}}</math> (<math>^{\circ}\text{C}</math>)</b>	<b><math>\text{HR}_{\text{referencia}}</math> (%)</b>
<b>A</b>	15/04/05 08:50 18/04/05 09:20	76	8267	20	45
<b>B</b>	18/04/05 15:10 21/04/05 15:30	72	8545	20	30
<b>C</b>	22/04/05 16:00 25/04/05 09:30	6	8333	10	45
<b>D</b>	25/04/05 15:55 28/04/05 15:30	71	9473	30	45
<b>E</b>	29/05/05 10:55 02/05/05 10:40	71	8932	20	80
<b>F</b>	02/05/05 13:20 05/05/05 10:45	69	9771	30	80

### 3.2.1. Monitores en continuo

En la tabla 2 se presentan las exposiciones que se llevaron a cabo en la cámara de radón. En el plan de intercomparación se tenía previsto realizar exposiciones a seis condiciones ambiental distintas. Se decidió añadir una condición ambiental de manera a disponer de tres niveles de concentración de radón. Cabe mencionar que el equipo PYLON no se expuso en las condiciones identificadas con los números B, C y E, por lo que se realizaron las exposiciones B', C' y E'.

**Tabla 2. Características de las exposiciones en la cámara de radón para los monitores en continuo.**

<b>ID</b>	<b>Periodo de exposición</b>	<b>Número de medidas equipo patrón</b>	<b><math>C_{Rn-222} \pm U</math> (k=2)</b>	<b><math>T_{referencia}</math> °C</b>	<b><math>HR_{referencia}</math> %</b>
<b>A</b>	28/11/04 13:40	44	1921 ± 216	20	45
	28/11/04 20:50				
<b>B</b>	24/11/04 10:00	33	1930 ± 216	20	30
	24/11/04 15:30				
<b>C</b>	24/11/04 21:30	72	1842 ± 214	13	45
	25/11/04 09:20				
<b>D</b>	28/11/04 21:00	90	1903 ± 215	20	80
	29/11/04 11:50				
<b>E</b>	25/11/04 22:00	66	1811 ± 214	30	45
	26/11/04 08:50				
<b>F</b>	27/11/04 12:10	46	8922 ± 423	20	45
	27/11/04 19:40				
<b>G</b>	30/11/04 08:30	45	459 ± 45	20	45
	30/11/04 15:50				
<b>B'</b>	02/12/04 20:00	81	2083 ± 218	20	30
	03/12/04 09:30				
<b>C'</b>	03/12/04 21:20	76	1823 ± 214	13	45
	04/12/04 10:00				
<b>E'</b>	03/12/04 10:10	45	1942 ± 216	30	45
	03/12/04 17:30				

## 4. Participantes

### 4.1. Primera campaña

En la campaña de intercomparación han participado 7 laboratorios con un total de 14 sistemas de medida del radón pasivos. En la tabla 3 se muestran los laboratorios y el sistema de detección utilizado.

**Tabla 3. Laboratorios participantes en la intercomparación y sistemas de medida utilizados**

<b>Laboratorio</b>	<b>Sistema de medida</b>
Laboratorio de Dosimetría Externa. CIEMAT	Electret E-perm configuración SST. Electret E-perm configuración LST
Instituto de Salud Carlos III. Ministerio de Sanidad	Carbón activado. Lectura NaI
Lab. de radiactividad Ambiental. Universidad de Oviedo	Carbón activado. Lectura NaI
Lab. de radiactividad Ambiental. Universidad de Valencia	Carbón activado. Lectura NaI
Instituto de Técnicas Energéticas. Universidad Politécnica de Catalunya	Carbón activado de diseño propio. Lectura NaI. Trazas LR-115 de 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 Trazas CR-39 SSI. Revelado químico. Trazas CR-39 NRPB. Revelado químico Trazas CR-39 Landauer. Revelado químico
Laboratorio de física de las Radiaciones. Universidad Autónoma de Barcelona	Trazas Makrofol KfK fibra de vidrio Trazas Makrofol KfK fibra de vidrio+ polietileno. Revelado electroquímico

## 4.2. Segunda campaña

### 4.2.1. Detectores integradores

En la campaña de intercomparación participaron 11 laboratorios con un total de 13 equipos clasificados en tres técnicas de medida: adsorción de radón en carbón activo, descarga de electrete, registro de trazas en material plástico tipo CR-39 y Makrofol. En la tabla 4 se muestran los laboratorios y el sistema de detección utilizado.

**Tabla 4. Laboratorios participantes en la intercomparación y sistema de medida utilizado.**

<b>Laboratorio</b>	<b>Sistema de medida</b>
Instituto de Salud Carlos III. Ministerio de Sanidad	Canister de carbón activo tipo EPA.
Lab. de Radiactividad Ambiental. Universidad de Oviedo	Canister de carbón activo tipo EPA.
Lab. de Radiactividad Ambiental. Universidad de Valencia	Canister de carbón activo tipo EPA
Lab. de Análisis de Radiaciones. Universidad de Santiago	Canister de carbón activo tipo EPA
Instituto de Técnicas Energéticas. Universidad Politécnica de Catalunya	Electrete E-perm configuración SST (torón) Electrete E-perm configuración SLT (radón)
Cátedra de Física Médica. Universidad de Cantabria	Trazas CR-39 Radosys. (radón y torón) Trazas CR-39 Landauer. (radón)
Laboratorio de Física de las Radiaciones. Universidad Autónoma de Barcelona	Trazas Makrofol KfK FN fibra de vidrio (torón) Trazas Makrofol KfK FN fibra de vidrio+ polietileno.(radón)
Laboratorio de Física Médica y Radiactividad Ambiental. Universidad de La Laguna	Trazas Makrofol (radón)
Area Medicina Preventiva y Salud Pública. Universidad Santiago de Compostela.	Trazas CR-39. Radosys RSFS (radón)
National Institute of Radiological Sciences (Japón)	Trazas CR-39. Radopot (radón+torón) Trazas CR-39. Radouet (radón+torón)
Physics Department. University College Dublin (Irlanda)	Trazas CR-39. NRPB (torón)

#### 4.2.2. Monitores en continuo

En la campaña de intercomparación participaron 8 laboratorios con un total de 9 monitores clasificados en tres técnicas de medida. En la tabla 5 se muestran los laboratorios y el monitor de medida en continuo.

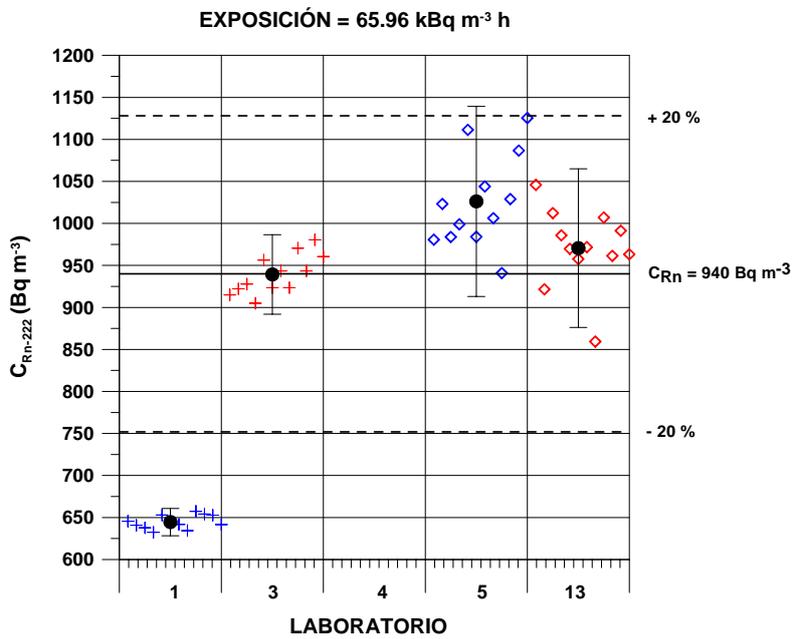
**Tabla 5. Laboratorios participantes en la intercomparación y monitor utilizado.**

<b>Laboratorio</b>	<b>Sistema y Equipo de medida</b>
Servicio de Protección Radiológica. CIEMAT	Cámara de ionización. Alphaguard PQ2000 Electrodeposición. SARAD EQF 3120
Servicio de Radioprotección. Instituto de Salud Carlos III.	Cámara de ionización. Alphaguard PQ2000
Centro Nacional de condiciones de trabajo de Barcelona. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene.	Cámara de ionización. Alphaguard PQ2000
Laboratorio de Radiactividad Ambiental. Universidad de Málaga	Cámara de ionización. Alphaguard PQ2000
Instituto de Técnicas Energéticas. Universidad Politécnica de Catalunya	Cámara de ionización. ATMOS 12 DPX
Laboratorio de Física Médica. Universidad de Cantabria.	Electrodeposición. SARAD RTM 1200
Grupo de física de las Radiaciones. Universidad Autónoma de Barcelona	Centelleo. PRASSI 5S
Laboratorio de Salud Pública. Universidad Santiago de Compostela	Centelleo. PYLON AB-5/300A

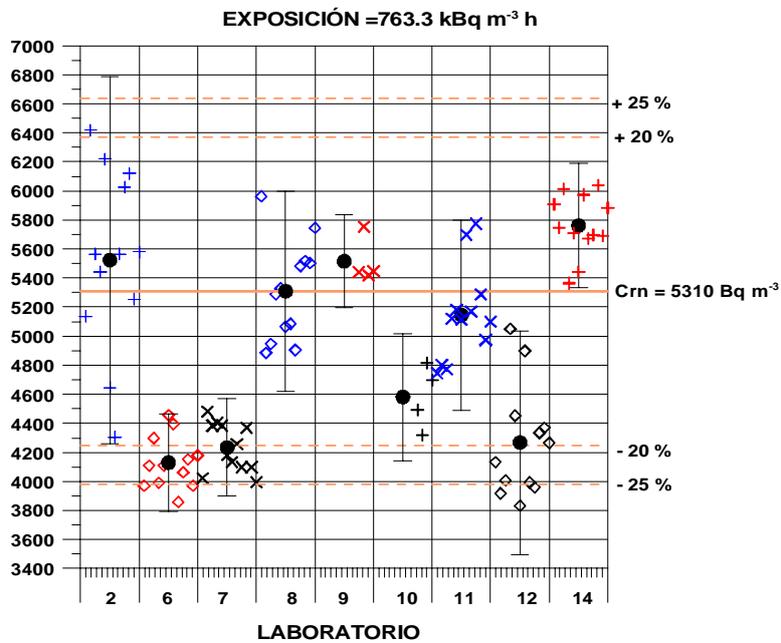
## 5. Resultados

### 5.1. Primera campaña

Las figuras 1 y 2 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. El sistema de medida identificado con el número 4, perteneciente a la exposición de bajo nivel, no entregó los resultados debido a un error en la geometría de la colocación de los detectores en el sistema de lectura



**Fig. 1. Resultados de cada detector, valor medio e incertidumbre (k=2) en la exposición de bajo nivel.**



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

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 debió como consecuencia del cambio del tipo de carbón activo suministrado por el fabricante sin que fuera comunicado. Los grupos 6, 7 y 12 también muestran valores que sería aconsejable la modificación de su factor de calibración. El sistema 2 sería deseable que realizara una mejora en el proceso debido a su elevada dispersión. La misma observación puede realizarse para el sistema 12.

## 5.2. Segunda campaña

### 5.2.1. Detectores integradores

Se define el factor de calibración (FC) como el valor por el que debe multiplicarse la concentración medida por el detector para obtener la misma que la determinada por el equipo patrón. Así, el factor de calibración se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$FC = \frac{C_{ref}}{C_{eq}}$$

donde:

$C_{ref}$  es la concentración media estimada en el equipo patrón.

$C_{eq}$  es la concentración media estimada en el equipo menos el valor de tránsito.

En la tabla 6 se muestra el valor del factor de calibración para cada una de las condiciones ambientales.

### 5.2.2. Influencia de las variaciones temporales de la concentración de radón

Para estudiar la influencia que tiene la variación temporal de la concentración de radón durante el periodo de exposición sobre los detectores de carbón activo, éstos se expusieron a unas condiciones en las que generó un cambio brusco de la concentración de radón a mitad del periodo. Los resultados obtenidos por los distintos grupos se muestran en la tabla 7 donde se aprecia claramente que dichos detectores no realizan una integración correcta de la medida.

**Tabla 6. Resultado del factor de calibración para los distintos equipos y exposiciones en la cámara de radón.**

Equipo	Identificación exposición					
	A (20°C 40 %)	B (20°C 30 %)	C (10°C 45 %)	D (30°C 45 %)	E (20°C 80 %)	F (30°C 80 %)
1	0.89	0.79	0.96	0.90	1.02	1.03
3	0.93	0.98	0.94	0.97	0.95	1.13
4	1.12	1.02	1.04	1.19	0.92	1.23
5	0.98	0.83	0.77	1.55	0.97	1.79
6	1.00	1.07	1.10	1.15	1.23	1.20
7	0.70	( <sup>1</sup> )	( <sup>1</sup> )	( <sup>1</sup> )	1.04	( <sup>1</sup> )
8	0.97	0.94	0.75	1.32	( <sup>2</sup> )	( <sup>2</sup> )
9	1.72	2.03( <sup>3</sup> )	1.64	1.68	1.67	1.68
10	0.92	0.87	0.74	1.22	0.86( <sup>2</sup> )	1.51( <sup>2</sup> )
11	1.01	0.98	0.98	1.03	1.02	1.02
12	1.41	1.47	1.50	1.66	1.95	2.37
13	0.86	0.88	0.83	0.92	0.95	1.01

(<sup>1</sup>) El laboratorio 7 sólo participó en las exposiciones 1 y 5.

(<sup>2</sup>) Los laboratorios 8 y 10 indicaron en sus resultados que por las características de las exposiciones 5 y 6, los equipos estaban fuera del rango de funcionamiento correcto. El laboratorio 10 realiza una extrapolación para obtener los valores de concentración.

(<sup>3</sup>) Por motivos propios al LER sólo se pudo exponer un detector de este laboratorio en la exposición identificada con el número 2.

**Tabla 7. Resultado la concentración de radón para los distintos grupos que utilizan el sistema de adsorción de radón en carbón activo al variar la concentración de referencia a mitad del periodo de exposición.**

Periodo de exposición	Concentración en el periodo (Bq m <sup>-3</sup> )	C <sub>ref</sub> media (Bq m <sup>-3</sup> )	Concentración equipo (Bq m <sup>-3</sup> )		
			5	8	10
0 – 1.5 días	8249	8267	8448	8482	8817
1.5 – 3 días	8285				
0 – 1.5 días	10	4193	7338	7380	7353
1.5 – 3 días	8285				
0 – 1.5 días	8249	4130	838	705	1461
1.5 – 3 días	10				

### 5.2.3. Monitores en continuo

En la tabla 8 se muestra el valor del factor de calibración para cada una de las condiciones ambientales.

Exposición	Equipo								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>A</b>	0.96	0.98	1.17	0.86	0.95	1.27	0.98	1.36	1.00
	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.11	0.11	0.13	0.10	0.11	0.16	0.11	0.19	0.11
<b>B y B'</b>	0.94	0.93	1.21	0.88	0.90	1.19	0.93	1.81	0.99
	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.11	0.11	0.13	0.10	0.10	0.15	0.11	0.25	0.11
<b>C y C'</b>	0.93	0.94	1.20	0.88	0.93	1.15	0.94	1.84	0.97
	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.11	0.11	0.14	0.11	0.11	0.14	0.11	0.24	0.11
<b>D</b>	0.99	1.00	1.15	0.88	0.98	1.65	0.99	1.01	1.00
	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.11	0.12	0.13	0.10	0.11	0.21	0.11	0.14	0.11
<b>E y E'</b>	0.98	0.99	1.17	0.86	0.97	2.53	0.98	1.13	0.98
	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.12	0.11	0.13	0.11	0.12	0.34	0.12	0.16	0.12
<b>F</b>	0.95	0.95	1.16	0.87	0.93	1.35	1.01	1.34	0.98
	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.10	0.10	0.13	0.10	0.10	0.15	0.10	0.10	0.11
<b>G</b>	1.01	1.01	1.17	0.89	0.97	1.59	0.98	1.60	1.07
	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.11	0.11	0.12	0.10	0.10	0.23	0.10	0.29	0.11

**Tabla 8. Resultado del factor de calibración para los distintos monitores y exposiciones en la cámara de radón. La incertidumbre asociada se ha estimado para k=2.**

## 6. Conclusiones

- a. Actualmente en España se dispone de una cámara de radón de gran volumen y otra de torón trazadas al PTB, con capacidad para la realización de calibraciones de sistemas de medida de la concentración de radón y torón, tanto activos como pasivos.
- b. Los resultados obtenidos en la primera campaña de intercomparación, con la participación de 14 sistemas de medida pasivos, mostró una fiabilidad aceptable.
- c. Los resultados de la 2ª campaña han mostrado que la mayoría de los sistemas de medida tienen una respuesta correcta a las condiciones ambientales que se presentan en lugares de trabajo.
- d. Sin embargo, la respuesta obtenida por los grupos que utilizaron sistemas basados en la deposición de Po-218 y carbón activo, mostraron errores significativos.
- e. Se recomienda la participación de los Laboratorios en una intercomparación con periodicidad bienal, de manera a mantener los niveles de fiabilidad.

## 7. Referencias

Se relacionan a continuación algunas publicaciones de interés para ampliar el tema expuesto en la ponencia.

- Vargas, A. y Ortega, X. "Calidad metrológica y dosimetría del radón". Editor Consejo de Seguridad Nuclear. Ref.: DID-12.04. 2004.
- Vargas A., Ortega X., Martín Matarranz J.L. "Traceability of radon-222 activity concentration in the radon chamber at the technical university of Catalonia (Spain)". Nuclear Inst. and Methods in Physics Research A, 526/3 (2004) 501-509.
- Vargas, A. and Ortega, X. "Influence of environmental changes on continuous radon monitors. Results of a spanish intercomparison exercise". Radiat Prot Dosimetry, December 2006; 121: 303 – 309.
- Vargas, A. and Ortega, X. "Influence of environmental changes on integrating radon detectors. Results of an intercomparison exercise". Radiat Prot Dosimetry, March 2007; 123: 529 – 536.
- Röttger, A. Honig, V. Schmidt, H. Buchröder, A. Rox, G. Butterweck, Ch. Schuler, F.J. Maringer, P. Jachs, R. Edelmaier, N. Michielsen, C.B. Howarth, J.C. H. Miles, A. Vargas, X. Ortega, I. Burian, T. Turtiainen and N. Hagberg. "Activity concentration—a Euromet and BIPM supplementary comparison". Applied Radiation and Isotopes, 64(10), 1102-1107, 2006.

# DÓNDE, CÓMO Y CUÁNDO MEDIR EL RADÓN

**C. Baixeras, Ll. Font**

*Grup de Física de les Radiacions, Departament de Física, Edifici Cc, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Barcelona.*

## **Introducción**

La importancia de medir el radón radica en que la contribución más importante al impacto radiológico en el hombre debido a la radiación de origen natural es producida por las emanaciones naturales de este gas (UNSCEAR, 2000). La concentración de radón en espacios abiertos es normalmente baja, debido a la difusión que experimenta el gas en la atmósfera. Sin embargo, en recintos cerrados las concentraciones pueden llegar a ser muy elevadas en función del contenido en radio del suelo, de los materiales de construcción, de la procedencia del agua utilizada, así como de los parámetros que influyen en el transporte y acumulación del radón. Una vez exhalado el gas radón del suelo, que es su principal fuente de emisión, puede infiltrarse en cualquier tipo de edificios tales como casas, escuelas y lugares de trabajo a través de fisuras, canalizaciones...

## **Medida del radón**

Hemos clasificado las distintas formas de medir el radón en el aire en sistemas pasivos, la detección se lleva a cabo por difusión del gas o por deposición de sus descendientes sólidos, y activos. Estos sistemas tienen que ser calibrados y se debe participar en intercalibraciones para controlar la calidad de la medida. Presentamos una muestra representativa, aunque limitada, de todos los sistemas que existen en el mercado.

### *Sistemas pasivos*

Hay sistemas que nos permiten hacer exposiciones de larga duración, es decir de algunos meses. Los detectores de trazas nucleares (Makrofol, CR39, LR115) son los más usados para este tipo de prueba.

La manera más rápida de comprobar la presencia de radón es utilizar detectores de corta duración, es decir, la exposición a radón es inferior a una semana. Los detectores más usados en este tipo de medida son los detectores de carbón activo ('charcoal canister') o las cámaras iónicas de electretes ('electret ion chamber') (Gervino et al., 2004). Los detectores de trazas nucleares y las cámaras iónicas de electretes dan un resultado que es proporcional a la exposición integrada a radón, independientemente del tiempo de exposición. El radón absorbido por los detectores de carbón activado se desintegra y, en parte, puede volver a pasar al aire, por ello no puede exponerse durante periodos largos de tiempo. El resultado de la medida es un promedio ponderado de la concentración de radón a la que ha estado expuesto el detector, que depende de las variaciones del nivel de radón.

### *Sistemas activos*

La medida de la concentración de radón en continuo y puntual en recintos cerrados se realiza utilizando los siguientes sistemas:

1. cámara de centelleo de ZnS, llamada celda de Lucas (PRASSI, PYLON),
2. cámara de ionización (ALPHAGUARD, ATMOS),
3. detectores de partículas alfa de semiconductor (RAD7).

Existen equipos supletorios para sistemas activos que permiten la medida de radón en el suelo y en agua. En este último caso se pueden tomar muestras de agua para analizar posteriormente en el laboratorio o realizar medidas en continuo.

La principal ventaja de los detectores de semiconductor es que pueden, por espectrometría alfa, medir simultáneamente la concentración de radón y torón. Esta propiedad les permite hacer medidas puntuales y localizar puntos de entrada de radón. Con las cámaras de ionización también se puede hacer espectrometría.

Con los monitores que miden en tiempo real en continuo se pueden observar las variaciones de los niveles de radón durante el periodo de detección. Se han detectado variaciones diurnas, estacionales, relacionadas con la ventilación y con variaciones de presión entre el suelo y las habitaciones. Por ello, los resultados de la medida de radón dependen de la duración de la exposición. En general, se admite que para estimar la concentración de radón anual las detecciones de larga duración son más precisas que las de corta duración (Miles, 2001, Robé, 2003).

### **Campañas de medida del radón**

Para poder responder a la pregunta “dónde, cómo y cuándo medir el radón” hay que tener en cuenta que el diseño de una campaña depende de la finalidad de la misma. Asimismo, la interpretación de los resultados que se obtengan dependerá del diseño. Hemos considerado tres situaciones diferentes:

1. obtención de la distribución de la concentración de radón anual,
2. identificación de zonas de alto riesgo,
3. control de la concentración de radón en lugares de trabajo.

#### *Distribución de la concentración de radón anual*

La selección de los recintos cerrados donde se hará la medida se realizará de forma aleatoria con una muestra estadísticamente significativa o aplicando un peso en función del censo de población. El tipo de dosímetro que se recomienda utilizar es detectores de trazas nucleares o electretes de sensibilidad apropiada para que sean expuestos durante periodos de tiempos largos. El lugar de medida más adecuado es donde los miembros de la casa pasan un mayor tiempo, es decir, sala y dormitorio. Cada dosímetro irá acompañado de un cuestionario donde se solicitará información sobre: el edificio, lugar de ubicación del dosímetro indicando cuando se instaló y cuando se recogió, así como tipo de ventilación o calefacción. Una buena forma de distribuir y recoger los dosímetros es a través de la administración local. En algunos países en que la población está sensibilizada al

problema del radón, la tramitación se hace por correo y son los propios habitantes de la casa los que se encargan de ubicarlos, recogerlos y rellenar el cuestionario.

Para determinar la concentración de radón anual habría que exponer los detectores durante un año. En caso de que el periodo de tiempo sea inferior hay que introducir correcciones que varían en función de la geología y de las condiciones meteorológicas locales.

En muchos casos la distribución de la concentración anual de radón se ajusta a una distribución lognormal, lo que nos permite determinar su media geométrica y desviación geométrica estándar. A partir de la distribución de logaritmos de la concentración anual de radón se puede estimar el porcentaje de viviendas que tiene un valor superior al nivel de acción. Lo que permite deducir la fracción de la población que está sometida a un riesgo elevado debido al radón. El valor del nivel de acción recomendado por la Unión Europea es de  $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  y de  $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  para viviendas de antigua y de nueva construcción respectivamente (EU, 1990).

#### *Identificar zonas de alto riesgo de radón*

Dado que la principal fuente de radón es el suelo, cuando se desea identificar zonas de alto riesgo de radón, se seleccionaran las casas teniendo en cuenta la geología, así como los niveles de radiación natural y valores de la concentración de radón en el suelo y agua de pozos y fuentes. En esta campaña tanto se pueden utilizar sistemas pasivos como activos de medida de radón, pudiendo variar el tiempo de exposición de horas a meses. Dependiendo de la complejidad de la medida la distribución de los detectores se realizará a través de la administración local, por correo o por expertos. También se adjuntará un cuestionario al dosímetro para obtener información similar a la descrita anteriormente, y se situará en dormitorio y sala situados en planta baja o sótano.

Si se dispone de una distribución de la concentración de radón estadísticamente representativa y se han identificado zonas con niveles altos de radón es posible establecer un mapa de riesgo potencial de radón validado. Los valores potenciales de radón, determinados por este procedimiento, representan la mejor estimación que se puede obtener del riesgo debido a este gas radiactivo. Los datos disponibles se pueden agrupar de distintas maneras (Miles y Appleton, 2005):

1. unidad administrativa: distrito postal, comunidad, etc.,
2. cuadrícula de distinto tamaño ( $5 \text{ km}^2$ ,  $7 \text{ km}^2$ ,  $10 \text{ km}^2 \dots$ ),
3. características geológicas.

Los mapas indican la probabilidad de tener niveles altos de radón en una zona de unas ciertas características, pero si se quiere conocer con precisión el valor en una casa determinada hay que medirlo.

#### *Concentración de radón en lugares de trabajo*

Los lugares de trabajo que son susceptibles de acumular el radón son los primeros que hay que controlar, como por ejemplo, minas, cuevas turísticas, lugares subterráneos, zonas con niveles altos de radón. Como en el caso anterior se puede

utilizar cualquier tipo de medidor, el tiempo de exposición es diferente para los distintos sistemas. La distribución la realizará personal de la propia empresa o personal especializado, también se acompañará de un cuestionario. El objetivo de estas medidas es comprobar si se supera el nivel de acción que establezca cada administración. El número de dosímetros que se colocarán dependerá de la complejidad de la empresa en cuanto a extensión y a diferentes actividades que allí se desarrollen.

Cuando el nivel de radón se obtiene con sistemas pasivos integradores se puede sobrevalorar la dosis que recibe el trabajador. En efecto, el radón tiende a acumularse en los recintos cerrados con poca ventilación y cuando se abren puertas o ventanas se observa una gran disminución de la concentración de radón en el aire. A modo de ejemplo, en un lugar de trabajo de Olot se ha observado que el rango de variación del nivel de radón medido con el PRASSI durante 16 días es [50 – 1800] Bq·m<sup>3</sup> (figura 1). En ese periodo también se obtuvo el valor medio de la concentración de radón con un detector de MAKROFOL, siendo su valor ~820 Bq·m<sup>3</sup> (Moreno et al., 2008). Sin embargo si se tiene en cuenta el tiempo real en que el trabajador estuvo en ese lugar el valor medio es de ~360 Bq·m<sup>3</sup> inferior a 400 Bq·m<sup>3</sup>, valor que en algunos países europeos consideran el nivel de acción para lugares de trabajo.

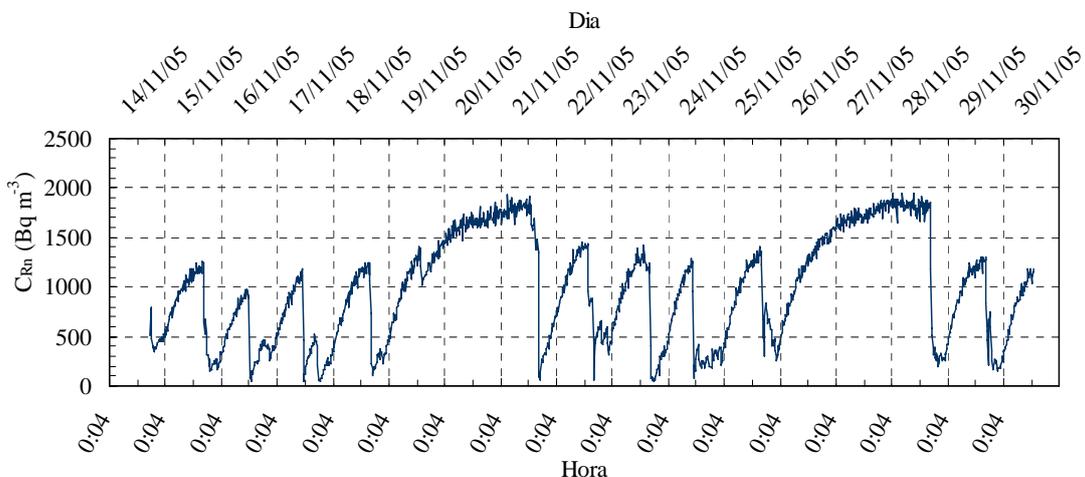


Figura 1. Influencia de la ventilación en las variaciones de la concentración de radón en un lugar de trabajo de Olot.

Además, no hay que olvidar que la entrada y acumulación de radón en recintos cerrados es un proceso complejo, por lo que se puede encontrar niveles altos de radón en cualquier zona. Esto implica que si se sospecha que pudiera haber un riesgo de radón en un lugar de trabajo aunque no pertenezca a las categorías antes citadas hay que hacer una medida para descartar valores elevados.

## **Conclusiones**

La finalidad de la medida de la concentración de radón determina el diseño de la campaña.

Un mapa de riesgo potencial de radón validado es la mejor estimación posible de los niveles de radón.

La estimación de la dosis que reciben los trabajadores no es simple, por lo menos habría que conocer las variaciones temporales de la concentración de radón y el tiempo que cada trabajador está en el recinto cerrado.

## **Bibliografía**

EU. Commission Recommendation 90/143/EURATOM of 21 February 1990 on the Protection of the Public against Indoor Exposure to Radon. Official Journal of the European Communities no. L 80/26 (27.3.90).

C.J. Groves-Kirkby, A.R. Denman, R.G.M. Crockett, P.S. Phillips, A.C. Woolridge, G.K. Gillmore, 2006. Time-integrating radon gas measurements in domestic premises: comparison of short-, medium- and long-term exposures J. Environ. Rad. 86, 92-109

G. Gervino, R. Bonetti, C. Cigolini, C. Marino, P. Prati, L. Pruiti, 2004. Environmental radon monitoring: comparing drawbacks and performances of charcoal canisters, alpha-track and E-PERM detectors. Nucl. Instrum. Meth. A 518, 452-455.

J. C. H. Miles, 2001. Temporal variation of radon levels in houses and implications for radon measurement strategies. Radiat. Prot. Dosim. 93, 369-375.

M.-C. Robé, 2003. Étude et traitement des situations impliquant du radon. Contrôle 153, 27-37.

J. C. H. Miles, J. D. Appleton, 2005. Mapping variation in radon potential both between and within geological units. J. Radiol. Prot. 25, 257-276.

V. Moreno, C. Baixeras, Ll. Font, J. Bach, 2008. Indoor radon levels and their dynamics in relation with the geological characteristics of La Garrotxa, Spain. Radiat. Meas.

United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 2000 Report.

## **EL TORIO EN LA INDUSTRIA NO NUCLEAR ESPAÑOLA**

Alberto Carrión Sanjuán<sup>(1)</sup>, Margarita Herranz Soler<sup>(2)</sup>, Raquel Idoeta Herrandonea<sup>(2)</sup>, Fernando Legarda Ibáñez<sup>(2)</sup>, Rafael Núñez-Lagos Roglá<sup>(1)</sup>, Carmen Pérez Marín<sup>(1)</sup>, María Savirón Sánchez<sup>(1)</sup>

*(1) Universidad de Zaragoza, Laboratorio de Bajas Actividades, Facultad de Ciencias, C/ Pedro Cerbuna 12, E-50.009 Zaragoza*

*(2) Universidad del País Vasco, Laboratorio de Medidas de Baja Actividad, Departamento de Ingeniería Nuclear y Mecánica de Fluidos. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Bilbao. Alameda Urquijo s/n E-48.013 Bilbao*

### **1.- Introducción**

El presente trabajo es un breve resumen basado en una extensa investigación realizada para el Consejo de Seguridad Nuclear dentro de su Programa de Evaluación del riesgo asociado a las aplicaciones no nucleares de los Materiales NORM utilizados en la industria, por una colaboración entre el Laboratorio de Medidas de Baja Actividad de la Universidad del País Vasco y el Laboratorio de Bajas Actividades de la Universidad de Zaragoza.

Siguiendo las recomendaciones de la Comisión Europea en su European Commission Reports Radiation Protection 95 and Radiation Protection 107 y de los Estados Unidos en su United States Nuclear Regulatory Commission NUREG-1717, hemos estudiado en el mercado español los siguientes usos industriales de materiales toriados:

- 1.- Mantas o rejillas incandescentes para lámparas de gas
- 2.- Electrodo de soldadura
- 3.- Sistemas de iluminación
- 4.- Tubos de vacío
- 5.- Tubos de Rayos X
- 6.- Lentes ópticas
- 7.- Crisoles para muy alta temperatura

El resultado más sobresaliente que hemos encontrado es que una mayoría de fabricantes ha remplazado el Torio por otros elementos no radiactivos como Ytrio, Lantano o Cerio. No obstante todavía hay aplicaciones industriales que lo utilizan por ser muy difícil de reemplazar y esencialmente son aquellas en que se requiere una temperatura de trabajo muy elevada o una gran emisividad de electrones.

Hoy día se utiliza fundamentalmente en:

- 1.- Electrodo de soldadura (para soldadura TIG)

2.- Iluminación (Lámparas de descarga de alta intensidad)

3.- Tubos de vacío (Magnetrones para hornos microondas)

## 2.- Características generales del torio

El elemento químico número 90 fue descubierto por Berzelius en 1.828, su nombre se debe al Dios escandinavo Thor. Sus características más sobresalientes son las especificadas en la tabla 2.1.

Tabla 2.1.- Características más importantes del torio

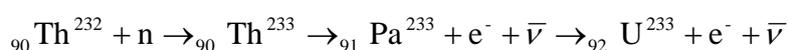
Peso atómico	232,0381	Gravedad específica	11,72
Número atómico Z	90	Abundancia	100% s
Número másico A	232	Abundancia en corteza terrestres	Similar al Pb 3 veces la del U
Punto de fusión	1.750°C	Periodo T <sub>1/2</sub>	1,4x10 <sup>10</sup> años
Punto de ebullición	4.788°C	Actividad específica	4.075Bq/g

El torio origina una familia radiactiva formada por 12 elementos conectados a través de 5 desintegraciones alfa y 7 betas cuyos periodos pueden verse en la tabla 2.2. Entre sus descendientes se encuentra el  ${}_{90}\text{Th}^{228}$  que se extrae junto al  ${}_{90}\text{Th}^{232}$  tanto cuando se trata el mineral original como en las separaciones químicas en el laboratorio al preparar las muestras. Exceptuando el periodo del  ${}_{90}\text{Th}^{232}$ , el resto de radioisótopos tiene periodos cortos, el más largo es del  ${}_{88}\text{Ra}^{228}$ , 5,750 años, el más corto 0,3  $\mu\text{s}$  del  ${}_{84}\text{Po}^{212}$  por lo que el equilibrio se restablece en relativamente pocos años. La familia tiene una ramificación en el  ${}_{83}\text{Bi}^{212}$  que se desintegra el 64% de las veces en  ${}_{84}\text{Po}^{212}$  y el 36% en  ${}_{81}\text{Tl}^{208}$ .

Tabla 2.2.- Familia radiactiva del  ${}_{90}\text{Th}^{232}$ .

Rama Principal				Rama Secundaria	
Isótopo	Periodo	Isótopo	Periodo	Isótopo	Periodo
${}_{90}\text{Th}^{232}$	1,405x10 <sup>10</sup> a	${}_{86}\text{Rn}^{220}$	55,6s		
${}_{88}\text{Ra}^{228}$	5,470 a	${}_{84}\text{Po}^{216}$	0,145s		
${}_{89}\text{Ac}^{228}$	6,130h	${}_{82}\text{Pb}^{212}$	10,64h		
${}_{90}\text{Th}^{228}$	1,9116a	${}_{83}\text{Bi}^{212}$	60,55m (64%)	${}_{83}\text{Bi}^{212}$ (36%)	60,55m
${}_{88}\text{Ra}^{224}$	3,66d	${}_{84}\text{Po}^{212}$	0,3ms	${}_{81}\text{Tl}^{208}$	3,053m
		${}_{82}\text{Pb}^{208}$	estable	${}_{82}\text{Pb}^{208}$	estable

El torio puro no tiene aplicaciones industriales directas, lo que se utiliza industrialmente es el óxido de torio, ThO<sub>2</sub>, porque tiene el punto de fusión más elevado de todos los óxidos, 3.390°C y un punto de ebullición de 4.400°C. Normalmente se utiliza en aleación con wolframio, que tiene un punto de fusión ligeramente más elevado, 3.422°C, y de ebullición de 5.555°C con una gravedad específica de 19,3. El óxido de torio se sigue utilizando en aquellas aplicaciones en que sea necesario soportar una elevada temperatura o una alta tasa de emisión de electrones. El <sup>90</sup>Th<sup>232</sup> mediante un proceso análogo al de la producción del <sup>94</sup>Pu<sup>239</sup> produce el <sup>92</sup>U<sup>233</sup> que es un excelente combustible nuclear tan bueno o mejor que el <sup>92</sup>U<sup>235</sup> con la ventaja añadida de no producir transuránidos.



Utilizado para producir energía por este sistema, hay potencialmente más energía en la tierra almacenada en el <sup>90</sup>Th<sup>232</sup> que la conocida existente conjuntamente en el Uranio y todos los combustibles fósiles, incluidos el carbón y el gas.

El óxido de torio se extrae industrialmente de la Monacita, mineral que contiene del 3% al 9% de un fosfato complejo de ThO<sub>2</sub>, junto a uranio, cerio y tierras raras. Esta extracción supone una primera rotura del equilibrio radiactivo de la familia.

### 3.- Camisas de incandescencia para lámparas de gas

Las camisas conocidas hoy día en las lámparas de camping gas, fueron inventadas en 1.885 por el Barón Carl Auer von Welsbach, durante años se conocieron como camisas de Welsbach y se utilizaron ampliamente en la iluminación de ciudades y hogares. Son telas tipo rejilla impregnadas en una mezcla de ThO<sub>2</sub> (99%) + CeO<sub>2</sub> (1%). La energía calorífica de la combustión del gas la absorbe el Th que la reemite en infrarrojo y ésta la absorbe el Ce que la reemite en visible. El contenido típico de torio de una camisa es de unos 250 mg que supone una actividad de 1kBq.

Hoy día, en Europa ya no se fabrican camisas con torio, los fabricantes lo han sustituido por ytrio con resultados satisfactorios. En Estados Unidos todavía algunos fabricantes usan Th en las camisas. En la fotografía 3.1 pueden verse envases de camisas tradicionales y en la 3.2 una actual, europea, donde puede leerse claramente “*No Radiactiva*”.

No hemos podido encontrar en el mercado español camisas de incandescencia radiactivas.

### 4.- Electrodo para soldadura TIG

La soldadura TIG, iniciales de Tungsten Inert Gas, es un tipo de soldeo en el que entre un electrodo y la pieza a soldar se crea un arco eléctrico que genera en una

atmósfera de gas inerte, generalmente Argón, un plasma de muy alta temperatura que funde la pieza y el eventual material de aporte. Utiliza electrodos de wolframio, bien puro, bien con el añadido de una pequeña proporción de óxidos de torio, lantano o cerio. Las ventajas de este método de soldadura son considerables pues tiene una gran estabilidad en el arco eléctrico y una alta concentración energética. Produce uniones de muy alta calidad y se puede usar en cualquier posición, incluidas vertical e invertida. La presencia de óxido de torio en los electrodos facilita la creación del arco de descarga, incrementa la vida del electrodo y mejora la capacidad para la utilización de altas intensidades de corriente. El flujo de gas inerte reduce el riesgo de contaminación en la soldadura y la soldadura TIG es la que permite el soldeo de metales fácilmente oxidables como Ni, Al,..., en acero inoxidable y en láminas delgadas (0,3 mm.).

El arco de la soldadura TIG es muy pequeño, puede tener 1 cm. de diámetro y poco más de longitud, como puede apreciarse en la fotografía 4.1 de una soldadura real. La temperatura es sin embargo muy elevada y ello conlleva una gran precisión en la soldadura. El material de aportación, de necesitarlo, hay que suministrarlo del exterior.

Para sustituir al óxido de torio y evitar así los posibles problemas debidos a su radiactividad, los fabricantes han utilizado otros óxidos cuyas características, junto a las del W, y Th, se pueden ver en la tabla 4.1

*Tabla 4.1.- Características más importantes de los aditivos utilizados en los electrodos para soldadura TIG*

<b>Componente</b>	<b>Gravedad específica</b>	<b>Punto de fusión °C</b>	<b>Punto de ebullición °C</b>
W	19,3	3.422	5.555
Th	11,72	1.750	4.788
ThO <sub>2</sub>	10,0	3.390	4.400
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6,54	2.305	3.730
Ce <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6,2	2.230	3.426
ZrO <sub>2</sub>	5,68	2.710	2.870

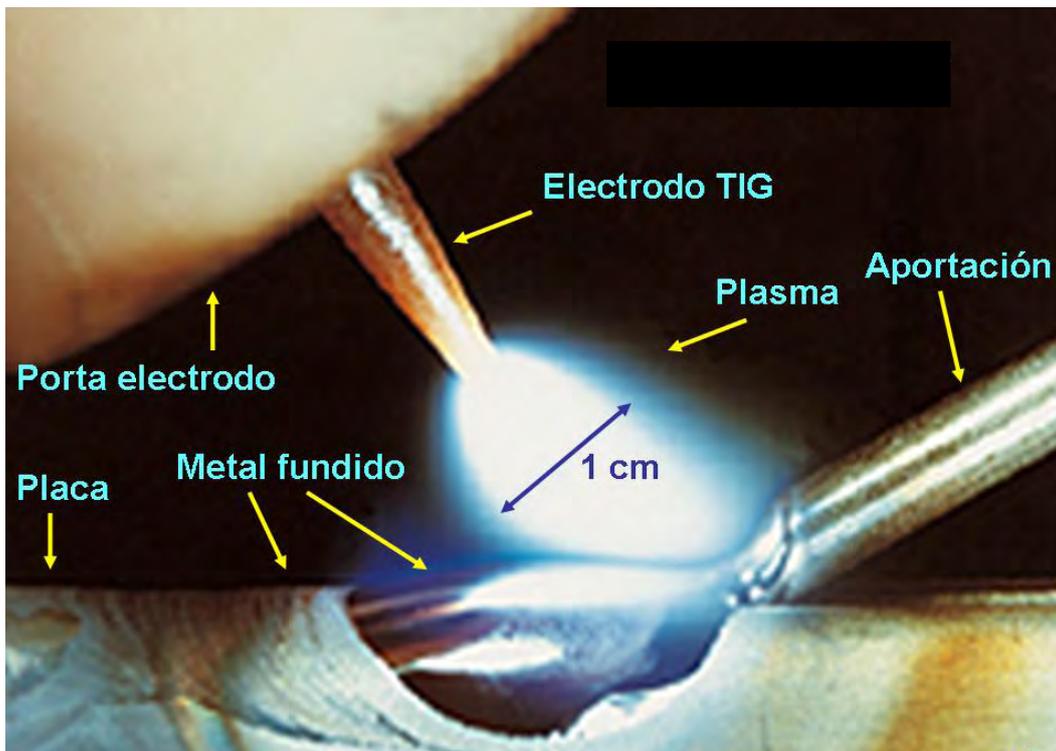
Los electrodos TIG, que pueden verse en la fotografía 4.2, son de 150 mm. de longitud, excepcionalmente hay de 170 mm. en 1,6 mm. de diámetro. Los diámetros son 1 – 1,6 - 2,0 – 2,4 y 4 mm.



Fotografía 3.1.- Envases de camisas de incandescencia antiguas



Fotografía 3.2.- Envase de una camisa de incandescencia actual europea en la que puede leerse “No Radiactiva” en varios idiomas



Fotografía 4.1.- Soldadura TIG real. Obsérvese el tamaño del arco

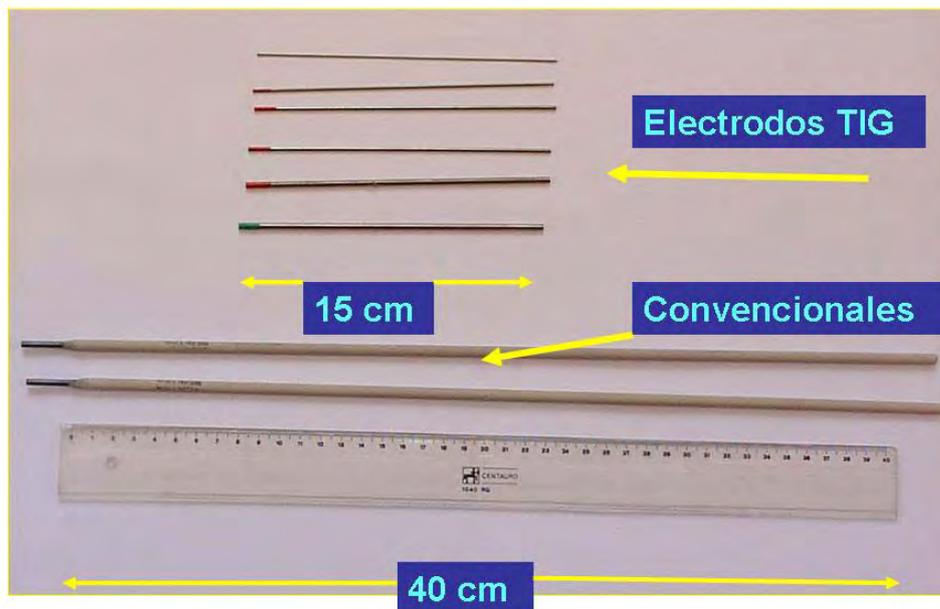


Figura 4.2.- Electrodo para soldadura TIG. Para comparación se han puesto algunos convencionales

Los tipos existentes hoy día en el mercado son los especificados en la tabla 4.2

*Tabla 4.2.- Tipos de electrodos para soldadura TIG*

<b>Tipo</b>	<b>Aditivo</b>	<b>Proporción</b>
Wolframio puro	ninguno	0%
Toriados	ThO <sub>2</sub>	1% - 2% - 4%
Lantanados	La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1% - 1,5% - 2%
Ceridados	Ce <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2%
Zirconados	ZrO <sub>2</sub>	0,25%

#### **4.1.- Concentración del oxido de torio en los electrodos**

Lo primero que hemos comprobado, experimentalmente, es que los electrodos contienen realmente alrededor del 2% de ThO<sub>2</sub>. Para ello hemos efectuado medidas de la actividad del <sup>90</sup>Th<sup>232</sup> de diversos electrodos mediante espectrometría alfa y hemos comparado el valor medio obtenido con los valores teóricos de diversas concentraciones. Los valores se muestran en la tabla 4.1.1.

*Tabla 4.1.1.- Valores teóricos y experimental de las concentraciones de ThO<sub>2</sub> en los electrodos*

	<b>Valor</b>
Concentración al 1,7%	61,16 Bq/g
Concentración al 2,0%	71,8 Bq/g
Concentración al 2,2%	79,22 Bq/g
Valor medio experimental	63,4 Bq/g

Se puede aceptar para cálculos disimétricos una concentración del 2% de ThO<sub>2</sub> como indican los fabricantes, aunque en realidad es algo inferior.

#### **4.2.- Almacenamiento de los electrodos**

En España no se fabrican electrodos para soldadura TIG, todos son importados, hoy día fundamentalmente de China. El volumen de importaciones de unos 300.000 a 400.000 electrodos al año. Los importadores españoles no tienen unos stocks muy altos, lo máximo que hemos encontrado es un almacenamiento de unos 20.000 electrodos y con ese modelo hemos realizado la simulaciones y cálculos disimétricos. Se ha realizado un modelo idealizado de estanterías de 2 m de altura, 2m de anchura y 1m de profundidad en la que se encuentran los

electrodos en cajas de PVC conteniendo 10 varillas de electrodos de 1.6 mm., 2 mm., y 2.4 mm. de diámetro, almacenando electrodos con un contenido del 2% de óxido de torio. Para simular el campo de radiación se ha utilizado el código MCNP-4C. Se han tenido en cuenta todas las emisiones gamma de todos los componentes de la familia del  ${}_{90}\text{Th}^{232}$ , agrupándolos en intervalos de 30 keV y promediando con pesos las probabilidades de emisión. Se ha supuesto equilibrio radiactivo de la cadena, hipótesis que, como más adelante se verá no es correcta, pero que maximiza las dosis. Para hacer una estimación dosimétrica se ha realizado un modelo de almacén con estanterías que contienen los electrodos con una distribución en cajas detallada en la tabla 4.2.1. que responde bastante a la realidad de un almacén.

*Tabla 4.2.1.- Distribución de electrodos en cajas en un almacén de electrodos*

<b>Diámetro electrodo mm</b>	<b>Número de cajas</b>	<b>Anchura (cm)</b>	<b>Longitud (cm)</b>	<b>Altura (cm)</b>	<b>Volumen (cm<sup>3</sup>)</b>	<b>Peso total kg</b>
1,6	850	4	18	0,5	36	64,5
2	300	4	18	0,5	36	37,5
2,4	850	4	18	0,8	86,4	153,5

Se han efectuado multitud de cálculos de dosis en distintas posiciones respecto de la estantería, a título de ejemplo detallamos en la tabla 4.2.2 las dosis en  $\mu\text{Sv/h}$  para el punto central de la cara frontal de una estantería, que es donde se alcanzan los valores máximos, con la distribución de cajas especificada en la tabla anterior.

*Tabla 4.2.2.- Dosis en  $\mu\text{Sv/h}$  en el punto central de la cara frontal de una estantería tipo de un almacén de electrodos.*

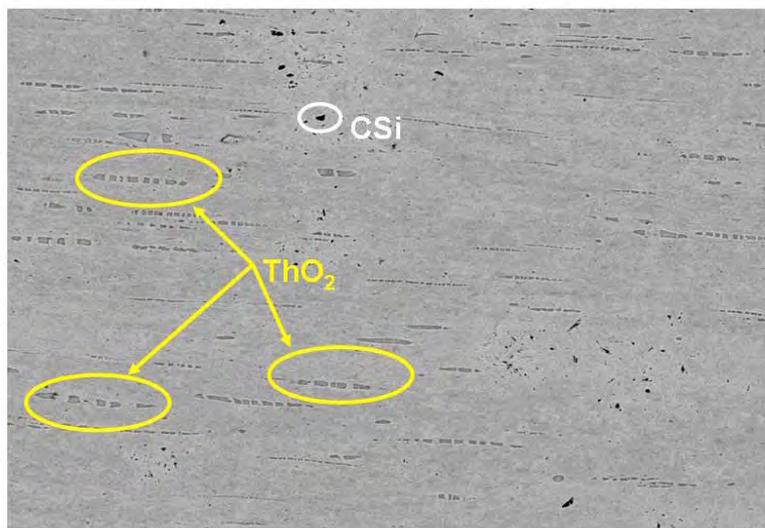
<b>Altura sobre el suelo (cm)</b>	<b>Distancia a la estantería 20 cm.</b>	<b>Distancia a la estantería 60 cm.</b>
5	2,11	1,16
40	2,89	1,56
70	2,69	1,45
105	3,13	1,72
135	2,71	1,48
170	2,97	1,62
200	2,27	1,25

Como es lógico, por simples cuestiones de simetría, los máximos se alcanzan en cada una de las distancias de separación de la estantería a una altura sobre el suelo de 105 cm. es decir a mitad altura que es donde hay igual número de cajas en cualquier dirección alrededor de un eje ortogonal a la estantería.

Calculando el tiempo que los operarios invierten en la recogida de una caja de electrodos, contando el paso por el pasillo por delante de las estanterías, la detención al recoger la caja y la vuelta. Teniendo en cuenta el número de veces que lo hacen diariamente y las horas anuales de trabajo se llega a una dosis integral anual total inferior a 100  $\mu\text{Sv/año}$ . Teniendo en cuenta que el equilibrio de la cadena está roto la dosis real que reciben los trabajadores es, necesariamente, inferior.

#### 4.3.- La distribución del oxido de torio en los electrodos

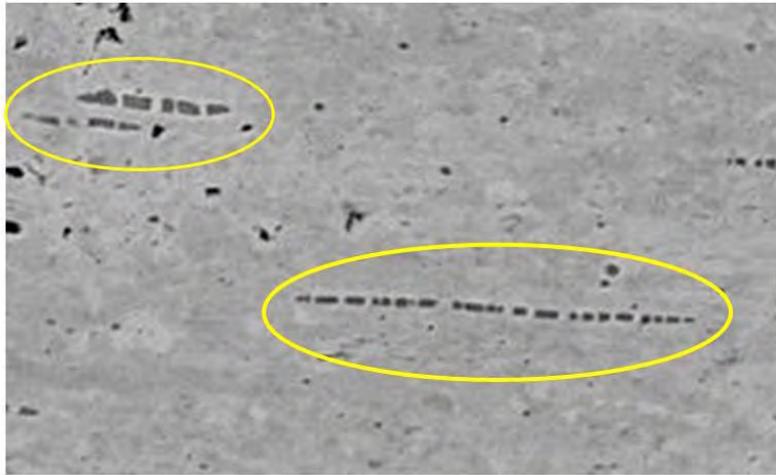
Los electrodos se fabrican por sinterización de polvo de W con  $\text{ThO}_2$  y el diámetro se consigue mediante estiramiento a través de toberas. Para comprobar la homogeneidad de la fuente, se ha estudiado la distribución de torio en los electrodos por dos procedimientos: medir la actividad de segmentos a lo largo del electrodo y mediante microscopía electrónica. En las fotografía 4.3.1 se puede ver un corte longitudinal de un electrodo de 2mm a 1000 aumentos.



*Fotografía 4.3.1.- Corte longitudinal de un electrodo de 2 mm de diámetro a 1000 aumentos*

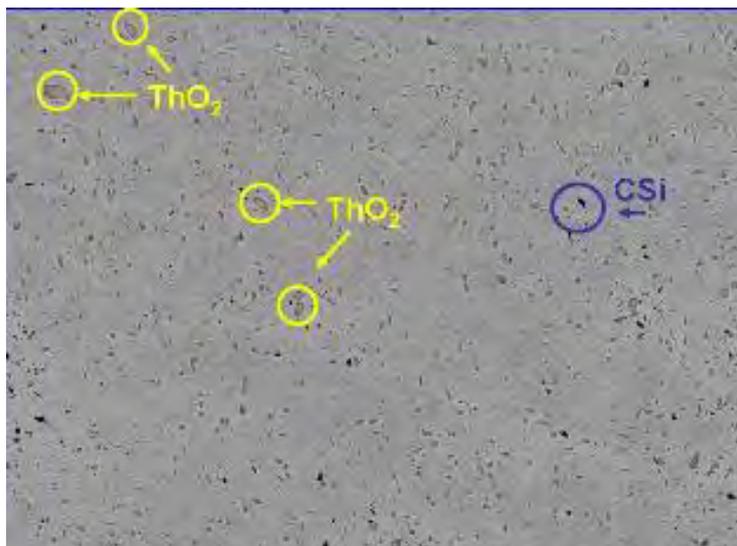
Se observa claramente el hecho de que los granos de  $\text{ThO}_2$ , de color gris, aparecen uniformemente repartidos y estirados por el proceso de fabricación.. Los granos de color negro son de Carburo de Silicio, CSi, procedentes del corte del electrodo.

El estiramiento se observa aún mejor en un corte longitudinal del mismo electrodo a 4.000 aumentos en la fotografía 4.3.2.



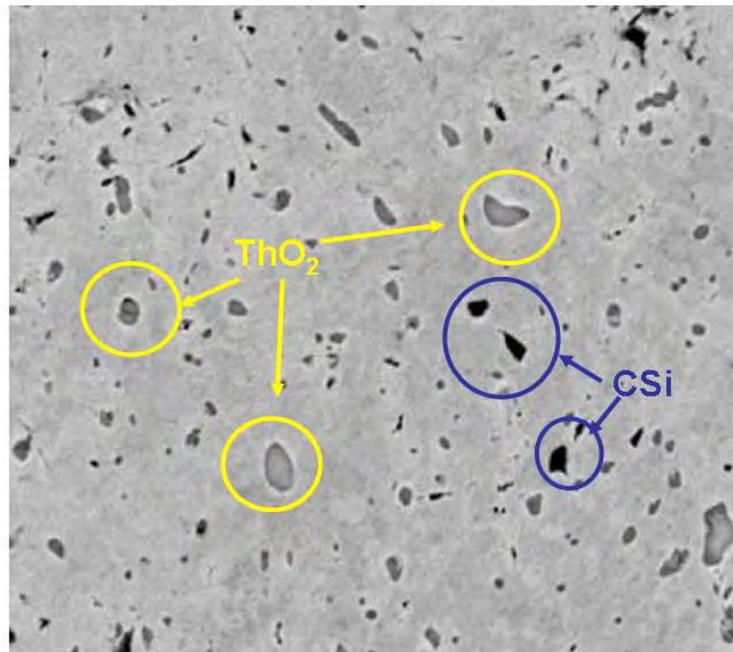
*Fotografía 4.3.2.- Corte longitudinal de un electrodo de 2 mm de diámetro a 4000 aumentos*

Los cortes transversales del mismo electrodo no presentan estiramiento de los granos de óxido de torio como se puede ver en las fotografías 4.3.3 y 4.3.4. En la primera, a 1.000 aumentos, se puede apreciar la homogeneidad de la distribución del  $\text{ThO}_2$  a lo largo de todo el corte. En la segunda, a 4.000 aumentos, se observa muy claramente que no hay estiramiento radial.



*Fotografía 4.3.3.- Corte transversal de un electrodo de 2 mm de diámetro a 1000 aumentos*

Por último en la fotografía 4.3.5 se estudia con detalle la superficie del electrodo a 4.000 aumentos. De nuevo se observa la uniformidad de la distribución de granos de  $\text{ThO}_2$  (granos grises). Las zonas negras son grietas de la superficie, por ellas se incrementa el escape de  ${}_{86}\text{Rn}^{220}$  que contribuye a la rotura del equilibrio radiactivo.



Fotografía 4.3.4.- Corte transversal de un electrodo de 2 mm de diámetro a 4000 aumentos

#### 4.4.- El equilibrio radiactivo de la familia del ${}_{90}\text{Th}^{232}$ en los electrodos

El estudio del equilibrio radiactivo de la familia del  ${}_{90}\text{Th}^{232}$  en los electrodos la hemos realizado midiendo el cociente entre el  ${}_{90}\text{Th}^{228}$  y el  ${}_{90}\text{Th}^{232}$ . La cadena radiactiva se encuentra en equilibrio en el mineral original, la monacita. Al extraer el torio de la monacita se extraen simultáneamente los dos torios de la cadena el padre,  ${}_{90}\text{Th}^{232}$ , y su biznieto el  ${}_{90}\text{Th}^{228}$  que se forma tras una desintegración alfa ( $T_{1/2}=1,405 \times 10^{10}$  a) y dos betas ( $T_{1/2}=5,750$  a y  $T_{1/2}=6,130$  h). En ese momento se encuentran en equilibrio y sus actividades son por tanto iguales. A partir de ese momento cada uno evoluciona con su propio periodo, si  $\lambda_1$  es la constante de desintegración del  ${}_{90}\text{Th}^{232}$ ,  $\lambda_2$  la del  ${}_{88}\text{Ra}^{228}$ ,  $\lambda_3$  la del  ${}_{89}\text{Ac}^{228}$  y  $\lambda_4$  la del  ${}_{90}\text{Th}^{228}$  el cociente de actividades de los torios evoluciona en el tiempo con arreglo a la ecuación:

$$\frac{A({}^{228}\text{Th})}{A({}^{232}\text{Th})} = 1 + \left[ \frac{\lambda_4}{(\lambda_2 - \lambda_4)} e^{-\lambda_2 t} \right] + \left[ 1 + \frac{\lambda_2}{(\lambda_4 - \lambda_2)} e^{-\lambda_4 t} \right] \cong 1 + 1,4980 [e^{-\lambda_4 t} - e^{-\lambda_2 t}]$$

donde se ha impuesto la condición inicial que a  $t=0$  el cociente es la unidad. Esta función decae al principio hasta alcanzar un mínimo al cabo de  $t=39.855$  horas = 4,55 años en que comienza subir lentamente hasta alcanzar el equilibrio. El valor para el cociente en el mínimo es 0,422. Medidas experimentales por espectrometría alfa nos conducen a un promedio para el cociente de 0,334, menor del mínimo lo que indica que al menos el equilibrio se ha roto una segunda vez, ha habido una nueva extracción del torio después de haberlo extraído una primera vez de la monadita

#### **4.5.- La dosis recibida durante la utilización de los electrodos.**

La utilización de los electrodos comporta dos procesos distintos en los que, en principio, podría haber un riesgo radiológico, el proceso de soldadura y el de afilado de los electrodos. Durante la soldadura el electrodo prácticamente no se desgasta, solamente la punta va desafilándose y pequeños tozos de la pieza a soldar o del material de aporte pueden también adherirse al electrodo. En un sistema robotizado un electrodo puede estar funcionando durante más de una hora sin perder el afilado, en soldadura manual la destreza del operario es fundamental porque un roce del electrodo con la pieza puede echar a perder el afilado. Durante la soldadura se producen gases y aerosoles que, a pesar del flujo continuo de gas inerte, pueden ser respirados por el operador. También es posible que puedan depositarse en las manos del operario partículas que puedan ser radiactivas. Hemos efectuado medidas con filtros en un captador situado a la altura de la nariz del operario con un flujo similar al de la respiración humana tanto en un sistema robotizado como en soldadura manual real. También hemos puesto adhesivos en el guante que usa el soldador para captar el posible depósito y calcular la dosis que eventualmente podría recibir si no llevase los guantes puestos. El análisis se ha realizado por espectrometría gamma y espectrometría alfa. También hemos tenido en cuenta que normalmente, en soldadura manual, el operario se provee de un conjunto de electrodos que va utilizando para después afilarlos todos juntos, estos electrodos pueden suponer un riesgo radiológico por exposición externa.

Los resultados dosimétricos que hemos obtenido son los siguientes para una jornada laboral de 1540 horas al año.

Exposición externa debida a la presencia de electrodos  **$D = 23\mu\text{Sv} / \text{año}$**

Inhalación de humos  **$D = 350\mu\text{Sv} / \text{año}$**

La operación de afilado se efectúa en una muela ordinaria, aunque existen afiladores automáticos que evitan cualquier salida de polvo al exterior. la operación de afilar un electrodo dura poco tiempo, menos de 1 minuto si el operario tiene experiencia. Hemos colocado captadores simulando la respiración y adhesivos en los guantes. Hemos tenido en cuenta el número de afilados al día que efectúa un operario y cuantos electrodos afila en promedio en cada ocasión y una jornada laboral de 1540 horas al año. Como el operario sujeta el electrodo con la

mano, también hay una exposición externa. Los resultados que hemos encontrado han sido:

Exposición externa debida al manejo  $D=8 \mu\text{Sv/año}$  a cuerpo entero y  $D= 32 \text{ mSv/año /cm}^2 \text{ piel}$

Exposición externa por depósito sobre la piel  $8,3 \text{ mSv/año}$

Ingestión del polvo de las manos  $D = 11\mu\text{Sv} / \text{año}$

Realmente sobre la piel la dosis es  $D = 0$  porque llevan guantes, no sólo porque están obligados a ello sino porque al afilar el electrodo se calienta enormemente y llega a quemar. La mayor parte del depósito en las manos es polvo y fragmentos de la piedra de afilar, el electrodo es muy duro, desgasta la piedra pero él se desgasta muy poco.

#### **4.6.- Lámpara de descarga de alta intensidad (HID)**

El torio puede estar presente en dos tipos de lámparas, las tradicionales lámparas de incandescencia, en las que la luz se produce por la alta temperatura que adquiere un filamento, generalmente de wolframio, y las de descarga en las que la luz se produce por la excitación de los átomos de un gas mantenido a muy alta temperatura por una descarga eléctrica entre dos electrodos.

En la actualidad el óxido de torio de los filamentos de las lámparas de incandescencia se ha sustituido por renio. Solamente las de muy alta emisividad de algunas marcas pueden contener óxido de torio. No sucede lo mismo con las lámparas de descarga, especialmente las de alta intensidad, conocidas como HID, siglas de High Intensity Discharge, que a su vez se pueden clasificar en dos grupos, las de halogenuros metálicos, que producen una luz blanca y se utilizan en la iluminación de interiores como plantas de oficinas, hoteles, iglesias, grandes almacenes, tiendas de ropa, etc. y en iluminación de exteriores cuyo uso más frecuente es la iluminación de escaparates, edificios, campos deportivos y actualmente también en faros de automóviles.

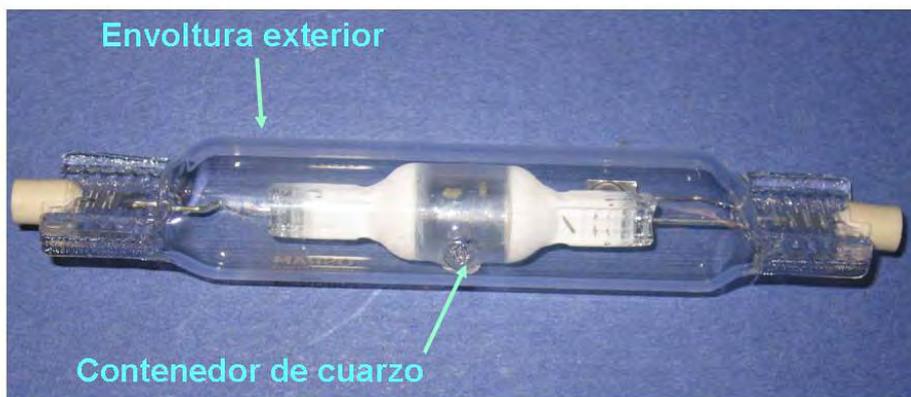
El segundo grupo está formado por las lámparas de vapor de Hg y de Na, que producen luz esencialmente monocromática que distorsiona los colores pero son muy potentes y eficientes. Las de vapor de Hg producen una luz azulada y las de Na amarilla. Son las más utilizadas en la iluminación vial, la iluminación industrial y agrícola y la iluminación decorativa de calles y fachadas.

En España el volumen de ventas de una de las principales empresas que representa el 20% del mercado es el detallado en la tabla 4.5.1.

*Tabla 4.5.1.- Volumen de ventas en España de los distintos tipos de lámparas de descarga de alta intensidad (HID)*

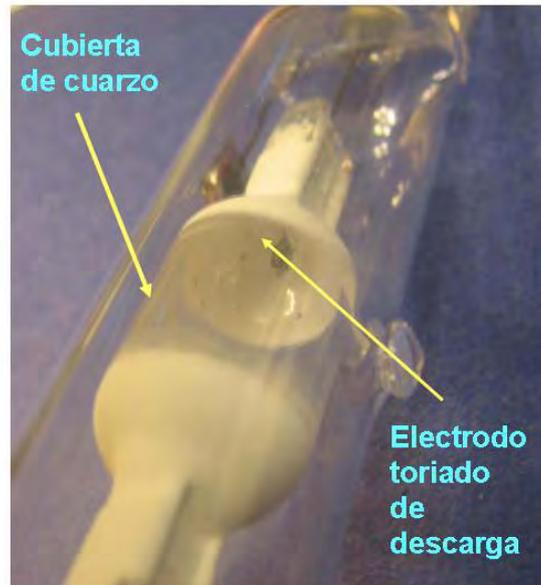
<b>Tipo</b>	<b>Unidades/año</b>
HCI (Halogenuros Metálicos Cerámicos)	180.000
HQI (Halogenuros Metálicos Cuarzo)	600.000
Lámparas de descarga de sodio	414.000
Lámparas de sodio de alta presión	480.000
Lámparas con usos médicos 684	684
Lámparas proyección de cine 2.000	2.000
Lámparas rodajes de cine y TV 80.000	80.000
Lámparas faros de coches 200.000	200.000
Total Empresa	2.000.000
<b>TOTAL ESPAÑA</b>	<b>10.000.000</b>

Una lámpara de descarga de alta intensidad puede tener muchas formas y tamaños exteriores pero en su interior todas consisten esencialmente en una cápsula, como puede verse en la fotografía 4.5.1 de una lámpara típica de halogenuros metálicos.



*Fotografía 4.5.1.- Lámpara de descarga de alta intensidad, HID, de halogenuros metálicos*

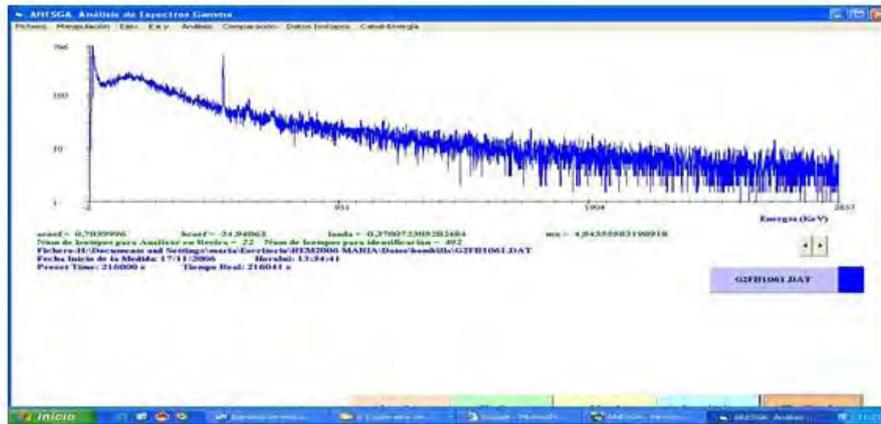
La cápsula, generalmente de cuarzo y cilíndrica, es la que contiene los halogenuros metálicos, o en el caso de lámparas de Hg o Na estos elementos, y en sus extremos a lo largo del eje se encuentran los dos electrodos que son de wolframio con ThO<sub>2</sub>. El electrodo puede apreciarse con detalle en la fotografía 4.5.2 de la cápsula de la lámpara anterior.



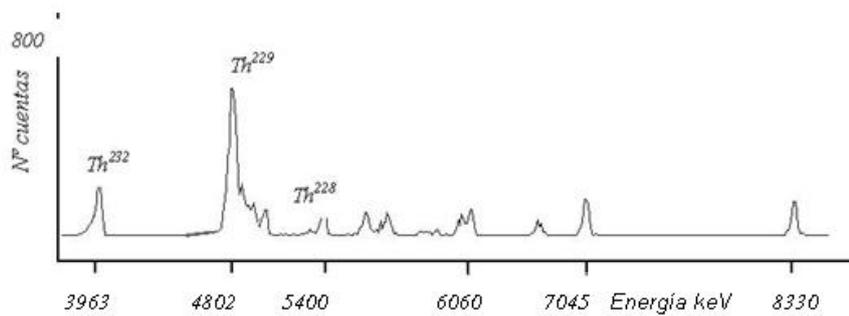
*Fotografía 4.5.2.- Detalle de la cápsula de una lámpara de descarga de alta intensidad, HID, de halogenuros metálicos*

La razón de utilizar aquí el óxido de torio junto al wolframio y no haberlo sustituido por otro elemento, como en las de incandescencia, es que en este caso el electrodo no sólo tiene que soportar una altísima temperatura sino también tiene que tener una alta emisividad electrónica y esta propiedad no la tienen otros elementos.

Hemos efectuado medidas de espectrometría gamma para comprobar la existencia de torio en los electrodos y en la fotografía 4.5.3 se puede ver el espectro de un electrodo, recogido durante 60 horas, en el que se aprecia la línea de 2614,533 keV característica del  $_{81}\text{Tl}^{208}$  que no tiene líneas cercanas y es definitorio de la presencia indiscutible de torio. Para estimar la cantidad total de torio hemos realizado un análisis por espectrometría alfa recogiendo el espectro durante 7 días que puede verse en la fotografía 4.5.4. y en el que se aprecian claramente los picos de los dos torios de la cadena. El  $_{90}\text{Th}^{229}$  que aparece es el utilizado como trazador. El resultado de estas medidas está resumido en la tabla 4.5.2 en la que se concluye una actividad específica de 0,7 Bq/lámpara.



Fotografía 4.5.3.- Espectro gamma de un electrodo de una lámpara de descarga de alta intensidad, HID, de halogenuros metálicos



Fotografía 4.5.4.- Espectro alfa de un electrodo de una lámpara de descarga de alta intensidad, HID, de halogenuros metálicos

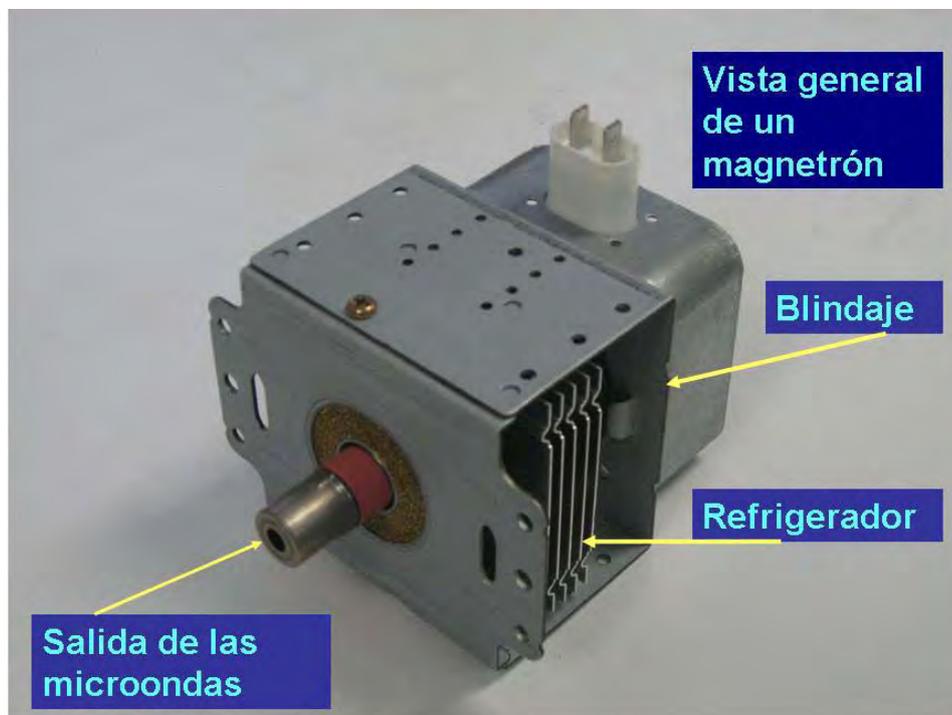
Tabla 4.5.2.- Resultados de las medidas de un electrodo de una lámpara de descarga de alta intensidad de halogenuros metálicos

Peso electrodo (g)	Composición	Bq/gr	Bq/lámpara
0,24	W +ThO <sub>2</sub>	2,9	0,7

De estos datos se concluye que la actividad total anual de todas las lámparas comercializadas en España, que son las que se en su mayoría se sustituyen es de  $A(\text{total}) = 7\text{MBq} = 0,19 \text{ mCi}$ . Esta actividad podría ser fuente de problemas radiológicos si se tiene en cuenta que el coeficiente de dosis es de  $G = 5,7 \cdot 10^{-10} \text{ mSv/h.Bq a 1 m}$ . Sin embargo como este tipo de lámparas se utiliza en su mayoría por instituciones existe un buen y eficiente sistema de recogida de lámparas usadas que se llevan a plantas de reciclado. No es de esperar por tanto en España ningún problema radiológico producido por este tipo de lámparas.

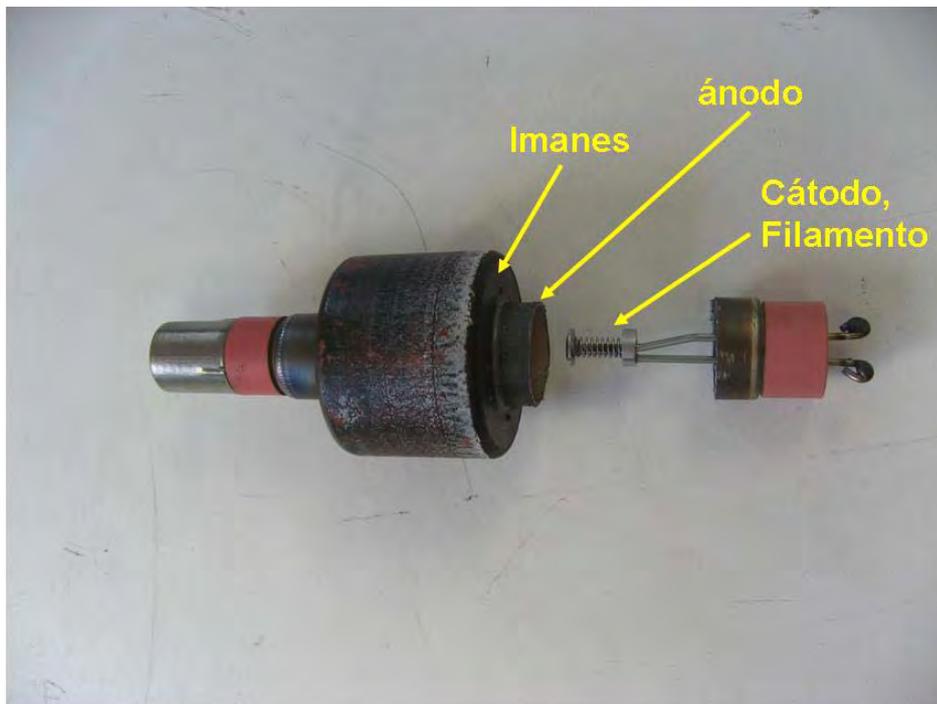
#### 4.6.- Magnetrones de hornos microondas

Los magnetrones de los hornos microondas son los encargados de la producción de las microondas. Su aspecto general se muestra en la fotografía 4.6.1.



Fotografía 4.6.1.- Magnetron de horno microondas

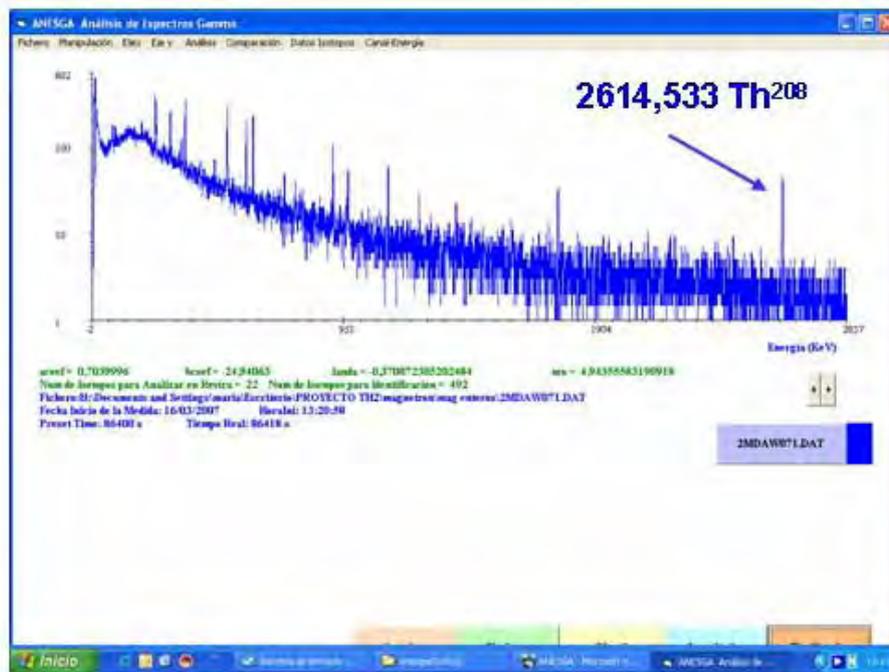
Solamente hay en el mundo cinco fabricantes de magnetrones y todos ellos están ubicados en China o en Corea del Sur. En España todos los fabricantes de hornos, obviamente, los importan y el volumen es de 1.250.000 unidades al año. El magnetrón funciona porque un filamento de wolframio con  $\text{ThO}_2$  se calienta al paso de una corriente eléctrica y emite una gran cantidad de electrones que son atraídos y acelerados hacia un ánodo positivo. Un potente imán permanente circular hace que los electrones describan trayectorias circulares. La aceleración al que están sometidos hace que los electrones emitan microondas por radiación de frenamiento (bremsstrahlung). La presencia del óxido de torio es esencial para asegurar una alta emisividad de electrones y una buena resistencia a la alta temperatura. La emisividad aumenta enormemente con la temperatura y por tanto los filamentos suelen estar diseñados para estar muy calientes. En la fotografía 4.6.2 se puede ver con más detalle el ánodo, el cátodo y los imanes de un magnetrón de horno microondas.



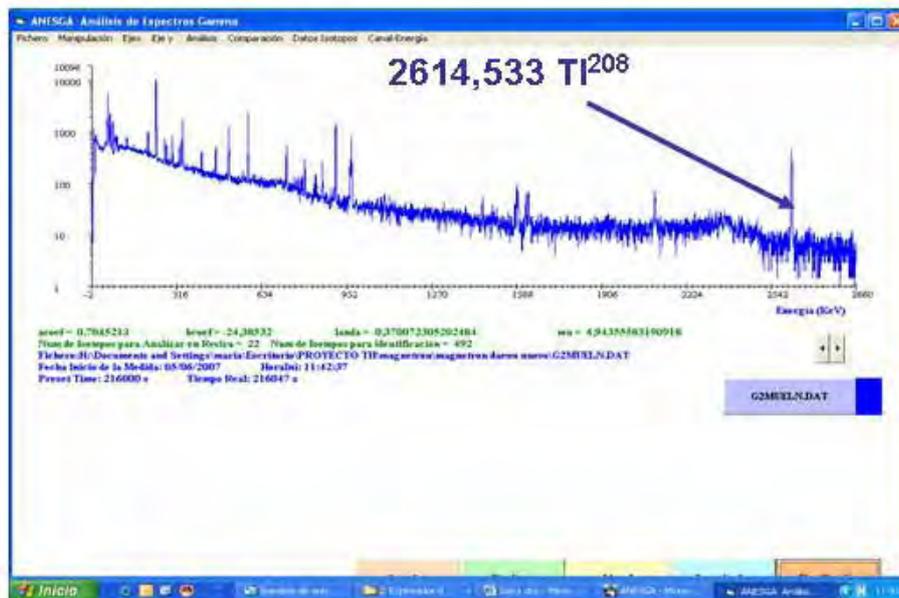
Fotografía 4.6.2.- Cátodo, ánodo e imágenes de un magnetrón

Hemos medido en primer lugar todo el magnetrón, sin desarmar, mediante espectrometría gamma para comprobar la existencia de torio. En la fotografía 4.6.3 se puede ver el espectro, tomado durante 60 horas en el que aprecia muy claramente la línea inequívoca de 2614,533 keV del  ${}_{81}\text{T}^{1208}$

Hemos desmontado el magnetrón y extraído el filamento que hemos medido por espectrometría gamma y cuyo espectro puede verse en la fotografía 4.6.4.



Fotografía 4.6.3.- Espectro gamma de un magnetrón completo



Fotografía 4.6.4.- Espectro gamma del filamento de un magnetrón

Se comprueba que prácticamente todo el torio se encuentra en el filamento

La actividad de los filamentos ha resultado ser de 3,4 Bq/magnetron, lo que supone una actividad total anual =  $4,25 \times 10^5$  Bq supuesto que los importados van esencialmente a sustituir magnetrones u hornos usados. La actividad es baja y además se encuentran muy repartidos por todo el territorio nacional. Hay un sistema de recogida de hornos microondas usados y su posterior reciclado y las reparaciones se realizan por empresas controladas que deben entregar los magnetrones usados para su reciclado a los fabricantes.

#### **4.7.- Crisoles para muy alta temperatura**

Se ha contactado con 12 fabricantes y todos ellos manifiestan que sus productos no incorporan torio, lo que hemos comprobado ser cierto en el laboratorio mediante espectrometría gamma.

#### **4.8.- Lentes ópticas**

Los fabricantes con que hemos contactado nos indican que se han dejado de fabricar lentes con Th en 1.980. El torio se añadía para obtener una modificación del índice de refracción que producía lentes de extraordinaria calidad pero la mejora de la tecnología del vidrio ha hecho innecesario este procedimiento.

#### **4.9.- Tubos de rayos X**

El filamento de los tubos de rayos X para usos médico e industriales llevaba óxido de torio para obtener buen comportamiento a alta temperatura y gran emisividad de electrones, pero este aditivo se descartó hace ya 20 años porque el  $\text{ThO}_2$  se desprende del filamento y se redeposita en el cristal terminando por producir perturbaciones en la tensión.

# EXPOSICIONES OCUPACIONALES Y DISTRIBUCIÓN DE RADIONUCLEIDOS EN EL PROCESO DE PRODUCCIÓN DE DIÓXIDO DE TITANIO POR LA VÍA SULFATO

M. J. Gázquez<sup>1)</sup>, J. Mantero<sup>2)</sup>, J. P. Bolívar<sup>1)</sup>,  
R. García-Tenorio<sup>2)</sup> y F. Vaca<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> *Departamento Física Aplicada, Facultad de Ciencias Experimentales, Campus el Carmen, 21071-Huelva*

<sup>2)</sup> *Departamento de Física Aplicada II, E.T.S.A., Avenida Reina Mercedes 2, 41012-Sevilla*

## 1. Introducción

Desde hace más de veinte años existe una clara conciencia en la comunidad científica sobre la necesidad de evaluar el impacto radiológico ocupacional y ambiental producido por ciertas industrias convencionales no nucleares, ya sea porque utilizan en sus procesos de producción materias primas enriquecidas en radionucleidos naturales, o bien porque generan productos comerciales, sub-productos o residuos con niveles incrementados de radiación natural (industrias conocidas como industrias NORM, acrónimo de Naturally Occurring Radioactive Material). Ello llevó a nuestro país a la inclusión en el Real Decreto vigente sobre Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes (año 2001) de un título específico dedicado a la evaluación, control e incluso regulación desde el punto de vista radiológico de estas actividades industriales.

En este marco, y dentro de un proyecto I+D financiado por el Consejo de Seguridad Nuclear, los grupos de investigación Física Nuclear Aplicada de la Universidad de Sevilla y Física de las Radiaciones y Medio Ambiente de la Universidad de Huelva han finalizado el estudio sobre el impacto radiológico, tanto ocupacional como ambiental, producido por diversas industrias químicas situadas en el suroeste de España; en concreto, las de producción de fertilizantes fosfatados y de dióxido de titanio. Los resultados más relevantes obtenidos en el desarrollo de este proyecto en relación a la industria de dióxido de titanio se exponen en este trabajo (Bolívar et al., 2005; 2007).

En primer lugar trataremos los resultados obtenidos en la caracterización radiactiva de los principales co-productos y residuos generados en la actividad industrial, y en segundo lugar estos resultados nos servirán de base para mostrar y analizar posteriormente en esta misma ponencia, y desde un enfoque radiológico, las estrategias de gestión y valorización que de los co-productos generados están desarrollando estas industrias para contribuir a la disminución de su impacto.

Por tanto, los dos objetivos centrales de este trabajo han consistido en, primer lugar, estudiar los flujos, distribución y comportamiento de los radionucleidos naturales a lo largo del proceso industrial (vía Sulfato) de producción de  $\text{TiO}_2$  localizada en Huelva y, en segundo lugar, evaluar el impacto radiológico de esta actividad industrial en los trabajadores a través de las vías de inhalación (radón y material particulado) y radiación externa.

## **2. Materiales y métodos**

### **2.1. Proceso industrial**

Antes de comenzar con los métodos utilizados y con el muestreo realizado es necesario describir, aunque sea de forma resumida, el proceso industrial para la obtención del dióxido de titanio.

La planta ubicada en Huelva, que está especializada en la producción de  $\text{TiO}_2$  para plásticos, produce este pigmento por la vía “vía sulfato”, utilizando como principales materias primas la ilmenita ( $\text{Fe}_2\text{TiO}_3$ ) y el ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Un esquema general del proceso sería el que se muestra en la Figura 1

.

La ilmenita se seca, formada principalmente por titanato de hierro, y muele hasta un tamaño de grano adecuado. Una vez molida, se introduce en digestores para su ataque ácido con ácido sulfúrico al 98 %. Para que la reacción se lleve a cabo de forma eficiente, necesita ser activada con ácido sulfúrico diluido, que proviene de los ácidos filtrados y recuperados.

Con objeto de mantener todo el hierro que entra en el proceso en disolución, todo el  $\text{Fe}^{3+}$  existente en la mezcla del digestor se reduce mediante el paso de ésta a través de chatarra férrica. A continuación, se separa el material sólido remanente e inatacado (lodos), los cuales son convenientemente inertizados y almacenados.

Una vez separados estos lodos, o inatacados de ilmenita, se realiza la precipitación del titanio disuelto por hidrólisis del dióxido de titanio. En el proceso de separación del  $\text{TiO}_2$  se generan una serie de efluentes, o corrientes ácidas, que mediante filtrados y lavados de la pulpa de dióxido de titanio permiten eliminar los restos ácidos y obtener un  $\text{TiO}_2$  de alta pureza, según las especificaciones técnicas de los clientes. Por último, el dióxido de titanio purificado pasa a la etapa de calcinación, con objeto de eliminar la hidratación que presenta y acondicionarlo mediante molienda, revestimiento y micronizado, hasta la obtención del pigmento comercial.

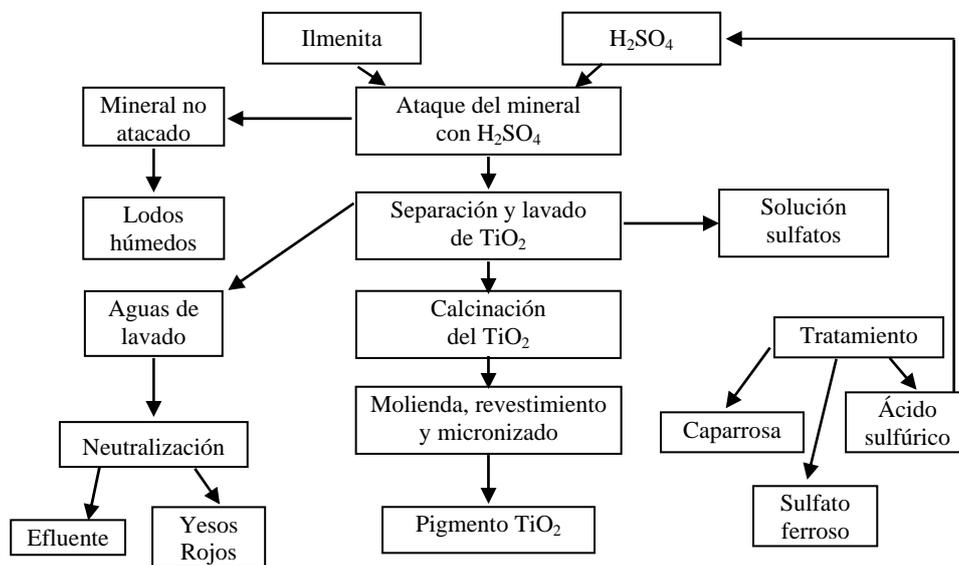


Figura 1. Esquema del proceso industrial para la obtención del dióxido de titanio

Del sobrenadante de la precipitación del dióxido de titanio se obtiene una disolución muy ácida, rica en sulfatos metálicos en disolución. Esta disolución es tratada para obtener, en primer lugar, por cristalización el sulfato de hierro heptahidratado  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , conocido comercialmente como Caparrosa (CAP). En segundo lugar, la disolución procedente de esta cristalización se concentra por evaporación a vacío hasta la precipitación del sulfato de hierro monohidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), conocido comercialmente como “Sulfafer” o “Monohidrato” (MON). Después de la precipitación del monohidrato nos queda líquido formado principalmente por ácido sulfúrico concentrado, conteniendo grandes concentraciones de diversos metales y radionucleidos, que se recicla en el proceso introduciéndolo nuevamente en la etapa de digestión como ácido débil para la activación de la digestión ácida.

De los lavados y lixiviados de la pulpa de  $\text{TiO}_2$  se obtiene una corriente, con un ligero contenido ácido, cuya acidez y metales presentes se neutraliza con cal dando lugar a los llamados yesos rojos, mientras que el líquido resultante de este proceso de neutralización se elimina mediante vertido directo a la ría de Huelva.

Las cantidades de materias primas y productos involucradas, expresadas en miles de toneladas por año, en esta actividad industrial se indican a continuación:

- Ilmenita: 142.8
- Slag: 11.5
- Pigmento ( $\text{TiO}_2$ ): 70
- Caparrosa ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ): 185.4
- Sulfatos de Fe ( $\text{SO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ): 122.7
- Yesos Rojos ( $\text{CaSO}_4 + \text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ): 58.5
- Lodos húmedos (Tionite): 28.3
- Chatarra hierro: 14

Estas cantidades y proporciones serán muy útiles a la hora de calcular los flujos de radionucleidos que circulan por las diferentes etapas del proceso industrial.

### 3.2. Muestreos

Para la realización del mencionado estudio (concentraciones de radionucleidos y balances radiactivos), y, sobre todo, para la obtención de una descripción detallada del flujo de los diversos radionucleidos de las series del uranio y del torio a lo largo del proceso, se realizó un muestreo exhaustivo de materias primas, muestras intermedias, co-productos y residuos a lo largo del proceso. Dicho muestreo, comprendió un total de 42 muestras. A continuación expondremos los resultados obtenidos del análisis de estas muestras, y las principales conclusiones obtenidas.

En la Figura 2, se expone un esquema detallado del proceso industrial para la producción de pigmentos de dióxido de Titanio en la planta de Huelva, así como la localización y los códigos de las 42 muestras colectadas y analizadas.

Es importante resaltar que muchas de estas muestras no mantienen su forma física y química después de su recogida, produciéndose en general alteraciones posteriores en la mayoría de las muestras. Por ello, en muchos casos se han medido de forma separada las fracciones sólida y líquida de cada muestra inicial, y después mediante un balance de materia se ha determinado la concentración de actividad que poseía la muestra para cada radionucleido de interés.

## 3. Resultados y discusión

La discusión de los resultados la iniciaremos exponiendo la caracterización radiactiva de la materia prima utilizada en el proceso industrial (ilmenita), donde las concentraciones mostradas fueron obtenidos mediante espectrometría gamma de alta resolución (tabla 1). No se muestran las medidas realizadas por espectrometría alfa (isótopos de U, Th y  $^{210}\text{Po}$ ) debido a que en la materia prima

(mineral pesado muy poco alterable por las condiciones ambientales) todos los radionucleidos para cada una de las series naturales están en equilibrio secular.

Muestra	Descripción	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Ra	<sup>228</sup> Th	<sup>40</sup> K
A-ILMB	Ilmenita BEMAX	105 ± 8	330 ± 14	330 ± 12	25 ± 5
A-ILMS	Ilmenita Standard	106 ± 9	440 ± 25	455 ± 22	30 ± 6
A-TOLV	Ilmenita Molida a Digestor	99 ± 11	327 ± 38	337 ± 40	24 ± 4

Tabla 1. Concentraciones de actividad (Bq/kg) en el mineral utilizado como fuente de titanio en el proceso industrial.

Se observa en primer lugar que la ilmenita se encuentra fundamentalmente enriquecida en radionucleidos de la serie del torio (concentración un orden de magnitud superior a la típica en suelos), aunque también en menor medida en radionucleidos de la serie del uranio. De forma resumida podemos indicar los contenidos de la ilmenita son: unos 100 Bq/kg de <sup>238</sup>U y descendientes, y casi cuatro veces más para el <sup>232</sup>Th y descendientes, o sea, unos 400 Bq/kg. Por el contrario, la concentración de <sup>40</sup>K (unos 25 Bq/kg) es unas 20 veces inferior a lo encontrado en suelos típicos españoles y mundiales (UNSCEAR, 1988; 2000).

Una vez se ha molido el mineral hasta el tamaño de grano adecuado (ilmenita que entra en la tolva), éste entra en la etapa de digestión donde se ataca hasta casi su disolución total mediante adiciones de ácido sulfúrico en diferentes concentraciones. Las concentraciones, en Bq/kg, de los radionucleidos que se han detectado de forma cuantitativa se indican en la tabla 2.

Muestra	Descripción	<sup>238</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>232</sup> Th	<sup>230</sup> Th
A-AC98	Ácido Sulfúrico 98% (externo)	0.39 ± 0.08	0.13 ± 0.04	0.99 ± 0.03	0.65 ± 0.14
A-AC80	Acido sulfúrico 80% (reciclado)	5.3 ± 0.03	6.5 ± 0.3	176 ± 8	49 ± 3
A-AC65	Ácido sulfúrico 65% (reciclado)	2.6 ± 0.2	3.6 ± 0.3	125 ± 4	32 ± 1
A-LCRE	Licor o pulpa de digestión-reducción	17.3 ± 0.6	19.2 ± 0.6	149 ± 4	40 ± 1

Tabla 2. Concentraciones de actividad (Bq/kg) en los productos involucrado en la etapa de digestión-reducción.

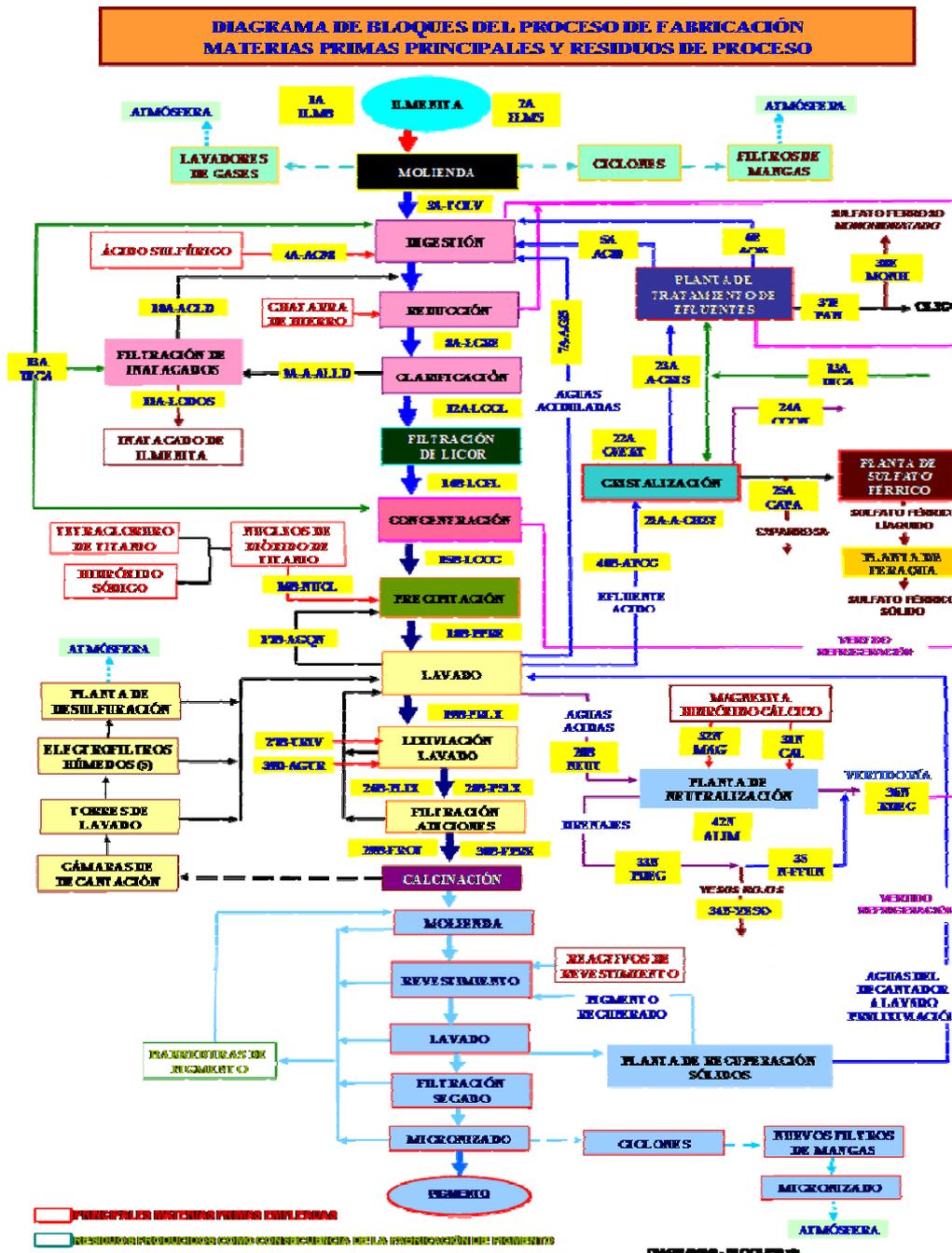


Figura 2. Diagrama del proceso industrial de producción del pigmento de dióxido de titanio donde se indican los códigos de las muestras recogidas.

En primer lugar podemos afirmar que la entrada de radionucleidos naturales a través de la otra materia prima utilizada, el ácido sulfúrico al 98% procedente de una fundición de cobre de Huelva (muestra A-AC98), es totalmente despreciable en relación al flujo que introduce la ilmenita, ya que las concentración de radionucleidos de las series del U y del Th son inferiores a 1 Bq/kg. Este hecho era de esperar si tenemos en cuenta que este ácido se forma por reacción del flujo gaseoso de SO<sub>2</sub> con una contracorriente de agua (en forma de nube de microgotas) que al reaccionar químicamente forma el ácido sulfúrico.

Por otro lado, los ácidos procedentes del reciclado de la pulpa obtenida en la digestión del mineral poseen unos contenidos de radiactividad natural mucho más altos que los del ácido al 98%. En concreto, es especialmente llamativo el hecho de que el torio es el radioelemento que presenta una mayor tendencia a seguir disuelto en el ácido, aumentando su concentración de actividad según se incrementa la concentración de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> del efluente.

Muestra	Descripción	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>230</sup> Th	<sup>228</sup> Ra	<sup>228</sup> Th	<sup>40</sup> K
A-LLLD	Alimentación a filtros de lodos	7.4 ± 0.5	46 ± 5	86 ± 4	23 ± 2	174 ± 15	120 ± 15	22 ± 3
A-ACLD	Ácido de filtración lodos	7.8 ± 0.5	N.D.	62 ± 3	19 ± 1	6.6 ± 1.0	50 ± 6	N.D.
A-LODO	Inatacados (Lodos)	9 ± 1	625±40	41 ± 2	16 ± 1	2100 ± 150	650 ± 40	400 ± 40
A-DICA	Perlita	1.1 ± 0.1	79 ± 11	5.0 ± 0.8	9.6±1.2	114 ± 14	125 ± 16	1400 ± 175

*Tabla 3. Concentraciones de actividad (Bq/kg) en los productos involucrados en la etapa de separación de los inatacados de ilmenita (lodos).*

Otra etapa muy significativa del proceso industrial es la eliminación de los inatacados de ilmenita, denominados lodos inatacados o Tionite. Este material sólido viaja en suspensión con el licor o fracción líquida que contiene el dióxido de titanio en forma de Sulfato de titanilo, y se elimina del licor en dos etapas sucesivas: a) por decantación, y b) por filtración del sobrenadante obtenido. La filtración se lleva a cabo en unos filtros rotatorios a los que se le añade perlita como material filtrante que retiene el material en suspensión y deja pasar la fracción líquida.

La perlita, en su estado natural, es una roca vítrea de origen volcánico que contiene un 4% de agua. Calcinada hasta unos 1100°C, el agua se evapora y la roca se reblandece y estalla hasta alcanzar 20 veces su volumen inicial. La perlita así expandida, se convierte en un material granular blanco y extremadamente ligero, cuya nueva estructura le confiere notables cualidades como material filtrante, aislamiento acústico, etc. En la tabla anterior observamos que la perlita no presenta equilibrio secular entre los radionucleidos de las series del Th y U, lo cual se debe al pretratamiento previo que se le ha realizado y a su origen. Así, observamos que la concentración de  $^{226}\text{Ra}$  en la perlita es unas 60 veces superior a la de  $^{238}\text{U}$ , y unas 15 veces superior a la del  $^{230}\text{Th}$ . Similares conclusiones pueden obtenerse para la serie del torio. Y, comentar por último, que también posee un alto contenido de  $^{40}\text{K}$  (1400 Bq/kg, unas tres veces superior a un suelo típico), lo que representa un 4.4% de potasio natural.

Por otro lado, y en relación a los datos mostrados en la tabla 3, indicar que los lodos inatacados es el material sólido que presenta mayores concentraciones de isótopos de radio para todo el proceso. También es importante resaltar que este material posee un 40% de humedad cuando sale del proceso, y las concentraciones mostradas en esta tabla están expresadas como material seco sin humedad. Vemos que las concentraciones de  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{228}\text{Ra}$  son de 650 Bq/kg y 2100 Bq/kg, respectivamente, en una proporción  $^{228}\text{Ra}:$  $^{226}\text{Ra}$  de 3.2, que es muy similar a la encontrada para la ilmenita. Estas altas concentraciones nos llevan a resaltar que deberemos estudiar de forma detallada las implicaciones radiológicas para cada una de las aplicaciones de este material, ya que actualmente está considerado un residuo por no poseer aplicaciones industriales o comerciales.

En la tabla 4 se muestran las concentraciones de actividad en las muestras más relevantes del proceso de neutralización de los efluentes ácidos débiles. Tal y como era de esperar de las conclusiones anteriores, el Th es el radioelemento de mayor concentración (unos 17 Bq/kg de  $^{232}\text{Th}$ ) en la corriente de ácido sulfúrico débil (muestra B-NEUT), mientras que los niveles de  $^{238}\text{U}$  y  $^{228}\text{Ra}$  son del orden del Bq/kg. Por el contrario, el efluente líquido neutralizado (muestra N-FFUN) presenta niveles en radiactividad natural comparables, e incluso inferiores, a los encontrados en aguas naturales no perturbadas. Así, las concentraciones de los isótopos de Th están alrededor de los 50 mBq/kg y los de U no son detectables por espectrometría alfa, técnica que presenta un límite de detección inferior al mBq/kg.

Por último, y en relación a la tabla 4, se puede indicar que en el proceso de neutralización del efluente débil se utilizan dos materiales naturales muy abundantes en España (cal y magnesita), que presentan concentraciones en radionucleidos de las series naturales del U y Th inferiores, o similares, a los 15 Bq/kg implicando este hecho que estos compuestos no sean materiales NORM. Y

para terminar de comentar los resultados del proceso de neutralización, resaltar que el único residuo que se obtiene es el Yeso Rojo (compuesto fundamentalmente por  $\text{SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), el cual presenta los máximos niveles de actividad para el  $^{232}\text{Th}$  (143 Bq/kg) y el  $^{228}\text{Ra}$  (70 Bq/kg), concentraciones muy por debajo de los niveles de desclasificación establecidos por el Consejo de Seguridad Nuclear, y que son  $5 \cdot 10^3$  Bq/kg y  $1 \cdot 10^3$  Bq/kg, respectivamente.

Muestra	Descripción	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{230}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$
B-NEUT	Efluente débil del proceso industrial	$1.27 \pm 0.07$	N.D.	$2.0 \pm 0.1$	$17.5 \pm 0.5$	$4.9 \pm 0.2$	N.D.
N-CAL	Cal	$3.65 \pm 0.21$	$5.4 \pm 1.1$	N.D.	$0.89 \pm 0.11$	$6.87 \pm 0.36$	$52 \pm 8$
N-MAG	Magnesita	$7.1 \pm 0.4$	$10.5 \pm 1.5$	$4.9 \pm 0.7$	$5.3 \pm 0.4$	$12.4 \pm 0.8$	$27 \pm 4$
N-YESO	Yesos Rojos	$15 \pm 1$	$15 \pm 2$	$70 \pm 8$	$143 \pm 5$	$41 \pm 2$	$30 \pm 5$
N-FFUN	Efluente neutralizado	N.D.	N.D.	N.D.	$0.05 \pm 0.01$	$0.05 \pm 0.01$	N.D.

*Tabla 4. Concentraciones de actividad (Bq/kg) en los productos involucrados en la etapa de neutralización del efluente débil.*

Muestra	Descripción	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{230}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$
A-CVER	Alimentación a cristalizadores	$9.2 \pm 0.4$	N.D.	$14 \pm 2$	$107 \pm 4$	$30 \pm 1$	$30 \pm 1$
A-CRIS	Efluente de cristalización $\text{H}_2\text{SO}_4$ 27%	$12.6 \pm 0.4$	$2.2 \pm 0.8$	$25 \pm 3$	$119 \pm 4$	$31 \pm 2$	N.D.
A-CAPA	Caparrosa (precipitado en la cristalización)	$1.5 \pm 0.2$	N.D.	$4 \pm 1$	$13 \pm 2$	$3.1 \pm 0.7$	N.D.

*Tabla 5. Resultados radiactivos, en Bq/kg, en el análisis de las muestras colectadas en la etapa de cristalización.*

Una vez se ha separado la fracción líquida (A-CVER, acidez sulfúrica del 80%) de la pulpa de  $\text{TiO}_2$ , ésta debe recuperarse por motivos económicos y medioambientales. La primera etapa es realizar una pequeña concentración de la

corriente ácida y se introduce en los cristalizadores a vacío para obtener un precipitado denominado caparrosa (sulfato ferroso heptahidratado) y un efluente ácido de cristalización (A-CRIS) con un 27% de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. La caparrosa es un co-producto con gran interés comercial (actualmente se utiliza en agricultura) posee unos niveles de radiactividad natural inferiores a suelos típicos no perturbados. Por otro lado, en la fracción líquida (entrada y salida de cristalizadores) se produce una pequeña concentración, en un factor 1.3 aproximadamente, en los radionucleidos naturales con niveles altos en <sup>232</sup>Th (en torno a los 120 Bq/kg). También podemos observar que el cociente entre radionucleidos del mismo elemento químico pero diferentes series se mantiene a lo largo del proceso, estando en torno a 3.5.

Para finalizar el resumen que estamos discutiendo en relación a los resultados obtenidos en la industria de TiO<sub>2</sub>, comentaremos los hechos más relevantes en la última etapa de concentración (calentamiento a vacío) de la corriente ácida interior del proceso (tabla 5), que no es más que la concentración de ácido de cristalización para producir un precipitado sólido (el sulfato ferroso monohidratado) y ácido sulfúrico al 80%, mostrado anteriormente, que vuelve a entrar en el proceso a través de la etapa de digestión del mineral.

Muestra	Descripción	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>230</sup> Th	<sup>40</sup> K
A-CRIS	Solución de cristalización. H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 27% para concentrar	12.6 ± 0.4	2.2 ± 0.8	25 ± 3	119 ± 4	31 ± 2	N.D.
E-MONH	2ª etapa de concentración: sulfato monohidratado	72 ± 3	5 ± 1	60 ± 8	499 ± 27	113 ± 7	N.D.

*Tabla 5. Resultados radiactivos, en Bq/kg, en el análisis de las muestras colectadas en la etapa de concentración y maduración*

Para finalizar este trabajo, mostraremos un resumen de los flujos globales normalizados de radionucleidos que entran y salen en el proceso. Estos flujos normalizados se han realizado a partir del balance de masa global del proceso, y que de forma aproximada es: por cada gramo de ilmenita tratada se produce aproximadamente 1/6 g de lodos húmedos, 1/2 g de yeso rojo, 1 g de caparrosa y 4/5 g de sulfato ferrosos monohidrato.

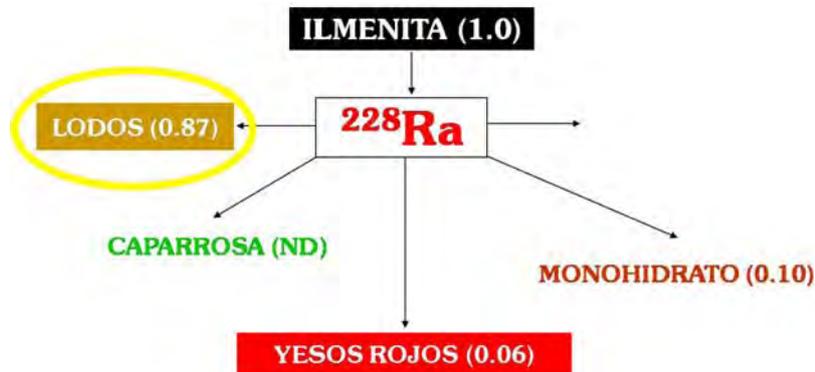


Figura 3. Balance normalizado para el  $^{228}\text{Ra}$  (similares resultados se obtienen para el resto de isótopos de radio).

En la figura 3 se observa que la mayoría del Ra (casi el 90%) sale del proceso industrial ligado a los lodos inatacados de la ilmenita (tionite), lo que, tal y como hemos visto, lleva consigo que este residuo sea un material NORM ya que la concentración de  $^{228}\text{Ra}$  está en torno los 2 kBq/kg seco, y el límite para su desclasificación es 1 kBq/kg. No obstante, este residuo se obtiene en fábrica con una humedad superior al 40%, por lo que supone una dilución efectiva en sus concentraciones de radionucleidos haciendo que supere por muy poco el nivel de desclasificación

Por otro lado, el uranio presenta un comportamiento intermedio entre el Ra y el Th, observándose (figura 4) que la mayoría de este radioelemento acompaña de mayoritariamente al monohidrato (sobre el 60%), o Sulfafer, que es un material que posee ciertas aplicaciones como fertilizante y en la industria cementera. No obstante, otra fracción significativa de U acompaña a los inatacados de ilmenita (25%), lo que hace que este residuo se “cargue” un poco más en radiactividad natural.

Y, para terminar, comentar el diagrama obtenido para los flujos de torio (Figura 5). Tal y como ya se podía inferir de los resultados obtenidos anteriormente, sobre el 75% del Th que entra en el proceso se asocia finalmente con el Monohidrato debido a que este radioelemento posee una gran tendencia a permanecer en disolución en ácido sulfúrico, de manera que no precipita hasta que la concentración de ácido es superior al 60%.

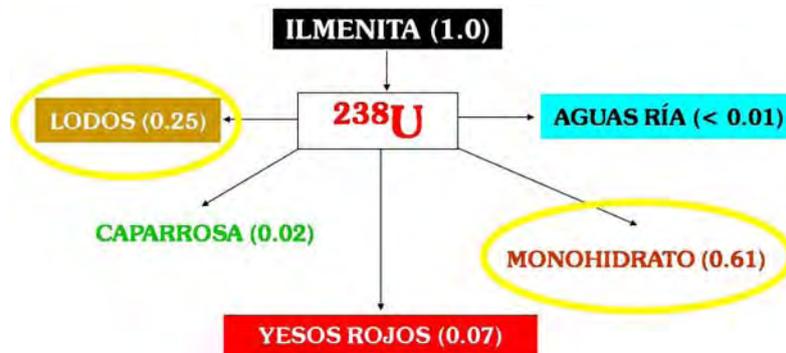


Figura 4. Balance normalizado para el  $^{238}\text{U}$  (similares resultados se obtienen para el resto de isótopos de radio).

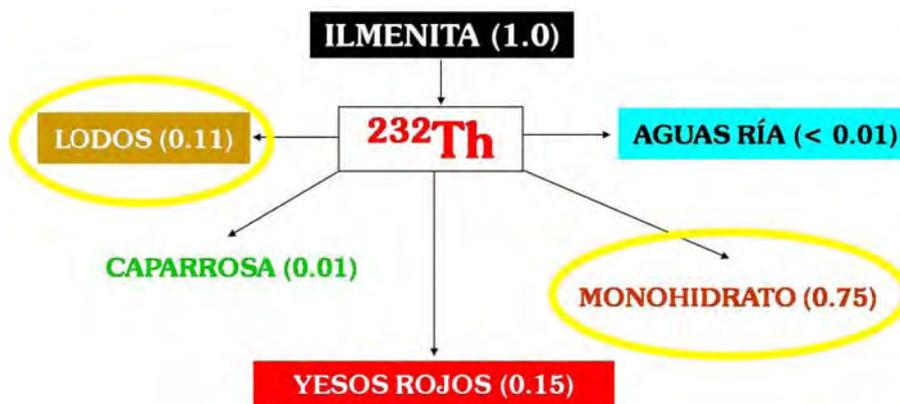


Figura 5. Balance normalizado para el  $^{232}\text{Th}$  (similares resultados se obtienen para el resto de isótopos de radio).

#### 4. Consideraciones finales

Podemos indicar pues, a la vista de los resultados obtenidos, que dentro de los sub-productos o co-productos asociados a la producción de bióxido de titanio únicamente merecen especial atención desde el punto de vista radiológico los lodos húmedos (inacados de ilmenita), lo que debe ser tenido en consideración en su gestión y posible valorización.

Por otra parte, especial mención merece la política de valorización de co-productos y sub-productos llevada a cabo por la empresa sita en Huelva dedicada a la producción de pigmentos de  $TiO_2$ . La caparrosa producida mediante cristalización del efluente ácido remanente de la precipitación del  $TiO_2$  (170000 toneladas anuales) es totalmente valorizada mediante su aplicación en suelos agrícolas para la recuperación de suelos básicos, su utilización en alimentación animal, y su uso como materia prima para la producción de sulfato férrico líquido (o sólido) utilizado en el tratamiento de aguas como floculante primario.

Por otro lado, el sulfato ferroso monohidrato, formado tras la concentración del efluente ácido remanente de la cristalización de la caparrosa (120000 toneladas anuales) es también totalmente valorizado mediante su uso como materia prima para la elaboración de fertilizantes férricos muy utilizados para mitigar el fenómeno de clorosis en plantas creciendo sobre suelos deficientes en hierro

.

El único sub-producto no valorizado hasta la actualidad son los lodos húmedos, que contienen el material remanente de la digestión de la ilmenita (24000 toneladas anuales). Estos residuos son neutralizados e “inertizados” en una planta de gestión de residuos mediante su mezcla en proporción 1:2 con yesos rojos (unas 85000 toneladas por año son generados), y posteriormente son almacenados en las instalaciones de la planta inertizadora.

Dos importantes aspectos necesitan ser finalmente destacados en relación a estos co-productos y residuos. En primer lugar, remarcaremos el hecho de que, a la vista de los resultados radiológicos mostrados anteriormente, la valorización de la caparrosa, del sulfato ferroso monohidrato y de los yesos rojos no produce impacto radiológico mensurable en las diversas aplicaciones hasta ahora explotadas, mientras que la inertización de los lodos húmedos (claramente enriquecidos en isótopos de Ra) con yesos rojos produce la dilución de su contenido radiactivo lo que unido a su política de gestión minimiza su posible impacto radiológico (Abril, et al., 2006).

Y, en segundo lugar, destacaremos por su importancia el hecho de que una fracción de los co-productos generados y valorizados posteriormente por la empresa es el resultado de la aplicación de notables mejoras medioambientales en el tratamiento de residuos y vertidos al medioambiente. En este sentido, es de destacar que la producción de sulfato ferroso monohidrato comenzó a realizarse en la fábrica en los años 90 como resultado de la necesidad de eliminar las sales metálicas presentes en el efluente ácido resultante de la cristalización de la caparrosa para la concentración y reciclado del H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en el proceso. La producción del sulfato ferroso monohidrato y el reciclado del ácido sulfúrico eliminó el vertido en alta mar de grandes cantidades de efluentes de ácidos fuertes (y como consecuencia el vertido de elementos metálicos y radiactivos). Con el mismo fin, la producción de yesos rojos en la planta de Huelva fue el resultado de proceder a eliminar gran parte del contenido metálico y radiactivo a las aguas de lavado del proceso, como paso previo a su vertido en la ría de Huelva.

A la vista de los ejemplos mostrados, podemos concluir la extrema importancia que tiene una apropiada valorización y gestión de los co-productos y residuos generados por industrias NORM para una minimización de su posible impacto medioambiental y radiológico.

## **5. Referencias**

Bolívar, J.P., Perez J.P., Martín J.E., Más J.L. y García-Tenorio R. “Occupational exposures and distribution of natural radionuclides in the phosphoric acid production by the wet process (Spain)”. In proceedings 9<sup>th</sup> ALARA Network on Occupational Exposures to Natural Radiation, Ausburgo, Alemania, Octubre 2005.

Bolívar, J.P., Perez J.P., Martín J.E., Más J.L. y Borrego E. “Occupational exposures in a phosphate fertilizer industry located at Huelva (Southern Spain)”. In proceedings NORM V Conference, Sevilla, Marzo 2007. En prensa.

Abril J.M., García-León M., García-Tenorio R. et al. Informe final del proyecto “Evaluación de la seguridad alimentaria y radiológica en la aplicación de fosfoyeso como enmienda de suelos agrícolas recuperados en las marismas del Guadalquivir”. Publicación Técnica de ENRESA, Diciembre 2006. SIN: 1134-380X. 196 páginas.

United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report to the General Assembly, with annexes. New York, United Nations. 1988.

United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations 2000, New York.

**MESA REDONDA 4:**

*Actividades y Problemática de los Laboratorios*

## MESA REDONDA 4

### ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICA DE LOS LABORATORIOS

**Moderador:** Dra. D<sup>a</sup>. M<sup>a</sup> del Carmen Fernández Jiménez.

*Universidad de Málaga*

**Ponentes:**

- 1.- Dr. D. Alfonso Calleja García, Universidad de La Coruña. Ferrol
- 2.- Dr. D. José Manuel Pérez Iglesias, Universidad de Oviedo
- 3.- Dra. D<sup>a</sup>. M<sup>a</sup> Angeles Ferro Garcia, Universidad de Granada
- 4.- Dr. D. Benito de Celis Carrillo, Universidad de León
- 5.- Dra. D<sup>a</sup>. Carmen Aguilar i Anguera, Universidad Rovira i Virgili
- 6.- Dr. D. Ignacio Durán Escribano, Universidad de Santiago de Compostela
- 7.- Dra. D. Jesús Castro Catalina, Instituto de Salud Carlos III
- 8.- Dra. D<sup>a</sup>. M<sup>a</sup> Angeles Benavente Ruiz, Fábrica Nacional de la Marañosa

La sesión se realizó conforme a un modelo prefijado con un tiempo de exposición de cada ponente de 10 minutos (que en la mayoría de los casos no se cumplió), sin preguntas ni intervenciones durante las exposiciones. Se concluyó con un debate sobre los temas tratados. Debido a las características comunes de estos laboratorios expongo un pequeño resumen de la problemática más general de los laboratorios pequeños. La fundamental es la constante incorporación de nuevos investigadores para sustituir a los ya formados, debido a la falta de estabilidad de estos profesionales en sus respectivos laboratorios. Por lo que, es necesario darle a los nuevos investigadores una formación especializada en técnicas instrumentales y análisis en medidas radiactiva. Respecto a esto, es muy importante la colaboración de CSN a través de cursos de espectrometría gamma, contador proporcional o en general seminarios relacionados con técnicas de tratamiento matemático de las medidas, y que no repercutan económicamente a su respectivo laboratorio o bien preparar cursos on-line sobre estas técnicas. Este problema se ve agravado cuando por razones personales se produce la jubilación de algunos de los miembros del grupo, caso de la Universidad de Granada con la jubilación de Don Cecilio González Gómez, donde a título personal quisiera agradecerle su ayuda siempre entusiasta en todas la problemáticas que se han presentado en estos años.

También se planteo el problema de la falta de espacio físico de los laboratorios y la lejanía entre estos y la ubicación de los investigadores, por lo que, aparte de los problemas científicos se une la incomodidad de la situación personal de cada investigador. Sin embargo, todos los laboratorios coincidimos en la gran ayuda que para estos laboratorios tienen estas Jornadas sobre Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental, ya que permiten compartir conocimientos y experiencias a nivel personal con todos los investigadores, lo que puede potenciar la posibilidad de realizar estudios conjuntos o pedir proyectos institucionales.

# ACERCA DEL LABORATORIO DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE A CORUÑA

**Alfonso Calleja García**

*Universidad de A Coruña. Escuela Universitaria Politécnica. Ferrol*

## **1 Introducción**

El Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de A Coruña se fundó creó en 1997 tras la firma de un convenio de colaboración con el Consejo de Seguridad Nuclear, por el que pasaba a formar parte de la Red de Estaciones de Muestreo (REM, red densa) de la Red de Vigilancia Radiológica (Revira). En la actualidad ofrece al público servicios relacionados con el análisis de radiactividad ambiental.

Se localiza en la Escuela Universitaria Politécnica de Ferrol y está adscrito al Departamento de Química Analítica. La plantilla de personal la componen:

- 1 Catedrático en Química, que es el Director del laboratorio.
- 1 Licenciado en química, contratado a jornada completa.
- 1 Licenciado en química (doctorando), contratado a media jornada.
- 1 Técnico Especialista de Laboratorio, contratado a media jornada.

## **2 Equipamiento**

El laboratorio dispone de los siguientes medios instrumentales específicos:

- Espectrómetro gamma de Ge Canberra XTRA GX2520.
- Espectrómetro gamma de Ge Canberra XTRA GX6020.
- Sistema de espectrometría alfa Canberra Alpha Analyst, con detectores PIPS A450-18AM.
- Contador proporcional alfa/beta de flujo continuo de gas Berthold LB770, con sistema de procesado de datos LB530 PC.
- Centelleador sólido ZnS (ag) Canberra 2007P.
- Monitor de radiación gamma Exploranium GR135.
- Monitor de radón Alphaguard PQ 2000PRO.
- Espectrómetro de absorción atómica Perkin Elmer Aanalyst 300.

### **3 Experiencia y Servicio de Análisis**

La experiencia acumulada hasta el momento incluye la recogida, tratamiento y análisis de los siguientes tipos de muestras: aguas de consumo humano (suministros públicos, aguas envasadas), aguas superficiales (ríos, manantiales) y subterráneas (balnearios), suelos, materiales de construcción (granitos), aerosoles atmosféricos y aire, residuos de buques gaseros ( $^{210}\text{Pb}$ ) y muestras biológicas (leche de vaca y dieta tipo). Gracias a ello, se puede ofrecer al público la recogida de muestras ambientales y el análisis de los siguientes parámetros en ellas:

- Índices de actividad alfa total, beta total y beta resto.
- Actividad de Sr-89/Sr-90.
- Análisis isotópico por espectrometría gamma .
- Caracterización de residuos de las cubas de buques que transportan combustibles fósiles.
- Medida de contaminación superficial mediante frotis.
- Radón en viviendas y lugares de trabajo: monitorización y medidas integradas con cartuchos de carbón activo.
- Análisis isotópico por espectrometría alfa (en desarrollo).

### **4 Trabajos de Investigación y Aplicación**

El laboratorio lleva a cabo en la actualidad diversos programas de trabajo que podemos dividir en:

- Trabajos de investigación:
  - Caracterización radiológica de suelos del litoral norte de Galicia (proyecto de tesis doctoral).
- Trabajos de aplicación: consisten en convenios de colaboración firmados con diversas empresas:
  - Acuerdo específico con el Consejo de Seguridad Nuclear, sobre un programa de Vigilancia Radiológica Ambiental (Red de Estaciones de Muestreo).
  - Contrato con el Instituto Universitario de Xeoloxía (Universidad de A Coruña) para la datación de muestras geológicas.

- Contrato con la empresa Navantia Fene-Ferrol para el análisis de contaminación radiactiva en buques gaseros.
- Contrato de colaboración con el Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de Castilla-La Mancha.

## 5 Problemática del Laboratorio

Uno de los objetivos pendientes del laboratorio es la acreditación de las técnicas de análisis empleadas o, en su defecto, la certificación del laboratorio, que redundaría en un incremento de la calidad de los servicios así como en el acceso a nuevos mercados de trabajo. En cualquier caso, la calidad del laboratorio está garantizada por la inclusión del mismo en el sistema de control que sobre la REM fue instituido en su día por el Consejo de Seguridad Nuclear, el cual obliga, entre otros compromisos, a la participación en ejercicios de intercomparación analítica y a la recepción de auditorías realizadas por el propio Consejo para el cumplimiento de los manuales de calidad correspondientes.

Otro problema, de no sencilla solución, es el de las infraestructuras del edificio que da cabida al laboratorio, pues, al tratarse de un edificio añoso, también lo son aquéllas, fundamentalmente las de fontanería y la eléctrica. En el primer caso, la solución depende por entero de las acciones que acometa la Dirección de la Escuela. En cuanto a los problemas de estabilidad del suministro eléctrico, se ha hecho lo posible con la instalación de sistemas de alimentación ininterrumpida, que es una medida necesaria pero no suficiente.

Respecto al aspecto laboral, decir que las inciertas perspectivas de futuro y la precariedad se suman a la lista de problemas cuya solución depende en un grado muy importante de los ingresos económicos obtenidos, cuestión que afecta especialmente a los laboratorios pequeños como el que se describe, por tardar más en amortizar las inversiones.

Por último, dentro de los contratiempos técnicos propios de este tipo de laboratorio, comentar el problema que surgió en sus inicios con la interferencia del radón ambiental del laboratorio en las medidas. Y es que la Escuela Universitaria Politécnica de Ferrol se asienta sobre un subsuelo granítico con un elevado potencial de emisión de radón (fundamentalmente  $^{222}\text{Rn}$ ), cuya actividad media anual era, antes de su reducción, de  $80 \text{ Bq/m}^3$ . Como es sabido, los descendientes del  $^{222}\text{Rn}$  ambiental interfieren en las medidas por espectrometría gamma que los tienen por objeto, así como en la determinación de los índices de actividad alfa y beta totales. Para eliminar esta interferencia se utilizaron 2 ventiladores que introducían en el laboratorio aire exterior con un caudal total de

impulsión de 660 m<sup>3</sup> (10 “renovaciones”/hora), creando sobrepresión para atenuar la entrada del radón procedente del subsuelo. Así se ha logrado que la media anual de la actividad de radón descienda hasta 20 Bq/m<sup>3</sup>.

En la tabla 1 se observa el efecto de la mitigación sobre las medidas por espectrometría gamma (se trata de una media basada en los isótopos <sup>214</sup>Pb y <sup>214</sup>Bi y en los dos detectores en uso), con una reducción en la magnitud de los blancos del 59% y de un 70% en su variabilidad (calculada como la desviación típica gaussiana). El cociente entre esta desviación típica y la media de las incertidumbres (poissonianas) de los blancos individuales es de 1,6, tendente a 1, y, aún mejor, la desviación típica de señales simuladas cercanas al límite de detección (L<sub>D</sub>) es igual a la media de las incertidumbres de las señales simuladas individuales, lo que, junto con la solapabilidad de los intervalos de confianza (95% de nivel de confianza) de los blancos, por un lado, y de las señales simuladas por otro, lleva a concluir que la distribución de probabilidad real es asimilable a la prevista en los cálculos de incertidumbre (que no es otra que la de Poisson) y que cada uno de los blancos individuales, por una parte, y cada una de las señales simuladas, por otra, representan la misma realidad (de blanco o de señal simulada), es decir, son intercambiables.

Tabla 1. Efecto de la mitigación del radón ambiental en las medidas por espectrometría gamma ( <sup>214</sup> Pb, <sup>214</sup> Bi)			
% Reducción cuentas blancos (B)	% Reducción variabilidad blancos $\sigma(\bar{B})$	$\frac{\sigma(B)}{\bar{u}(B_i)}$	Simulación ( $\rightarrow L_D$ ) $\frac{\sigma(S)}{\bar{u}(S_i)}$
59	70	1,6	1,0

En cuanto a la segunda tabla, se aprecian las consecuencias de la mitigación en las medidas de recuentos alfa y beta totales, con una importante reducción en las cuentas de los blancos alfa (los beta poseen un fondo intrínseco mucho mayor) y una mucho menor en su variabilidad, estimada con la desviación típica gaussiana, que es muy alta (mayor del 15%) y diferente de la poissoniana, por lo que en el canal alfa es inaceptable esta última suposición (en el canal beta sí puede asimilarse la distribución de las medidas de blancos a una distribución de Poisson). Para sortear este problema se utiliza un sistema de estimación de los blancos alfa en la medida de las muestras, mediante el empleo de testigos, que no son más que blancos medidos tanto en la “medida de blancos” como en la “medida de muestras”, de manera que ambos valores pueden correlacionarse fácilmente. Este método reduce el número de detectores disponibles para la

medida de muestras, pero permite determinar fiablemente los intervalos de confianza de las cuentas del canal alfa, así como las del beta.

Tabla 2. Efecto de la mitigación del radón ambiental en los recuentos alfa/beta medidos con contador proporcional (plancheta 50mm)					
Canal	% Reducción cuentas blancos (B)	% Reducción variabilidad blancos	% $\sigma_{GAUSS}^{relativa}$	% $\sigma_{POISSON}^{relativa}$	Simulación ( $\rightarrow L_D$ ) $\sigma(S)/\bar{u}(S_i)$
$\alpha$	63	10	51	12	1,9
$\beta$	14	24	6,2	3,1	1,4

## 6 Bibliografía

- ISO 18589-3:2007, International Organization for Standardization – Measurement of radioactivity in the environment-Soil-Part3: Measurements of gamma-emitting radionuclides. ISO, 2007.
- Practical Gamma-Ray Spectrometry. Gordon Gilmore, John Hemingway. Ed. John Wiley & Sons Inc. Chichester, 1995 (reprinted 2004).
- ISO 10703:2007, International Organization for Standardization - Water Quality - Determination of the activity concentration of radionuclides by high resolution gamma-ray spectrometry. ISO, 2007.
- Límites de detección. Aspectos operativos en los laboratorios de medida de bajos niveles de actividad. Isabel Vallés. Universitat Politècnica de Catalunya. IV Jornadas sobre calidad en el control de la radiactividad ambiental. Volumen I. Pág. 83-89. Sevilla, 18-20 de mayo, 2005.

## **EL LABORATORIO DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE OVIEDO**

**J. Manuel Pérez Iglesias.**

*Universidad de Oviedo.*

Hace tres años, en las Jornadas de Sevilla, realicé la presentación del Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de Oviedo; en la misma, ya señalaba las dificultades por las que estábamos atravesando para poder cumplir con los objetivos que nos habíamos propuesto, por una parte, ampliar las técnicas de análisis y medida utilizadas en el Laboratorio, esencialmente a centelleo líquido y espectrometría alfa, y por otra, conseguir mejorar el funcionamiento del Laboratorio en los aspectos de Calidad y de gestión documental del mismo.

El primero de ellos, no se ha podido cumplir debido a la dificultad para la contratación de personal estable en el Laboratorio; esta dificultad reside en el hecho de la pertenencia del personal del mismo al área de Ingeniería Nuclear, la cual, con una carga lectiva que se ha visto reducida en los actuales planes de estudio de nuestra universidad, ha impedido que se alcance la masa crítica de personal docente para poder desarrollar e implantar el Laboratorio; en estos últimos años el personal docente de esta área se ha reducido en dos plazas (por jubilación), siendo amortizadas por la Universidad, debido, entre otros motivos, a la escasez de recursos económicos de la propia Universidad, agravados este año por la prórroga presupuestaria en el Principado de Asturias.

En cuanto al segundo, optamos, para la mejora de la gestión documental por adecuar nuestro funcionamiento y nuestra documentación conforme a la norma ISO 9001\_2000; con la colaboración Vicerrectorado de Calidad de nuestra Universidad hemos completado en junio de 2006 dicha adecuación conforme a la citada norma, quedando pendiente la Certificación de nuestro Sistema debido principalmente a que el propio Vicerrectorado de Calidad, no dejaba clara su financiación y su mantenimiento, considerando prioritaria la certificación de otros servicios de la universidad. Además, aún considerando un valor añadido la obtención de la Certificación ISO 9001 para nuestro Laboratorio, no creemos que sea un requisito actualmente exigible por nuestro principal cliente, el Consejo de Seguridad Nuclear, ya que, como todos sabemos, la posesión de este tipo de certificación no garantiza la calidad de los ensayos y medidas realizadas.

La calidad de los ensayos se aborda directamente con la Acreditación de los mismos; esta opción la deseamos de partida, por exigir un esfuerzo económico que un Laboratorio pequeño como el nuestro no puede soportar. No obstante, con relación a este tema, por lo que si apostamos es por la participación en todo tipo

de ejercicios de intercomparación que se propongan tanto a nivel nacional como internacional y que afecten a los ensayos realizados en nuestro Laboratorio; este tipo de ejercicios resultan asequibles, tanto humana como económicamente, permiten chequear los procesos seguidos en los diferentes ensayos y descubrir las malas praxis que pueden afectar a los mismos. Los informes finales de estos ejercicios son extremadamente útiles, ya que sitúan al Laboratorio en el contexto nacional o internacional según se trate, confirman la manera de proceder del mismo si queda en buena posición y, replantean una revisión crítica de los procesos seguidos en el ensayo en el caso contrario. Esta actitud, frente a la calidad de los ensayos creo que es, en definitiva, la que debe primar en el funcionamiento de cualquier laboratorio.

Actualmente, el Laboratorio se mantiene en la E. T. S. de Ingenieros de Minas, situada en el centro de Oviedo; no obstante, responsables políticos del Principado insisten en ubicar la Escuela de Minas en Mieres, y junto con ella el Laboratorio, lo que propicia que las dos personas que formamos parte del mismo estemos en una situación expectante, que se extiende en el tiempo, ante un posible traslado a otra ubicación, además fuera de la ciudad. El proceso iniciado en la universidad española con relación a la implantación de los nuevos planes de estudio de acuerdo con el nuevo espacio de Bolonia, podrá despejar esta incertidumbre, ya que forzosamente las autoridades universitarias, que a priori se oponen al traslado, tendrán que definir la ubicación de los actuales estudios de Ingeniería de Minas, Técnica y Superior, actualmente dispersos en dos campus universitarios, la primera en el campus de Barredos en Mieres y la segunda, como ya se ha señalado, en el Centro en Oviedo.

En la historia reciente del Laboratorio, a partir de la firma del primer acuerdo específico con el Consejo de Seguridad Nuclear, en sus 12 años de existencia no hemos dejado de realizar ninguna medida a la que nos hayamos comprometido; colaboramos con empresas del Principado caracterizando radiactivamente sus productos en unas y realizando pruebas de hermeticidad de fuentes en otras y hemos participado en 11 ejercicios de intercomparación con resultados satisfactorios, 92,5 % de los mismos con un  $Z_{\text{score}}$  menor de 2 en valor absoluto y de ellos, el 67% inferior a 1; solamente en una participación con el Organismo Internacional de Energía Atómica decidimos no enviar resultados, ya que, por un error al escoger la muestra, las actividades específicas de los nucleidos pedidos se encontraban por debajo de las actividades mínimas detectables en nuestro Laboratorio con los procedimientos puestos en marcha; conseguir la cuantificación de los mismos exigía un esfuerzo añadido que no nos podíamos permitir.

En el funcionamiento habitual del Laboratorio intervenimos dos personas; esporádicamente participan becarios en trabajos concretos, pero la falta de

perspectivas futuras y la facilidad para encontrar trabajo impiden su continuidad en el mismo; el único que mantiene cierta continuidad es un becario de informática que actualiza y mantiene la aplicación que gestiona nuestra base de datos.

La reciente renovación del Acuerdo Específico con el Consejo de Seguridad Nuclear, permitirá la contratación de una nueva persona como analista que actualmente estamos seleccionando. En este sentido, tengo que resaltar que, sin el Convenio con el Consejo de Seguridad Nuclear, nos hubiese sido imposible sobrevivir como Laboratorio, permitiendo, por el contrario, en la actualidad, facilitar unas enseñanzas prácticas a nuestros alumnos con unos buenos equipamientos, dar apoyo a los proyectos de investigación, prestar servicio a la sociedad asturiana, y por último, y no menos importante, participar en una comunidad de laboratorios donde se intercambian experiencias y conocimientos y se traban buenas amistades.

# **LABORATORIO DE RADIOQUÍMICA Y RADIATIVIDAD AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE GRANADA**

**M<sup>a</sup> Ángeles Ferro García**

*Dpto. de Química Inorgánica. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada*

## **INTRODUCCIÓN**

El marco en el que se sitúa esta intervención es el de las “**V Jornadas sobre Calidad en el Control de la Radiactividad Ambiental**” y dentro de ellas en “**la mesa redonda sobre actividades y problemática de los laboratorios**”

El Laboratorio de Radioquímica y Radiología Ambiental de la Universidad de Granada, se encuentra ubicado en el departamento de Química Inorgánica de dicha Universidad, con personal que pertenece al área de conocimiento de Química Inorgánica.

Las actividades realizadas por el Laboratorio son:

**Actividades Docentes**, las asignaturas impartidas son dos optativas:

- “*Radioquímica*” que se imparte en el segundo curso de la Licenciatura de Química y tiene 4.5 créditos (Teoría-3.5 y Prácticas-1). Esta asignatura se impartió por primera vez en el Laboratorio en 1969 y el responsable de la misma fue el Dr. Cecilio González Gómez hasta su jubilación en Septiembre de 2005.
- “*Radiactividad, Control y Gestión de Residuos Radiactivos*” se imparte en cuarto curso de la Licenciatura de Ciencias Ambientales y tiene 6 créditos (Teoría-4 y Prácticas-2). La docencia de esta asignatura es compartida con profesores que pertenecen al área de conocimiento Física Atómica, Molecular y Nuclear que dan 2 créditos de teoría y Química Inorgánica da 4 créditos (Teoría-2 y Prácticas-2)

**Actividades de Investigación**, la línea de Investigación que tiene el laboratorio se denomina “Control de la Contaminación Radiológica Ambiental”

La actividad principal del Laboratorio de Radioquímica y Radiología Ambiental es la determinación de la radiactividad en muestras ambientales, en todo tipo, de matrices como: agua, aerosoles, suelo y alimentos. El laboratorio lleva a cabo dos programas subvencionados por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN)

1. **“Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental (REVIRA) - Red de estaciones de muestreo (REM)”**, a partir del año 1992.
2. **“Plan de Vigilancia Radiológica Ambiental independiente en el almacenamiento de residuos radiactivos del Cabril (PVRAIN)”**, desde el año 1999, en colaboración con las Universidades de Sevilla y Málaga.

El objetivo principal del Laboratorio es cubrir las demandas del Consejo de Seguridad Nuclear en relación a los dos programas subvencionados por el y, dentro del acuerdo específico firmado entre el CSN y la Universidad de Granada y sin los cuales posiblemente nuestro Laboratorio no existiría.

Otro de los objetivos, a cubrir este año, es llevar a cabo un Proyecto de la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) entre España y Marruecos, para el **“Estudio de la Radiactividad Ambiental en el Noroeste de Marruecos: Correlación con los Parámetros Petrológicos y Modelo de Predicción”**. Con el Prf. Dr. Mustapha Azahra del Departamento de Física de la Facultad de Ciencias, de la Universidad Abdelmalek Essaâdi (Tetuán-Marruecos).

Actualmente, el Laboratorio es uno de los más pequeños asociados a la Red de Vigilancia Radiológica Ambiental, ya que cuenta únicamente con dos personas, una de ellas es profesor Titular del área de conocimiento de Química Inorgánica y, un becario. Ambas personas deben llevar a cabo todas las actividades e implicaciones necesarias para que el Laboratorio funcione.

Para conseguir estos objetivos, el Laboratorio consta de varias dependencias bien diferenciadas:

1. La zona del “Laboratorio de Preparación de muestras”
2. La zona del “Laboratorio de Espectrometría” en donde están:
  - Un espectrómetro gamma multicanal, con detector de Germanio tipo REVERSE, marca: Canberra. Modelo: 3106D
  - Un contador proporcional de bajo fondo  $\alpha/\beta$  marca BERTHOLD, modelo LB- 770-2/5.33
3. La zona denominada “Laboratorio de Equipos de Medida”, en donde se encuentran dos espectrómetros de centelleo líquido:
  - Marca Packard modelo Tri-Carb 4640
  - Marca Packard modelo Tri-Carb 1500



Laboratorio de Espectrometría

## **ACTIVIDAD Y PROBLEMÁTICA DE LOS LABORATORIOS PEQUEÑOS**

En nuestro caso en concreto, el problema principal es la falta de personal estable y la necesidad de una formación especializada, en técnicas instrumentales y de análisis en medidas de radiactividad, por parte del CSN, a través de cursos de espectrometría gamma, contador proporcional de bajo fondo  $\alpha/\beta$ , y espectrometría de centelleo líquido, para la formación de las personas que se incorporan a trabajar en esta línea de investigación y que de esta forma se pueda continuar con todas las actividades del Laboratorio (trabajos y proyectos, y servicios) que, actualmente se hacen, sin que en ningún momento el Laboratorio deje de funcionar y pueda ofrecer los mismos servicios de calidad a sus clientes. También, nos preocupa el caso, como nos ha ocurrido a nosotros, de una persona no estable pero bien formada en este área, y que por las circunstancias especiales de cada Universidad, no pueden continuar en el Laboratorio. ¿Qué hacer en estos casos?

La colaboración con otros laboratorios nos podría ayudar bastante a la hora de pedir proyectos juntos y compartir conocimientos y experiencias que sin duda creemos que enriquecerá a corto y largo plazo a ambos laboratorios. Por otro lado, el Foro de Radiactividad Ambiental, que se presentó en Jaca, va a ser de gran ayuda en el futuro para todos los laboratorios pero muy especialmente para los pequeños. Así mismo, los ejercicios de intercomparación propuestos por el CSN u otros organismos, permiten a los laboratorios como el nuestro hacer una autoevaluación de sus propios resultados, y llevar a cabo si es necesario, las correcciones tanto técnicas como analíticas para mejorar la calidad de los mismos.

Otro de los problemas que tienen los Laboratorio pequeños, como el nuestro, es que además de la falta de recursos humanos y económicos, este ha de renovarse y adaptarse a la realidad actual y competitiva en la que está inmersa, ya que de no ser así, puede echar por tierra todo el esfuerzo y trabajo realizado durante tantos años, por tantas personas, que en su paso por el Laboratorio, han conseguido mejorar la infraestructura del mismo, hasta su situación actual. La cual nos permite a nosotros continuar su labor con optimismo e ilusión, y a bordar el futuro del Laboratorio con esperanza, siempre y cuando el Consejo de Seguridad Nuclear continúe apostando por este tipo de convenios con las Universidades y nos ayude en la mejora técnica del Laboratorio.

Finalmente, nos gustaría agradecer a todas las personas que han pasado por nuestro Laboratorio y han dejado parte de su trabajo e ilusión en la mejora del mismo, y muy especialmente al responsable del mismo hasta su jubilación el Dr. Cecilio González Gómez así como a la Dra. Antonia Camacho García y al Dr. Jesús López Peñalver.

## **ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICAS DE LOS LABORATORIOS**

**Carme Aguilar.**

*Unitat de Radioquímica Ambiental i Sanitària (UR AIS)*

*Universitat Rovira i Virgili*

El objetivo de esta presentación es mostrar las principales problemáticas con que nos encontramos en nuestro laboratorio, Unitat de Radioquímica Ambiental y Sanitaria (UR AIS). Creemos que es muy importante que se fomenten este tipo de jornadas y concretamente de mesas redondas centradas en la participación de laboratorios pequeños como el nuestro ya que se ofrece la posibilidad de manifestar las principales inquietudes que tenemos.

En primer lugar comentaremos de manera muy breve el funcionamiento de nuestro laboratorio. La actividad de nuestro laboratorio empezó a gestarse hacia el año 2001 y desde entonces hemos ido evolucionando y consolidando nuestra actividad. Actualmente podemos distinguir dos ámbitos de actividad: la prestación de servicios analíticos y la investigación. Para la prestación de servicios analíticos un objetivo que nos planteamos desde el inicio fue emitir unos resultados de calidad y con este fin se trabajó intensamente para conseguir la acreditación de ENAC, hecho que se consiguió en el año 2006. Por otro lado, en el ámbito de investigación actualmente tenemos una estudiante de doctorado que desarrolla su tesis en el desarrollo de métodos analíticos para determinar distintos radioisótopos de interés ambiental en matrices de origen diverso: aguas, sedimentos, algas, etc.

En todo el período de funcionamiento de UR AIS se han desarrollado distintas actividades entre las que se pueden destacar:

- Prestación de servicios analíticos relacionados con la radiactividad ambiental
- Convenios con muestras externas
- Actividades necesarias para el mantenimiento de la acreditación ISO/IEC 17025:2005
- Actividades formativas y de divulgación: cursos, conferencias, etc.
- Estudios ambientales y desarrollo de nuevos métodos de ensayo

Para llevar a cabo toda esta actividad el laboratorio dispone de un personal de 5 personas. De éstas, el director técnico y el jefe de laboratorio son profesores de la Facultat de Química de la Universitat Rovira i Virgili por lo que no tienen una dedicación completa. Por otro lado el laboratorio dispone de un técnico de laboratorio que además es el responsable de calidad, también dispone de un analista y de un estudiante de tercer ciclo. Además de contar con poco personal, se debe añadir que la ubicación del laboratorio actualmente está a 65 km de la

Facultat de Química, hecho que dificulta en algunas ocasiones el funcionamiento normal del laboratorio.

Respecto de las problemáticas con que nos encontramos en URAIS podemos destacar las siguientes:

- Asociadas con la acreditación ISO 17025:2005:
  - Técnico de laboratorio y responsable de calidad: misma persona
  - Limitación para aplicar cambios en procedimientos acreditados
  - Se necesita invertir gran cantidad de tiempo en calibraciones, controles de calidad, intercomparaciones, etc.
  - Se precisa una formación y cualificación adecuada del personal
  - Acreditación no valorada en la evaluación de las actividades de I+D+i
  - Elevado coste económico
- Asociadas con la organización
  - Poca formación en radiactividad en nuestra universidad: dificultad de encontrar personal con formación adecuada
- Problemas técnicos
  - Limitación de la instrumentación
  - Necesidad de poner a punto instrumentación nueva de la que no tenemos experiencia

Desde nuestra perspectiva debemos luchar para intentar solucionar estas problemáticas y para ello creemos que se deben establecer sinergias con otros grupos de investigación ya que esto eliminaría la problemática de aislamiento de los grupos pequeños, se podría crear más “masa crítica” para solicitar ayudas institucionales, se podrían intercambiar conocimientos o crear talleres para compartir experiencias por ejemplo. Además es de gran importancia participar en congresos y jornadas tanto a nivel nacional como internacional aunque esto suponga un gasto económico.

## **ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICA DEL SERVICIO DE RADIOPROTECCIÓN DEL INSTITUTO DE SALUD CARLOS III**

**Jesús Castro Catalina, Pilar Aragón Santamaría, M. Elena Veiga Ochoa, Ana M. Sancho Pascual**

*Centro Nacional de Sanidad Ambiental. Instituto de Salud Carlos III*

**El Servicio de Radioprotección**, forma parte del Centro Nacional de Sanidad Ambiental, perteneciente al Instituto de Salud Carlos III. El Instituto pertenecía al Ministerio de Sanidad y Consumo. Con fecha 16 de julio de 2008, ha pasado a formar parte del Ministerio de Ciencia e Innovación

Está ubicado en Majadahonda. Existe correo electrónico: radioprot.cnsa@isciii.es y pagina web: <http://www.isciii.es>

En el Servicio trabajan 5 titulados superiores, siendo Jesús Castro el Jefe de Servicio:

Aragón Santamaría, Pilar  
Castro Catalina, Jesús  
Ruiz Gimeno, Carmen  
Sancho Pascual, Ana María  
Veiga Ochoa, Elena

El Servicio está organizado por unidades y lo forman las siguientes:

- Unidad de dosimetría de radiaciones ionizantes
- Unidad de contaminación radiactiva gamma
- Unidad de contaminación radiactiva alfa-beta
- Unidad de medidas de radón

El **Laboratorio de Dosimetría** cuenta con dos lectores de termoluminiscencia para sus medidas. En esta unidad se realizan medidas de dosimetría personal y de área

El laboratorio está autorizado por el C.S.N. como “Servicio de Dosimetría Personal Externa” y también está acreditado por ENAC para las medidas Hp(0,07) y Hp(10), que son la dosis equivalente en piel (0,07mm) y profunda ( a 1 cm) respectivamente.

Se lleva el control dosimétrico de unas 5000 personas mensualmente.

También se realizan lecturas de dosímetros de anillo y dosímetros de cuerpo entero (son dosímetros que se colocan en una posición determinada que estima la dosis a cuerpo entero. Para las embarazadas se colocaría en la tripa para ver la dosis que recibe el feto que no puede superar 1 mSv embarazo.

Respecto a la dosimetría de área se controlan al mes más de 3000 puntos, los dosímetros que se utilizan son los mismos que para dosimetría personal, adaptados para pegarlos a la pared.

El **Laboratorio de Espectrometría Gamma**, tiene cinco detectores de germanio. En este laboratorio se mide contaminación radiactiva en muestras ambientales y alimentarias.

Se realizan medidas en alimentos de importación, cuyas muestras son recogidas y enviadas por el servicio de Sanidad Exterior que hay en las aduanas. Las medidas se realizan para dar cumplimiento al Reglamento de la CE 616/00, que establece las actividades aceptables en alimentos. Este reglamento es válido hasta el 2010 y prorrogó el 737/90 relativo a las condiciones de importación de productos agrícolas originarios de terceros países como consecuencia del accidente ocurrido en la central nuclear de Chernobil.

También se realizan medidas en alimentos, de origen nacional, que van a ser exportados y cuyo país de importación, entre la documentación requerida, exige un certificado en el que se indique que el producto está libre de contaminación radiactiva.

El laboratorio realiza también medidas de filtros para detectar si hay contaminación radiactiva en aire.

El **Laboratorio de Medidas alfa-beta**, cuenta con un contador proporcional de bajo fondo, para realizar las medias beta y dos equipos de centelleo sólido de SZn activado con plata, para medidas alfa.

En este laboratorio se miden aguas para el consumo humano, siguiendo el Real Decreto 140/2003.

El laboratorio de medidas alfa-beta realiza también medias para la detección de alimentos irradiados, siguiendo la norma UNE-EN 1788 (2002). Según esta norma podemos detectar si un alimento está irradiado o no, siempre y cuando se puedan extraer de él, silicatos minerales. Una vez extraídos la medida se realiza en un lector de termoluminiscencia.

Esta medida se efectúa sobre productos como herboristería y especias principalmente, para ver si están irradiados.

La última unidad es la **Unidad de Medidas de Radón**. Cuenta con detectores de INa(Tl) utilizados para la medida por espectrometría gamma de los canister utilizados y un AlphaGUARD.

Para medir el radón en interiores podemos realizar dos tipos de medidas: Medidas integradas con los canister de carbón activo y Medidas en continuo con el Alfaguard.

El Servicio participa en un proyecto FIS, junto con el área de Contaminación Atmosférica del CNSA.

El título del proyecto es “Determinación de la contaminación radiactiva en las fracciones de partículas atmosféricas de interés sanitario, torácicas (PM10), respirables (PM2,5) y respirables de alto riesgo(PM1) en la Comunidad de Madrid.

El objetivo es detectar y cuantificar la presencia de isótopos radiactivos originados por la actividad humana, fundamentalmente Cs 137 e isótopos de origen natural.

La radiactividad asociada a las distintas fracciones se determinará mediante espectrometría gamma con detectores de germanio . La calibración de los equipos para realizar la medida de los filtros será por el método “ LabIsocs”.

Respecto a la *problemática* del Servicio, el principal problema de todos los laboratorios es la falta de personal, principalmente en dosimetría, dado el volumen de trabajo que tienen y que se va resolviendo parcialmente con becarios, contratos temporales...

# **ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICA DE LOS LABORATORIOS DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL.**

**M<sup>a</sup> Ángeles Benavente Ruiz. Raúl López Sánchez.**

*Dpto. N.B.Q. Unidad Nuclear – LARA.*

*Instituto Tecnológico La Marañosa (I.T.M.)*

## **1. INTRODUCCIÓN**

El Ministerio de Defensa posee un Laboratorio de Análisis de Radiactividad Ambiental (LARA) ubicado en La Marañosa, a 30 Km al sureste de Madrid. Este laboratorio está integrado en la Unidad Nuclear del Departamento de Defensa NBQ del Instituto Tecnológico la Marañosa (I.T.M.), el cual depende de la Subdirección de Tecnología y Centros (SDGTECEN) de la Dirección de Armamento y Materiales (DGAM).

El LARA (Laboratorio de Análisis de Radiactividad Ambiental) se creó con la implantación del “Plan de Vigilancia Radiológica Ambiental” (PVRA) del Estado Mayor de la Armada, en Septiembre de 1986, con la finalidad de efectuar los análisis cualitativos y cuantitativos de muestras enviadas por la Armada desde los puertos autorizados para el atraque o estancia de buques de propulsión nuclear.

Actualmente, el LARA es el laboratorio NBQ de referencia en el Ministerio de Defensa y en las operaciones SIBCRA (Sampling and Identification of Biological, Chemical and Radiological Agents) de la OTAN.

## **2. ACTIVIDADES**

Las actividades principales de este laboratorio son:

- **Análisis de las muestras del P.V.R.A. de las bases navales en las que está autorizado el atraque de Buques de Propulsión Nuclear.**

Durante las visitas de los buques de propulsión nuclear, se realizan medidas de radiación en lugares prefijados, toman muestras y miden condiciones ambientales. Los datos y muestras se remiten al LARA para someterlas a los siguientes análisis:

- Determinación del Índice de Actividad Alfa Total en agua de mar, mediante Contador Proporcional.
- Determinación del Índice de Actividad Beta Total en muestras de aire, agua y suelo, mediante Contador Proporcional.
- Determinación de radioisótopos emisores gamma mediante Espectrometría Gamma en muestras de aire, agua y suelo.
- Dosimetría ambiental con Dosímetros de Termoluminiscencia.

**Ensayos acreditados por ENAC desde Octubre de 2007.**

- **También disponemos de capacidad técnica para:**

- Determinación del índice Beta resto, mediante las técnicas de Absorción Atómica y Contador Proporcional.
- Determinación de H-3 mediante Centelleo Líquido.
- Determinación de Sr-90: Separación radioquímica y recuento en Contador Proporcional o Centelleo Líquido.
- Determinación de isótopos de Plutonio, Americio, Uranio y Torio mediante Espectrometría Alfa.

Los citados ensayos no son rutinarios, aunque disponemos de la técnica y el procedimiento a punto. Como prueba a nuestras capacidades hemos participado en ejercicios de intercomparación.

- **Dirección técnica y ejecución del proyecto: “Desarrollo y puesta a punto de nuevos métodos de respuesta rápida, para la determinación de contaminación radiactiva en situaciones de emergencia”.**

Además de muestras medioambientales, tenemos la necesidad de desarrollar técnicas y métodos rápidos de análisis que abarquen las principales amenazas en las que se pueda producir una situación de emergencia con material radiactivo implicado.

En este campo, tenemos la necesidad de dar resultados rápidos y fiables, evitando falsos positivos y falsos negativos. Se precisa de datos que permitan tomar decisiones rápidas y suficientemente contrastadas al mando, para minimizar los daños que tal situación pudiera provocar. En este tipo de ensayos, disponer de bajos límites de detección no son una prioridad.

- **Colaboración / participación con las Operaciones del grupo SIBCRA**

El LARA, como parte del departamento NQB del I.T.La Marañosa, colabora y participa, cuando es requerido, en la simulación de escenarios para la práctica de maniobras del Batallón NBQ de Valencia. Dicho Batallón, cuyo prestigio es reconocido internacionalmente, pertenece a uno de los grupos de apoyo del Cuartel de Alta Disponibilidad de la Alianza Atlántica.

Estas maniobras, con carácter general consisten en:

1. Preparación de escenarios (por el departamento NBQ de la Marañosa), con simulantes NBQ, intentando simular un incidente/accidente de tipo NBQ.
2. Reconocimiento, delimitación y toma de muestra por las Unidades de Reconocimiento y Vigilancia NBQ, que actúan según las instrucciones de un mando.
3. Envío de muestras al laboratorio de referencia.

- **Organización y preparación del ejercicio SIRA** (Sampling and Identification of Radiological Agents) **2008.**

Debido a los buenos resultados obtenidos en el ejercicio interlaboratorio SIRA, durante la reunión anual del grupo SIBCRA, se propuso al LARA como organizador y preparador para el ejercicio 2008.

El ejercicio consta de una intercomparación con un enfoque de intercomparación más que como un ejercicio de campo, siendo un ejercicio caracterizado por:

- Los laboratorios participantes deben responder con resultados rápidos y fiables (primer resultado en 24 h y confirmación en 15 días).
- Proporcionar un asesoramiento NBQ, evaluando los resultados proporcionados en cuanto a la Protección Radiológica, indicando una posible actuación en el escenario propuesto.

La participación en este tipo de ejercicios se considera muy positiva pues permite a los laboratorios, no solo, poner a prueba sus métodos de análisis y preparación sino realizar una estimación del riesgo y ofrecer consejos de actuación ante un incidente/accidente radiológico.

Hasta el momento participan 11 países con 12 laboratorios implicados, además de España con el Lara como preparador.

- **Otras competencias y funciones atribuidas son :**

- Asesoramiento técnico en la Implantación/Ratificación de STANAG (Standardization agreement).
- Apoyo técnico a los Cuarteles Generales.
- Calibración/Verificación de equipos (monitores de radiación y dosímetros).
- Evaluación, verificación y pruebas de recepción de equipos.
- Atención a cuestiones parlamentarias.
- Análisis y redacción de especificaciones.
- Participación en el sistema de observación tecnológica del Ministerio de Defensa.

### **3. PROBLEMÁTICA DEL LABORATORIO.**

- La implantación de un sistema de calidad capaz de ser acreditable por ENAC siempre provoca dificultades económicas y de concienciación, sin embargo, el proceso se ha realizado satisfactoriamente.

- A parte de todos los problemas habituales en un laboratorio, el nuestro al encontrarse dentro de la administración, tiene que toparse con la burocracia administrativa lenta.
- Dificultad de contratación de personal experto, cuya necesidad es imperativa cuando se requiere realizar ciertos ensayos y tener que dar asesoramiento.
- Debido a trabajos nuevos que puedan llegar de manera imprevista, es preciso disponer de amplio material que a veces, no está disponible. En este campo la respuesta debe realizarse imperativamente, y para ello se debe buscar los recursos que no se dispongan en un tiempo de respuesta razonablemente rápido.
- Existe una gran dificultad para obtener materiales de referencia/equipos a la misma velocidad a las que se exigen resultados.

**MESA REDONDA 5:**

*Nuevas Técnicas*

## MESA REDONDA N° 5

### NUEVAS TÉCNICAS

**Moderador:** Dr. D. Vicente Seradell.

*Universidad Politécnica de Valencia.*

#### **Resumen de la sesión**

En esta sesión había previstas tres intervenciones:

- "El Centro Nacional de Aceleradores (CNA): Qué es, qué ofrece y cómo poder usarlo por todos los laboratorios". Por el Dr D. Javier Santos Arévalo de la Universidad de Sevilla.

- "New trends for Research on Environmental Radioactivity. Por el Dr Elis Holm de la Universidad de Lund (Suecia).

- "Criterios radiológicos del Consejo de Seguridad Nuclear para la protección frente a la exposición a la radiactividad natural". Por D<sup>a</sup> María Teresa Sanz Aludan del Consejo de Seguridad Nuclear.

El Dr Holm no pudo asistir, por lo que nos vimos privados de una presentación que prometía ser interesante.

La primera exposición correspondió a D<sup>a</sup> M<sup>a</sup> Teresa Sanz que de forma muy documentada expuso la manera con la que el CSN aborda la protección de trabajadores y público frente a la radiación natural. Esta protección se sustancia en los criterios que el pleno del CSN aprobó en su reunión del 31 de octubre de 2007.

Estos criterios fueron desarrollados por la ponente en sus distintos aspectos, destacando los niveles de dosis o concentración de radón, según los casos, para la intervención del Organismo Regulador.

Finalizada la presentación se produjeron algunas intervenciones de los presentes relativas al uso de aguas subterráneas con niveles altos de contaminantes radiactivos, o la venta libre de sales de uranilo sin control por parte del CSN, entre otras.

La siguiente intervención corrió a cargo del Dr. D. Francisco Javier Santos que en su ponencia pasó revista a los diversos equipos que han sido puestos a disposición de los investigadores en el CNA, haciendo mención de varios protocolos ya existentes para la realización de actividades concretas.

La exposición puso de manifiesto la enorme capacidad del centro para realizar estudios de alto nivel en áreas de conocimiento muy diversas, así como, el potencial de desarrollo que presenta.

Cuestiones concretas relativas a posibilidades aún no explotadas o tarifas para algunas tareas fueron objetivo de interés por parte de los participantes.

Por todo lo dicho podemos calificar la sesión de interesante.

## **EL CENTRO NACIONAL DE ACELERADORES (CNA): QUÉ ES, QUÉ OFRECE Y CÓMO UTILIZARLO.**

**Francisco Javier Santos Arévalo**

*Centro Nacional de Aceleradores. Avd. Tomás Alba Eddison 7. Sevilla*

El Centro Nacional de Aceleradores, (CNA), se establece como centro de investigación en 1999 como parte de un acuerdo entre tres entidades: Universidad de Sevilla, Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Junta de Andalucía. Tiene su sede en el Parque Tecnológico de la Isla de la Cartuja, en Sevilla.

El objetivo científico fundamental del CNA es la utilización de aceleradores de partículas en investigación interdisciplinar. Esto abre un abanico amplio de técnicas y aplicaciones en las que el CNA puede contribuir en la comunidad científica. Algunas de las posibilidades más destacables son la caracterización de materiales (aplicable a campos como la ciencia de materiales, medicina, biología, arqueometría o medio ambiente, por citar algunos), la modificación de materiales, la física nuclear básica, la espectrometría de masas con aceleradores (AMS) o la producción de radionucleidos útiles en tomografía por emisión de positrones (PET), tanto en diagnóstico como investigación preclínica.

Para llevar a cabo estos objetivos, el CNA dispone en la actualidad de tres aceleradores: un tandem Van de Graaff de 3MV, un ciclotrón y un tandetrón de 1MV. En lo que sigue, describiremos brevemente las aplicaciones de cada uno de ellos.

### **El Tandem 3MV**

La instalación más veterana en el CNA está basada en un tandem Van de Graaff de 3MV de tensión máxima. Dispone de dos fuentes de iones diferentes. En una de ellas, Alphatross, se pueden generar partículas alfa mientras que en la segunda, SNICS II, se generan habitualmente protones y deuterones, con la posibilidad de generar iones más pesados. En ambos casos, el haz generado es inyectado al acelerador y adquiere energía, pasando finalmente a las diferentes líneas de investigación.

La instalación cuenta con siete líneas de conducción del haz, preparadas para diferentes experimentos: línea de ultra alto vacío, de implantación, microsonda, multipropósito, de física nuclear de baja energía, de canalización y línea de haz externo. Cada una de estas líneas cuenta con todo el equipamiento necesario para llevar a cabo una amplia gama de experimentos dentro las denominadas técnicas IBA (*Ion Beam Analysis*)

La línea de física nuclear básica ha sido utilizada para estudiar la dispersión de deuterones de baja energía, y para estudiar potenciales ópticos relevantes para reacciones de interés astrofísico. También se ha utilizado para determinar el

comportamiento de nuevos detectores de diamante, que se están desarrollando en instalaciones europeas (GSI). Actualmente está siendo equipada una cámara de reacción para estudiar el comportamiento de detectores de trazado del haz (Beam Tracking Detectors), que son necesarios para el desarrollo de las futuras grandes instalaciones europeas (FAIR y SPIRAL-II).

Las técnicas IBA se basan en la interacción, a nivel nuclear y atómico, de un haz de partículas cargadas con la muestra a estudiar. Al incidir un haz de partículas sobre el material bombardeado, la interacción va a producir diferentes eventos (dispersión, producción de radiación, reacciones nucleares...) con mayor o menor sección eficaz. La detección de los productos de esta interacción nos dará información muy diversa acerca de la muestra en estudio. Algunas de las técnicas IBA más usadas son las siguientes:

- PIXE: Consiste en el estudio de los rayos-X generados en la muestra tras la interacción de protones con los componentes.
- PIGE y DIGE: En este caso se estudia la radiación gamma emitida tras la interacción con protones o deuterones.
- RBS: Se estudian los núcleos del propio haz incidente retrodispersados al interaccionar con la materia de la muestra.
- ERDA: Se estudian los núcleos de retroceso procedentes de la muestra
- NRA: Se inducen reacciones nucleares para estudiar la radiación emitida posteriormente.

Cabe señalar que algunas de estas técnicas pueden aplicarse en la línea de microsonda y en la línea de haz externo. En la microsonda se consigue una focalización muy fina del haz incidente, lo que permite realizar un mapeo de la muestras con muy alta resolución, de modo que es posible estudiar distribuciones de componentes elementales a nivel de micras. En la línea de haz externo se pueden estudiar muestras que por su tamaño o su naturaleza no pueden ser introducidas en las líneas de vacío habituales. Es muy utilizada en los estudios arqueométricos, ya que las piezas de arte pueden estudiarse sin ser dañadas.

En general, las técnicas IBA se caracterizan por ser multielementales, de modo que en un único análisis podemos obtener información acerca de la composición elemental de las muestras. Son además complementarias entre sí, ya que ninguna técnica puede dar información sobre toda la tabla periódica. Se hace por tanto necesario en algunos casos el uso de varias técnicas de modo secuencial, de modo que las diferentes informaciones que se consigan ayuden a completar el análisis que se necesite. Así, según la técnica, pueden analizarse elementos ligeros, elementos pesados, perfiles de concentración, relaciones estequiométricas, densidades... Si a esto le añadimos que los análisis no son destructivos y además son muy rápidos (del orden de minutos de tiempo), nos encontramos con una combinación de técnicas con un amplísimo espectro de aplicaciones.

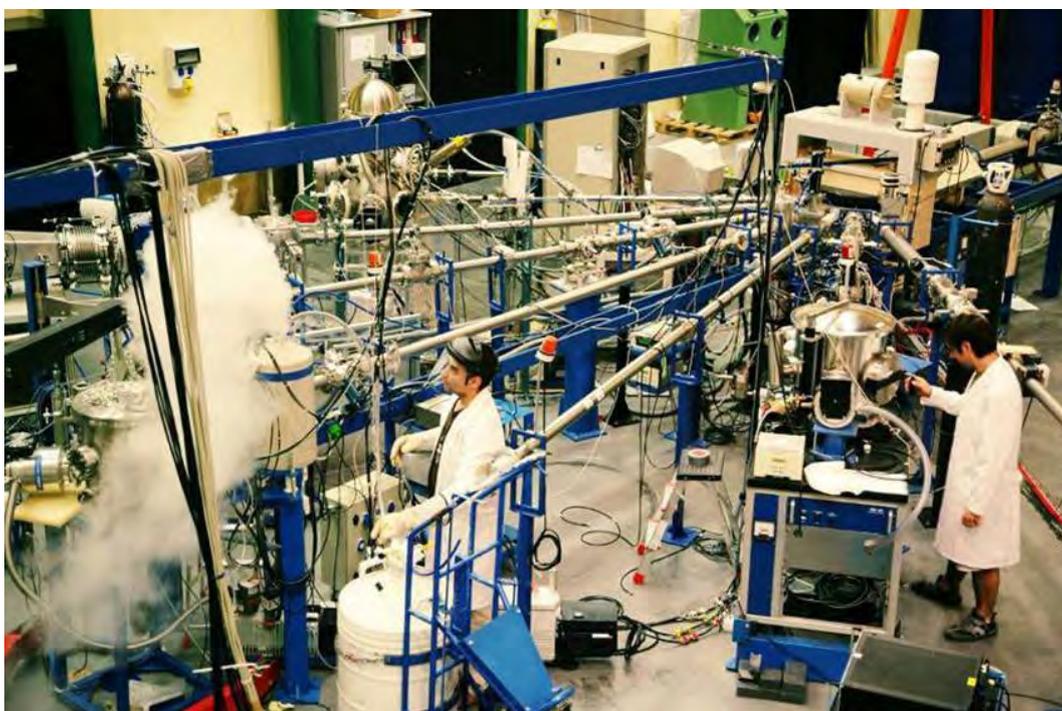


Figura 1.- Líneas de investigación del Tandem de 3MV.

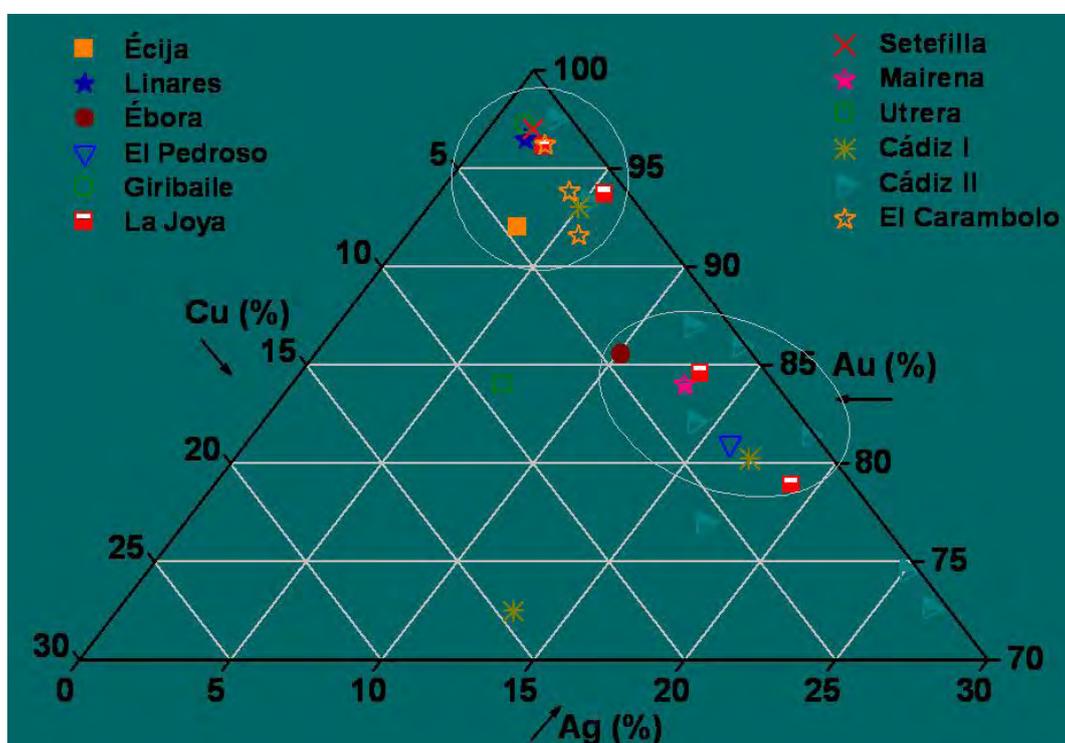


Figura 2.- Análisis composicional de aleaciones en joyas.

## El Ciclotrón

El segundo acelerador instalado en el CNA es un ciclotrón capaz de producir protones de hasta 18 MeV y deuterones de hasta 9 MeV. Las partículas, tras su trayectoria en el interior del ciclotrón tienen siete puertos de salida diferentes en los que se lleva a cabo la producción de radioisótopos como  $^{18}\text{F}$ ,  $^{11}\text{C}$ ,  $^{13}\text{N}$  u  $^{15}\text{O}$ . Estos isótopos de vida corta son usados en la síntesis de biomoléculas integradas en radiofármacos PET, las cuales se utilizan en investigación y diagnóstico. La más común de estas moléculas es la flúor-desoxiglucosa (FDG), aunque no es la única.



Figura 3.- Ciclotrón del CNA

Para realizar esta síntesis el CNA dispone, anexo a la instalación del ciclotrón, un laboratorio de radiofarmacia equipado con celdas blindadas y módulos automáticos de síntesis química. Para la experimentación preclínica, el CNA dispone de un micro-PET para pequeños animales, en el que se pueden llevar a cabo experimentos de aplicación en campos como la neurología, oncología o cardiología.



Figura 4.- Laboratorio de radiofarmacia.

Como elemento de investigación dentro del ciclotrón, encontramos la línea de implantación iónica que ya señalamos en el tandem. Esta línea ha sido diseñada de modo que puede transportarse y acoplarse a ambos sistemas aceleradores, lo que le confiere alta flexibilidad en el diseño de experimentos. En ella se pueden llevar a cabo experimentos de implantación iónica o de daño por irradiación.

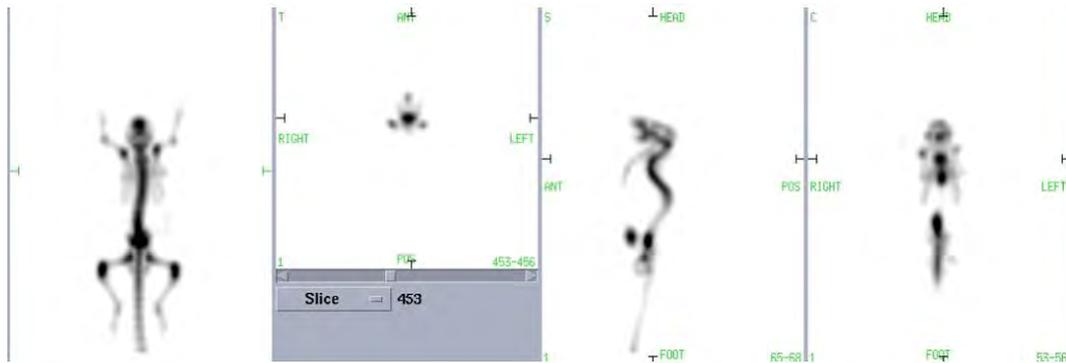


Figura 5.- Imagen obtenida con el PET.

## El Tandetrón de 1MV

El último de los aceleradores instalado en el CNA es un tandetrón de 1MV de tensión máxima, sobre el que está basado un sistema de espectrometría de masas con aceleradores (AMS). El AMS es una técnica de análisis ultrasensible que permite determinar cocientes isotópicos entre el núcleo problema, normalmente radiactivo, y su isótopo estable, con una sensibilidad muy superior a los sistemas de espectrometría de masas convencionales.

Las aplicaciones fundamentales del AMS son la determinación de radionucleidos de semivida muy larga, y presentes en muy baja concentración en la naturaleza. Estas dos características hacen que la actividad específica en muestras ambientales de los radionucleidos típicos en AMS esté muy por debajo de las capacidades de las técnicas radiométricas. Algunos isótopos clásicos en AMS son el  $^{10}\text{Be}$ ,  $^{129}\text{I}$ ,  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{14}\text{C}$ ...

Actualmente el CNA cuenta con cuatro líneas de investigación en AMS, dedicadas a cuatro isótopos diferentes:  $^{10}\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{129}\text{I}$  y  $^{239,240}\text{Pu}$ . En desarrollo actualmente, está la línea de investigación con  $^{26}\text{Al}$ . Las aplicaciones de cada uno de estos isótopos son diferentes, aunque pueden englobarse dentro de las aplicaciones medioambientales.

El  $^{10}\text{Be}$  es un isótopo cosmogénico muy utilizado en estudios de actividad solar, en glaciología, y en geología, especialmente en combinación con el  $^{26}\text{Al}$ . Gracias al uso del AMS pueden determinarse cocientes isotópicos  $^{10}\text{Be}/^9\text{Be}$  del orden de  $10^{-14}$ . Esto se traduce en medidas de muestras ambientales donde la actividad de

este isótopo es inferior a los nBq/g. Dichas medidas se realizan en apenas quince minutos y sus errores asociados son inferiores al 10%.



Figura 6.- El acelerador tandetron de 1MV para AMS

El  $^{129}\text{I}$  es otro de los isótopos clásicos en AMS. Su utilidad como trazador marino y como isótopo de control en la gestión de residuos nucleares por parte de las plantas de reprocesamiento de combustible nuclear ha hecho que se avance mucho en su estudio en los últimos años. De forma similar a como ocurre con el  $^{10}\text{Be}$ , las actividades específicas que pueden determinarse mediante AMS están por debajo del  $\mu\text{Bq/g}$ , muy por debajo de las capacidades de las técnicas radiométricas.

El caso de los isótopos de Pu es particular, ya que es conocido que en gran número de muestras puede detectarse el valor de la actividad total  $^{239+240}\text{Pu}$  mediante espectrometría alfa. Sin embargo, gracias a la utilización del AMS, ambos isótopos pueden determinarse de manera independiente, conociendo el cociente  $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ , con la consecuente información que puede obtenerse a partir de él.

Se trata por tanto de la aplicación de una técnica ultrasensible que permite abordar problemas inatacables en la mayoría de los casos desde un punto de vista radiométrico.

Asociado a la investigación en estos isótopos, existen dos laboratorios de preparación de muestras dotados de todos los elementos necesarios para tratar múltiples matrices ambientales.

El caso del  $^{14}\text{C}$  dentro del AMS es especialmente relevante por la revolución que supuso el empleo de esta técnica para la datación. Como es sabido, la datación por  $^{14}\text{C}$  se realiza con éxito desde hace décadas mediante técnicas radiométricas. Sin embargo, la necesidad de muestras relativamente grandes, y el tiempo de medida necesario hacían que la técnica en muchas ocasiones no fuese aplicable, bien por ser muestras muy escasas, o demasiado valiosas para ser destruidas en la medida necesaria. Al utilizar AMS la cantidad de materia que se necesita se reduce en tres órdenes de magnitud, y los tiempos de medida se reducen a treinta minutos por muestra alcanzando precisiones del 0.4% en las medidas. Se trata por tanto de un caso en el que, si bien no es imprescindible para la aplicación de la técnica de datación, sí que ha potenciado de forma notabilísima su rango de aplicación. Cabe señalar además que no sólo se pueden abordar problemas de datación, sino que la medida de  $^{14}\text{C}$  puede proporcionar información muy variada, como la actividad de  $^{14}\text{C}$  en la dieta, o el contenido de aceites vegetales en los biocombustibles, por señalar algunos de los problemas que se han abordado en el CNA.

En el CNA existe un laboratorio de preparación de muestras de  $^{14}\text{C}$  en el que se lleva a cabo todo el proceso necesario para la preparación de muestras para datación o estudios ambientales.

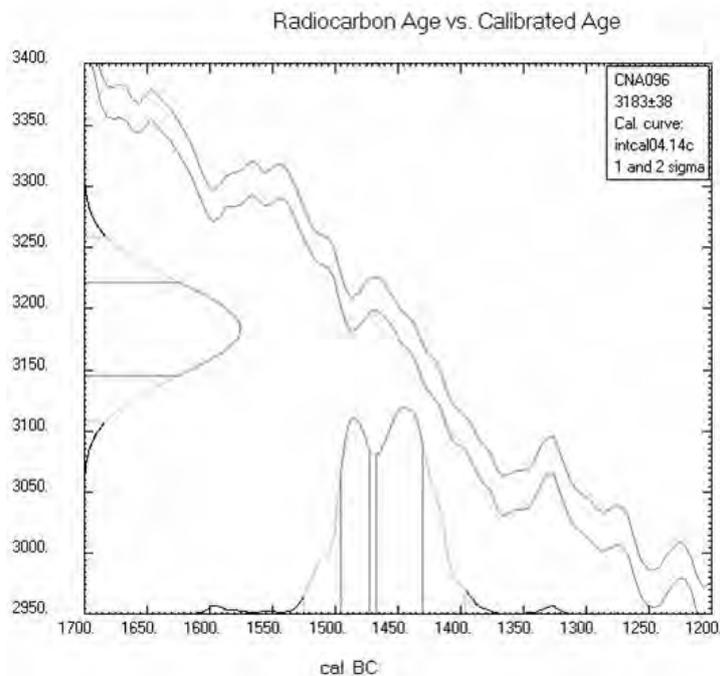


Figura 7.- Resultado de calibración en una muestra de radiocarbono

## **El CNA como centro de investigación**

El CNA es un centro de investigación que tras años de experiencia, se ha convertido en una referencia en investigación multidisciplinar con aceleradores en España, y ha sido incluido en el mapa de Instalaciones Científico Técnicas Singulares. El CNA pone a disposición de la comunidad científica multitud de técnicas para la realización de experimentos en los más diversos campos. El CNA está totalmente abierto a la comunidad científica española e internacional, así como a la empresa y la industria.

Para más información, consultas y solicitudes de uso, la página web del CNA es [www.centro.us.es/cna](http://www.centro.us.es/cna) y el correo [cna@us.es](mailto:cna@us.es).

## **El CNA como centro de investigación**

El autor desea expresar su agradecimiento a los compañeros de trabajo que han ayudado en la redacción de esta comunicación, Yolanda Morilla, Inés Ortega, Juan José Chao, Manuel García y Joaquín Gómez por sus múltiples y útiles comentarios.

## **Referencias**

Memorias de investigación del CNA 1998-2001

Memorias de investigación del CNA 2002-2003

Memorias de investigación del CNA 2005-2006

Descargables en [www.centro.us.es/cna/Publicaciones](http://www.centro.us.es/cna/Publicaciones)

## **CRITERIOS DEL CONSEJO DE SEGURIDAD NUCLEAR PARA LA PROTECCIÓN RADIOLOGICA FRENTE A LA EXPOSICIÓN A LA RADIACIÓN NATURAL**

**María Teresa Sanz Alduan**

*Coordinadora técnica de protección radiológica del público y vigilancia radiológica ambiental del Consejo de Seguridad Nuclear.*

El Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de protección sanitaria contra radiaciones ionizantes (RPSRI), establece, en su título VII, disposiciones relativas a las fuentes naturales de radiación.

Dentro de este título, el artículo 62, “Aplicación”, indica en su apartado 1, 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 considerarse despreciable desde el punto de vista de la protección radiológica.

Entre las actividades que deben ser sometidas a dicha revisión se incluyen las siguientes:

- a. *Actividades laborales en que los trabajadores y, en su caso, los miembros del público estén expuestos a la inhalación de descendientes de torón o de radón o a la radiación gamma o a cualquier otra exposición en lugares de trabajo tales como establecimientos termales, cuevas, minas, lugares de trabajo subterráneos o no subterráneos en áreas identificadas.*
- b. *Actividades laborales que impliquen el almacenamiento o la manipulación de materiales que habitualmente no se consideran radiactivos pero que contengan radionucleidos naturales que provoquen un incremento significativo de la exposición de los trabajadores y, en su caso, de los miembros del público.*
- c. *Actividades laborales que generen residuos que habitualmente no se consideran radiactivos pero que contengan radionucleidos naturales que provoquen un incremento significativo de de la exposición de los trabajadores y, en su caso, de los miembros del público.*
- d. *Actividades laborales que impliquen exposición a la radiación cósmica durante la operación de aeronaves.*

El apartado 2 de este mismo artículo indica que los estudios a los que se refiere el apartado 1 se realizarán siguiendo las instrucciones dadas por la autoridad competente, las cuales estarán sujetas a las orientaciones que el CSN establezca al efecto.

El artículo 63, “Fuentes terrestres de radiación natural”, establece:

*“1. La autoridad competente remitirá al Consejo de Seguridad Nuclear los resultados de los estudios realizados al amparo del artículo 62. El Consejo de Seguridad Nuclear, a la vista de los mismos, identificará aquellas actividades laborales que deban ser objeto de especial atención y estar sujetas a control. En consecuencia, definirá aquellas actividades laborales que deban poseer dispositivos adecuados de vigilancia de las exposiciones y, cuando sea necesario, establecerá:*

- a) La aplicación de acciones correctoras destinadas a reducir las exposiciones de acuerdo, total o parcialmente, con el título VI.*
- b) La aplicación de medidas de protección radiológica de acuerdo, total o parcialmente, con los títulos II, III, IV y V, y el régimen de declaración o autorización.”*

El título II se refiere a la justificación, optimización y limitación de dosis para prácticas, el III a dosis efectivas y equivalentes, el IV a los principios fundamentales de protección operacional de los trabajadores expuestos, personas en formación y estudiantes para la ejecución de las prácticas, el V a la protección radiológica de la población en circunstancias normales y el VI a las intervenciones.

El RPSRI promulgado en 2001 incorpora la directiva 96/29/EURATOM en lo relativo a la radiación natural, e, igual que ésta, no desarrolla lo establecido en los artículos 62 y 63. Desde la publicación del RPSRI el CSN ha trabajado para desarrollar estos artículos, como se manifiesta en la elaboración de planes de actuación, que contemplan la definición de criterios radiológicos específicos.

Inicialmente, la falta de desarrollo del RPSRI en lo relacionado con el título VII hizo necesario que el CSN definiera un plan de actuación para dar cumplimiento a la Directiva 96/29/EURATOM. El Plan de actuación fue aprobado por el Pleno del CSN en octubre de 2001 y revisado en marzo de 2006.

El Plan tenía los siguientes objetivos:

- Identificar e informar a las autoridades competentes.
- Recopilar información sobre los estudios previos realizados.
- Identificar los tipos de actividades, situaciones e instalaciones de interés existentes en España.
- Impulsar la realización de estudios piloto.
- Definir el alcance y contenido de los estudios requeridos por el Título VII.
- Establecer los criterios para la adopción de medidas de protección cuándo sean necesaria.
- Desarrollar criterios para la clasificación y gestión de residuos con radionucleidos naturales.

El primer aspecto que se completó fue el de la protección de las tripulaciones aéreas frente a la exposición a la radiación cósmica y, posteriormente, el Pleno del CSN de 31 de octubre de 2007 aprobó criterios radiológicos sobre los siguientes aspectos:

- Actividades laborales que deberían ser objeto de estudio.
- Contenido que deberían tener estos estudios.
- Valores de dosis a los trabajadores cuya superación requeriría el establecimiento de dispositivos de vigilancia de las exposiciones o la aplicación de acciones correctoras.
- Concentraciones de radón en lugares de trabajo y viviendas que requerirían la adopción de medidas correctoras o dispositivos de vigilancia.
- Criterios sobre la aplicación total o parcial de los títulos del RPSRI citados en el título VII, una vez que los resultados de los estudios demuestren que se han superado los niveles de dosis establecidos.
- Actuaciones relacionadas con el control de la gestión de residuos.

Aunque el RPSRI excluye expresamente las exposiciones a la radiación natural en las viviendas, el Plan de actuación del CSN considera también esta exposición, siguiendo las recomendaciones de la Unión Europea. Por tanto, entre los criterios aprobados se han incluido criterios relativos a las concentraciones de radón en viviendas. En este ámbito, ya desde 2002, se han mantenido reuniones con el Ministerio de la Vivienda y se ha colaborado con el Instituto Eduardo Torroja de Ciencias de la Construcción para desarrollar conjuntamente una normativa específica para la protección al radón en el interior de edificios e incorporarla en el nuevo Código Técnico de la Edificación.

Adicionalmente a la falta de criterios de desarrollo del título VII, el RPSRI no establece quiénes son las autoridades competentes que deberían exigir la realización de los estudios. Estas autoridades pueden ser diversas, dependiendo del sector laboral de que se trate, y, en general, son autoridades que no tienen otras competencias en la aplicación del reglamento, ni en materia de protección radiológica. Por ello, en muchos casos desconocían su obligación de requerir los estudios del título VII, en cuyo caso éstos no se llevaban a cabo y no se producían los efectos de protección del público y de los trabajadores frente a las exposiciones a las fuentes naturales de radiación.

Para solventar esto, el CSN identificó a las autoridades competentes y ha mantenido contactos y celebrado reuniones con éstas, con objeto de informarles sobre los diferentes aspectos del título VII del RINR y las obligaciones que les impone el RPSRI, la primera de las cuales se celebró en 2002 y la segunda en 2005.

A pesar de ello, no se tiene constancia de que ninguna de estas autoridades haya solicitado la realización de los estudios requeridos por el RPSRI y, por ello, también se han aprobado actuaciones dirigidas a solucionar este problema.

A continuación se exponen los criterios para cada uno de estos aspectos, para los cuales se ha analizado la normativa y recomendaciones emitidas por organismos internacionales, como la Unión Europea (UE), la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP), el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), la situación en otros países y, en su caso, los antecedentes existentes en España.

## **1. Exposición a la radiación cósmica durante la operación de aeronaves**

En los años 80 se llevó a cabo un primer estudio, resultado de la colaboración entre el CSN e IBERIA, para determinar las dosis recibidas por las tripulaciones aéreas. Posteriormente, y anticipándose a la revisión del RPSRI, IBERIA suscribió en mayo de 2001 un acuerdo de colaboración con el CIEMAT para la realización de un estudio a fin de determinar las dosis recibidas por sus tripulaciones en los vuelos comerciales. El objeto del acuerdo era la estimación de las dosis y la definición de la instrumentación y actuaciones necesaria para su determinación.

A fin de informar del plan de actuación del CSN, a finales de 2001 se mantuvieron reuniones con la Dirección General de Aviación Civil (DGAC), donde se concretaron las acciones a llevar a cabo por ambas partes. El CSN requirió a las compañías aéreas la puesta en práctica, en un plazo de nueve meses, del referido plan de actuación, y la DGAC remitió al CSN diversa información en relación con los programas de protección radiológica implantados por las distintas compañías aéreas (22 en total).

Tras la revisión y análisis por el CSN de la información disponible, se remitió un escrito a la DGAC realizando una serie de recomendaciones en relación con el contenido y alcance del programa a implantar por las compañías aéreas para la protección radiológica de las tripulaciones. Las recomendaciones se referían a los siguientes aspectos:

- Propuesta de utilización de un código de cálculo para estimación de dosis validado internacionalmente.
- Posibilidad de excluir a determinadas tripulaciones del programa de protección radiológica (las que realizan vuelos a alturas inferiores a 8000 m).
- Criterios para el cómputo y registro de las dosis.
- Criterios para archivo a largo plazo de las dosis.
- Información a proporcionar a las tripulaciones.
- Información dosimétrica (anual) a remitir al CSN.

## **2. Actividades laborales**

Las industrias afectadas se agrupan de una forma global que se ajusta a lo establecido en otros países y a lo utilizado en publicaciones más recientes de organismos internacionales como el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), no incluyendo industrias de bajo impacto radiológico y agrupando otras por sus características similares (industria óptica y del cristal dentro de las industrias que utilizan materiales con torio), resultando las siguientes:

- Extracción de tierras raras.
- Producción y utilización del torio y sus compuestos.
- Producción de niobio y ferro-niobio.
- Producción de gas y petróleo.
- Fabricación y utilización de pigmentos de dióxido de titanio.
- Industria del fosfato.
- Industria del zirconio.
- Producción de estaño, cobre, aluminio, hierro, acero, cinc y plomo.
- Combustión de carbón.

A este listado hay que añadir los lugares de trabajo en los que hay exposición al radón, que son los siguientes:

- Establecimientos termales.
- Cuevas y galerías.
- Instalaciones donde se almacenen y traten aguas de origen subterráneo.
- Minas distintas de las de uranio.
- Lugares de trabajo subterráneos o no subterráneos en áreas identificadas por sus valores elevados de radón.

En relación con la exposición al torón, hay que tener en cuenta que es un producto de la cadena de desintegración del Th-232, por lo que su contribución a las exposiciones debidas a fuentes naturales de radiación está considerada al incluir en el listado de industrias todas aquellas de producción y utilización del torio y sus compuestos. No se considera necesario, por lo tanto, definir lugares de trabajo específicos.

De acuerdo con el artículo 62 a) del RINR las actividades laborales en que los trabajadores y, en su caso, los miembros del público están expuestos a la radiación gamma, deben estar sometidas a revisión. Esta exposición tiene su origen en el terreno y en los materiales de construcción, y no está asociado con ningún tipo de industria o lugar de trabajo específico. Las recomendaciones de la Unión Europea no especifican de qué tipo de instalaciones se trata y no se han considerado explícitamente en ningún país. No parece factible definir los lugares de trabajo en que hay exposición a la radiación gamma, ya que esta exposición tiene su origen

en el terreno y en los materiales de construcción, y esto no está asociado con ningún tipo de industria o lugar de trabajo específico.

En lo que se refiere al terreno, podría exigirse la realización de los estudios a los responsables de todas las actividades laborales que se sitúen en terrenos con niveles elevados de U-238, Th-232 o sus productos de desintegración, pero en lo que se refiere a los materiales de construcción no sería factible establecer en qué lugares de trabajo se producen incrementos significativos de la exposición de los trabajadores y, en su caso, de los miembros del público.

No obstante, en relación con los materiales de construcción, el Real Decreto 1630/1992, de 29 de diciembre, por el que se dictan disposiciones para la libre circulación de productos de construcción, en aplicación de la Directiva 89/106/CEE, tiene por objeto establecer los requisitos necesarios para aplicar la directiva citada con el fin de regular las condiciones de importación, comercialización y uso de los productos de construcción que garanticen su libre circulación.

Por lo tanto, de forma coherente con las recomendaciones de la Unión Europea y la práctica de otros países, no se considera necesario incluir en el listado de actividades ninguna asociada a la exposición a la radiación gamma, salvo que se produzca esta exposición en lugares de trabajo en los que existan exposiciones al radón o a los radionucleidos naturales y se tenga en cuenta en la estimación total de dosis.

### **3 Contenido de los estudios**

Los estudios que deben realizar los titulares de las actividades laborales en las que existan fuentes naturales de radiación, a fin de determinar si existe un incremento significativo de la exposición de los trabajadores o de los miembros del público que no pueda considerarse despreciable desde el punto de vista de la protección radiológica, deben ser presentados al CSN por la autoridad competente para que se identifique si la actividad laboral en cuestión debe ser objeto de especial atención y estar sujeta a control (artículo 63 del RPSRI).

Por ello, los estudios deben tener un contenido suficiente para que el CSN pueda realizar esta identificación y, para este contenido, se puede tomar como base los estudios piloto impulsados por el CSN, la normativa de otros países y las recomendaciones de la Unión Europea en los documentos Radiation Protection 88 y Radiation Protection 95.

Los estudios deben comprender la estimación de la exposición a los trabajadores y a los miembros del público, tanto en el caso de la exposición al radón como el de la exposición a otros radionucleidos naturales.

Los estudios, requeridos por el artículo 62 del RPSRI, que deben remitirse al CSN por la autoridad competente, deben contener la información que se indica a continuación.

### **3.1 Actividades laborales en las que se producen exposiciones al radón**

Los estudios a realizar deberían incluir la información siguiente:

1. Localización y descripción de la instalación.
2. Medidas de concentración de radón realizadas y sus resultados, con planos indicando la colocación de los equipos de medida.
3. Descripción de los puestos de trabajo y tiempos de permanencia en ellos.
4. Acciones correctoras previstas o adoptadas cuando los resultados de las medidas estén por encima de los niveles de actuación establecidos.

### **3.2 Procesos industriales con radionucleidos naturales distintos del radón**

Los estudios a realizar deberían incluir la información siguiente:

#### *3.2.1 Descripción del emplazamiento, productos y procesos*

1. Localización de la instalación.
2. Origen, cantidades, formas físicas y químicas y características radiológicas de las materias primas utilizadas o almacenadas, susceptibles de contener radionucleidos naturales.
3. Descripción de los procesos de fabricación que utilizan esas materias primas.
4. Formas físicas y químicas y características radiológicas de los productos intermedios y finales en las diferentes etapas de fabricación, incluidos los residuos producidos, con indicación de su origen.
5. En su caso, modalidades de almacenamiento del producto final antes de su puesta en el mercado.
6. Cantidades y características radiológicas de los residuos sólidos y de los efluentes líquidos o gaseosos producidos y, en su caso, descripción de los procesos de tratamiento y depósito antes de su eliminación.
7. Vías establecidas para la eliminación, reciclado o reutilización de los residuos generados y de los efluentes líquidos y gaseosos.
8. Usos del suelo en los alrededores de la instalación.

#### *3.2.2 Caracterización radiológica*

La caracterización radiológica debe incluir la de las materias primas, productos intermedios, productos finales, residuos sólidos y efluentes, para medir fundamentalmente el K-40 y los isótopos radiactivos de las cadenas de U-238, Th-232 y U-235.

#### *3.2.3 Identificación de zonas de exposición y puestos de trabajo*

Se deben describir las zonas y puestos de trabajo donde los trabajadores pueden estar expuestos a las radiaciones ionizantes.

Para cada zona de trabajo se debe indicar la situación, la forma física y las geometrías de los materiales radiactivos, así como la concentración de polvo en el aire.

El estudio debe indicar las vías de exposición potencial de los trabajadores, fundamentalmente la exposición por irradiación externa, por inhalación de polvo y por inhalación de radón y los distintos escenarios que llevan a estas exposiciones. Así mismo se deben describir las operaciones efectuadas, el número de personas afectadas y, en su caso, las medidas de protección utilizadas. Debe también indicarse el caso de que alguna situación accidental sea susceptible de aumentar la exposición de los trabajadores.

#### *3.2.4 Evaluación de dosis*

El titular de un establecimiento en que se lleven a cabo actividades con presencia de radionucleidos naturales debe realizar una evaluación de las dosis recibidas por los trabajadores y el público, salvo en el caso de que un estudio asociado a la actividad excluya todo riesgo de exposición significativa.

El estudio debe incluir la evaluación de las dosis efectivas de los puestos de trabajo anteriormente identificados, teniendo en cuenta los tiempos de permanencia. La evaluación de las dosis se puede hacer mediante estimaciones, completadas con medidas “in situ”.

La evaluación de las dosis recibidas por los trabajadores puede basarse en una evaluación previa realizada por una instalación análoga. En ese caso, se debe justificar la similitud de los parámetros de exposición de los trabajadores con los de la instalación análoga.

También se considera aceptable hacer una estimación de dosis inicial basada en valores indicativos calculados a partir de las caracterizaciones radiológicas de los materiales presentes en la industria correspondiente, de acuerdo con recomendaciones de la Unión Europea o el OIEA sobre estimación de la necesidad de medidas de protección radiológica en lugares de trabajo con minerales y materias primas.

Los responsables de estas industrias deben realizar también una estimación de las dosis al público, para lo que se debe disponer de información sobre los usos del suelo en los alrededores de la industria, los efluentes líquidos y gaseosos, los residuos sólidos producidos, almacenados o evacuados, la caracterización radiológica de los efluentes y los residuos sólidos y las distintas vías de exposición.

En la evaluación de las dosis a los miembros del público, se deben identificar los grupos de población seleccionados para realizar la evaluación, y, en su caso, los resultados de la vigilancia implantada.

La evaluación de estas dosis puede basarse en un estudio de impacto radiológico realizado para una instalación análoga o en un estudio genérico, en cuyo caso se deberá justificar que los resultados son aplicables a la instalación.

### **3.2.5 Valoración de resultados y medidas a adoptar**

Se debe incluir una valoración de los resultados de la evaluación de dosis, describiendo, en su caso, las acciones correctoras previstas o existentes para reducir las exposiciones, y, de acuerdo con los resultados de la evaluación, se deben indicar las medidas a adoptar desde el punto de vista de protección radiológica de los trabajadores y del público, incluyendo la gestión de residuos.

Si la caracterización radiológica de los materiales con presencia de radionucleidos naturales en cualquier etapa del proceso que se lleva a cabo da unos resultados de valores de concentración de radionucleidos inferiores a los de exención, para radionucleidos individualmente considerados o para la mezcla de éstos, indicados en el apartado 8 sobre control de la gestión de residuos, se considera que no es necesario llevar a cabo medidas ni estudios adicionales, ya que estos valores suponen unas dosis a los trabajadores y al público inferiores a 300  $\mu\text{Sv/a}$ .

## **4 Dosis a los trabajadores**

La Unión Europea, consciente de la dificultad de aplicar el título VII de la Directiva 96/29/EURATOM, emitió unas recomendaciones sobre niveles de referencia para lugares de trabajo que consisten en cuatro bandas de valores de dosis, y en la actualidad prevé modificar la directiva incluyendo los valores de límites de dosis a los trabajadores de acuerdo con estas recomendaciones.

Los países miembros de la Unión Europea han adoptado diversas soluciones en cuanto a los niveles de referencia aplicables, ya que algunos han establecido las cuatro bandas recomendadas y otros han considerado el umbral de 1 mSv/a, límite de dosis al público para las prácticas, como nivel de referencia a partir del cual se requiere la adopción de medidas de control de las exposiciones.

Hay que tener en cuenta que el límite de dosis para el público, de 1 mSv/a, considera la exposición a todas las fuentes de radiación de origen artificial, mientras que el que se aplica en los lugares de trabajo en los que hay radionucleidos de origen natural aplicaría únicamente a la exposición a las fuentes naturales de esos lugares de trabajo, independientemente de que esos trabajadores estuvieran expuestos a otras fuentes como miembros del público.

En el caso de las prácticas, se aplican restricciones de dosis que limitan las exposiciones del público debidas a una sola fuente, de forma que, aunque no se consideren otras fuentes, se puede estimar conservadoramente que las dosis totales no superan el valor de 1mSv/a.

Por lo anterior el establecimiento de un umbral de 1 mSv/a, para la adopción de medidas de control ocupacional implica dosis adicionales a las que se establecen para los miembros del público.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, se establece un valor de 1 mSv/año como dosis efectiva a partir de la cual es necesario adoptar medidas de control para los trabajadores expuestos a fuentes naturales de radiación.

Si las dosis anuales superasen el valor de 1mSv se deben aplicar los criterios de la Unión Europea con unos controles de carácter gradual, que son los siguientes:

- < 1mSv/a: no es necesario control regulador
- 1-6 mSv/a: se debe aplicar un nivel bajo de control regulador
- 6-20 mSv/a: se debe aplicar un nivel alto de control regulador
- >20 msv/a: el proceso no debe estar permitido sin una estimación completa individual.

Los criterios radiológicos en términos de dosis efectiva en condiciones de trabajo improbables deben ser los siguientes:

- < 6mSv/a: no es necesario control regulador
- 6-20 mSv/a: se debe aplicar un nivel bajo de control regulador
- 20-50 mSv/a: se debe aplicar un nivel alto de control regulador
- >50 mSv/a: el proceso no debe estar permitido sin una estimación completa individual

Estos criterios serían de aplicación a los trabajadores cuyas actividades laborales suponen el almacenamiento o la manipulación de materiales, o la generación de residuos, que normalmente no se consideran radiactivos, pero que contienen radionucleidos naturales. También serían de aplicación a las actividades en que existan exposiciones a la radiación gamma debida a la presencia de sustancias naturales radiactivas en el terreno y en los materiales de construcción de los lugares de trabajo.

Para la estimación de las dosis se deben tener en cuenta todas las vías de exposición en cualquier etapa del proceso que se lleva a cabo

## **5 Radón en lugares de trabajo**

El radón está reconocido como agente carcinógeno humano de primera categoría, y tanto la evidencia biológica como la epidemiológica disponibles confirman que su riesgo carcinogénico responde al modelo lineal sin umbral.

Basándose en dicho modelo, la situación más favorable sería la reducción de la concentración de este agente a niveles tan bajos como sea razonablemente posible. A la hora de establecer normativa específica para proteger a los trabajadores de la exposición a las fuentes de radiación natural, y en concreto a la presencia de Rn-222 en el interior de los correspondientes lugares de trabajo, los criterios adoptados deben ser coherentes con los de la Unión Europea y otros organismos internacionales, así como con los de otros países de nuestro entorno.

Los niveles para la protección frente al Rn-222 tienen dos finalidades, por una parte definir el nivel de intervención y por otra definir cuando aplicar las correspondientes medidas de protección radiológica. La ICRP y la UE recomiendan que se adopte un mismo valor para ambos propósitos.

Se establece un nivel para la protección de los trabajadores frente a la exposición al Rn-222 en sus puestos de trabajo de  $400 \text{ Bq/m}^3$  de concentración media anual de Rn-222.

El tipo de acciones de remedio a aplicar y la urgencia en su implantación dependerán de en qué medida las concentraciones de radón excedan el nivel de referencia propuesto, y tendrán la finalidad de reducir dichas concentraciones a niveles tan bajos como sea razonablemente posible y siempre inferiores al de referencia.

En el caso de los lugares de trabajo con elevada permanencia de miembros del público, como son los internados, residencias, hospitales, establecimientos penitenciarios, guarderías, colegios, etc., se establecen los valores límite de concentración de radón aplicables a las viviendas, que se indican en el apartado siguiente. Estos valores no están motivados por la protección de los trabajadores, sino del público que permanece largos periodos de tiempo en esos lugares. En estos casos, la adopción de medidas de protección para los trabajadores no sería necesaria, al estar los valores por debajo del umbral de  $400 \text{ Bq/m}^3$ .

## **6 Radón en viviendas**

Igual que en el caso del radón en lugares de trabajo, la situación más favorable sería la reducción de la concentración de este agente en viviendas y edificios de larga permanencia del público a niveles tan bajos como sea razonablemente posible y, como niveles de protección, se establecen los siguientes:

### **6.1 Edificios construidos**

Para edificios ya construidos se propone como nivel de intervención para iniciar acciones de remedio, el recomendado por la Unión Europea de  $400 \text{ Bq/m}^3$  de concentración media anual de radón. No obstante podría considerarse la iniciación de medidas de remedio sencillas y económicas a partir de concentraciones medias anuales de  $200 \text{ Bq/m}^3$ .

Igual que en el caso de radón en lugares de trabajo, el tipo de acciones de remedio a aplicar y la urgencia en su implantación dependerán de en qué medida las concentraciones de radón medidas excedan los niveles de referencia propuestos, y tendrán la finalidad de reducir dichas concentraciones a niveles tan bajos como sea razonablemente posible y siempre inferiores al de intervención.

### **6.2 Edificios de nueva construcción**

Para edificios de nueva construcción, en los que es más sencilla y efectiva la introducción de medidas destinadas a la reducción de los niveles de radón, se propone un nivel objetivo de diseño de  $200 \text{ Bq/m}^3$  de concentración media anual de radón.

Este valor coincide con el recomendado por la Unión Europea y adoptado casi unánimemente por los países y fue apreciado favorablemente por el pleno del CSN en su reunión de 5 de febrero de 2003. El valor se notificó al Ministerio de la Vivienda para su inclusión en el Código Técnico de la Edificación, que establece las exigencias que deben cumplir los edificios en España en relación con los requisitos básicos de seguridad y habitabilidad, aunque de momento no se ha incluido en este código.

Cuando se incorpore en el Código Técnico de la Edificación, el valor será aplicable a todos los edificios, sean viviendas o lugares de trabajo.

## **7 Protección radiológica de los trabajadores**

En términos generales son aplicables los títulos II y III del Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de protección sanitaria contra radiaciones ionizantes (RPSRI), con las consideraciones que se indican a continuación.

### **7.1 Criterios Básicos.**

En aquellas actividades en las que no es previsible que el incremento de exposición de los trabajadores supere los valores indicados a continuación, no es necesaria la aplicación de medidas de protección radiológica:

- Exposición ocupacional a Radón en concentraciones por debajo de 400 Bq/m<sup>3</sup>.
- Resto de actividades: 1 mSv/año.

El titular de la actividad deberá realizar una reevaluación del incremento de exposición cada 5 años para asegurar que se mantiene por debajo de las condiciones indicadas en el párrafo anterior.

Asimismo deberá realizar esa reevaluación cuando introduzca cambios en la actividad que puedan alterar significativamente la exposición y siempre que obtenga evidencias de que esta se ha modificado por cualquier otra circunstancia.

La reevaluación de la exposición se realizará con la misma metodología que la evaluación inicial o con aquella que establezca el CSN. Los resultados estarán a disposición de la inspección del CSN y se comunicarán a la autoridad competente en aquellos casos en los que haya variación respecto a las estimaciones de las exposiciones de los trabajadores realizadas previamente, proponiendo, en su caso, las medidas de protección a adoptar.

### **7.2 Aplicación de los principios de protección operacional**

Con carácter previo a la aplicación de medidas de protección operacional el titular de la actividad deberá justificar que ha adoptado todas las medidas

razonablemente posibles para reducir la exposición en las circunstancias existentes. Esta justificación deberá realizarse por escrito y estará a disposición de la autoridad competente y del Consejo de Seguridad Nuclear.

El titular de la actividad será responsable de que la aplicación de las medidas operacionales de protección y la comprobación periódica de su eficacia así como la calibración, verificación, y comprobación del buen estado y funcionamiento de los instrumentos de medición, se realicen bajo la supervisión de un técnico cualificado en protección radiológica.

### **7.2.1 Actividades con bajos niveles de exposición**

Se consideran incluidas en este apartado las actividades en las que no es previsible que el incremento de exposición de los trabajadores supere los siguientes valores:

- Exposición ocupacional a Radón: 1000 Bq/m<sup>3</sup>.
- Resto de actividades: 6 mSv/año.

Se deben aplicar las siguientes medidas de protección:

- Vigilancia Radiológica del ambiente de trabajo de acuerdo con lo indicado en el artículo 26 del Real Decreto 783/2001.
- Estimación anual de dosis individuales. Esta estimación puede realizarse a partir de los resultados de la vigilancia radiológica en el ambiente de trabajo.
- El titular de la actividad deberá informar a los trabajadores sobre los riesgos radiológicos existentes y sobre las precauciones que deben adoptar en la actividad en general y en los destinos y puestos de trabajo a los que se les pueda asignar. Las trabajadoras deberán ser informadas sobre la necesidad de realizar lo antes posible la declaración de situaciones de embarazo o lactancia.
- En relación con el registro y notificación de los resultados de dosis de los trabajadores se seguirá lo dispuesto en los artículos 34 a 38 del Real Decreto 783/2001. En lugar de los plazos establecidos en el artículo 38.1 de ese Real Decreto, la documentación correspondiente deberá archivar al menos hasta que haya transcurrido un año desde que los trabajadores sometidos a vigilancia de las dosis cesen en su empleo.

### **7.2.2 Actividades con niveles de exposición significativos**

En aquellas actividades en las que el incremento de exposición de los trabajadores supere alguno de los valores indicados en el apartado anterior se aplicarán **con** carácter general los principios de protección radiológica operacional establecidos en el Título IV del Real Decreto 783/2001. En la práctica esta aplicación se

llevará a cabo de forma gradual considerando el nivel de exposición, el número de trabajadores afectados y las alternativas de protección existentes. En particular:

- Cuando, en razón de la actividad, no resulten apropiadas las disposiciones sobre señalización de las zonas o sobre limitación del acceso a las mismas, establecidas en el artículo 18 del Real Decreto 783/2001, el titular establecerá otras medidas con los mismos objetivos de protección. Estas medidas deberán ser descritas en los estudios remitidos a la autoridad competente y se recogerán en los procedimientos requeridos en el artículo 21 del mencionado Real Decreto.
- La documentación a la que se refiere el artículo 38.1 del Real Decreto 783/2001 deberá ser archivada por el titular de la actividad al menos hasta un año después de que los trabajadores sometidos a vigilancia de las dosis cesen en su empleo.
- Cuando no sean posibles o resulten inapropiadas las medidas para la vigilancia individual de las dosis, establecidas en los artículos 27 a 31 del Real Decreto 783/2001, el titular propondrá otras medidas que deberán ser descritas en los estudios remitidos a la autoridad competente.

## **8 Control de la gestión de residuos**

La gestión de los residuos que contienen radionucleidos naturales, como cualquier otra actividad laboral con materiales radiactivos naturales, está cubierta en la Unión Europea por la Directiva 96/29/EURATOM que, aunque es vinculante para todos los estados miembros en relación con el objetivo y los resultados que deben conseguirse, deja en manos de cada uno de ellos la elección de la forma y métodos para su consecución.

El documento Radiation Protection 122 parte II “Application of the concepts of exemption and clearance to natural radiation sources” (2001), establece valores de concentración de actividad en los materiales y residuos con radionucleidos naturales aplicables a la desclasificación de residuos procedentes de las actividades laborales afectadas.

En lo que se refiere a qué se considera residuo radiactivo, hay que señalar que la definición de residuo radiactivo es la dada por la Ley 25/1964, de 29 de abril, reguladora de la energía nuclear, modificada por la Ley 54/1997, de 27 de noviembre, del Sector eléctrico.

Según esta definición, residuo radiactivo es cualquier material o producto de desecho, para el cual no está previsto ningún uso, que contiene o está contaminado con radionucleidos en concentraciones o niveles de actividad superiores a los establecidos por el Ministerio de Industria y Energía (actualmente Ministerio de Industria, Turismo y Comercio), previo informe del Consejo de Seguridad Nuclear.

Por este motivo, se han propuesto al Ministerio de Industria, Turismo y Comercio las concentraciones de actividad que deberían superarse para que los residuos procedentes de estas industrias se consideraran radiactivos o, en caso contrario, gestionarse como residuos convencionales desde el punto de vista radiológico.

Para la gestión de los residuos de actividades laborales con fuentes naturales de radiación se han propuesto los valores recomendados por la Unión Europea sobre niveles para desclasificación que se recogen en la publicación Radiation Protection 122, parte II, y que se indican a continuación. Como ya se ha indicado anteriormente, estos valores son coincidentes con los de exención.

#### Niveles de desclasificación/exención en KBq/Kg (Bq/g)

<b>Radionucleido</b>	<b>Todos los materiales</b>	<b>Lodos húmedos de industrias de petróleo y gas.</b>
U-238 sec incl. U-235 sec	0.5	5
U nat.	5	100
Th-230	10	100
Ra-226+	0.5	5
Pb-210+	5	100
Po-210	5	100
U-235 sec	1	10
U-235 +	5	50
Pa-231	5	50
Ac-227+	1	10
Th-232 sec	0.5	5
Th-232	5	100
Ra-228+	1	10
Th-228+	0.5	5
K-40	5	100

(+) Nucleido en equilibrio secular con sus descendientes de vida corta

En caso de mezcla de radionucleidos, para determinar si la mezcla cumple el nivel de desclasificación/exención, hay que aplicar la regla de la suma de los cocientes entre la concentración del radionucleido presente ( $C_i$ ) y el nivel de desclasificación ( $C_{li}$ ) de manera que se verifique la expresión siguiente:

$$\sum_{i=1,n} C_i / C_{li} \leq 1$$

Además, se considera necesario definir, dentro del marco general de la gestión de los residuos radiactivos, un marco de actuación específico para la gestión de estos residuos cuando superen los niveles de actividad establecidos en las recomendaciones de la UE (RP-122 parte II), de manera que los generadores de estos residuos puedan conocer con claridad sus responsabilidades y las de los posibles gestores intervinientes.

## **9 Autoridades competentes**

En el título VII no se especifica quienes son las autoridades competentes que deberían exigir la realización de los estudios y estas autoridades pueden ser diversas, dependiendo del sector laboral de que se trate.

El CSN ha mantenido reuniones informativas con las autoridades designadas como competentes de las diversas comunidades autónomas, a las que han asistido también representantes de la Administración del estado con competencias en alguno de los sectores laborales, pero hasta la fecha no se ha requerido a ningún titular de las actividades laborales en las que existan fuentes de radiación natural los estudios especificados en el título VII.

Esto se debe en parte a la falta de una autoridad común para todos los sectores involucrados y en parte al desconocimiento por parte de las autoridades competentes de los aspectos relacionados con la protección radiológica.

Sin esta exigencia por parte de las autoridades competentes los titulares de estas actividades laborales no están obligados a ninguna actuación específica en el marco del control radiológico, de acuerdo con el RPSRI.

En relación con los estudios sobre actividades laborales en las que existen fuentes naturales de radiación, en todos los países de la Unión Europea, con excepción de España, Portugal y Suecia, la obligación de realizarlos recae directamente en los titulares de estas actividades.

Por ello, se ha propuesto modificar el título VII del RPSRI de forma que recoja la obligación directa de los titulares de las industrias en las que existan fuentes naturales de radiación de realizar los estudios necesarios para determinar si existe un incremento significativo de la exposición de los trabajadores o de los miembros del público que no pueda considerarse despreciable desde el punto de vista de la protección radiológica, sin necesidad de que sean exigidos, caso a caso, por las autoridades competentes.

En tanto no se modifica el reglamento, se ha remitido un escrito a las autoridades competentes en el título VII del RPSRI con los criterios aprobados por el CSN.

## **ACTIVIDADES PREVISTAS**

En relación con la protección frente a la exposición a la radiación natural se prevé llevar a cabo las siguientes actividades:

- Finalización de los estudios piloto en curso y realización de alguno nuevo (industria del gas y del petróleo).
- Elaboración de una propuesta de modificación del título VII. Esta modificación se preveía incorporar como disposición adicional al Proyecto de Real Decreto por el que se aprueba el Reglamento sobre instalación y utilización de aparatos de rayos x con fines de diagnóstico médico, pero finalmente, dado que este Real Decreto está muy avanzado en su proceso de publicación, se prevé que la modificación se incorpore en el Real Decreto sobre Protección Física.
- Elaboración de las instrucciones y guías que recojan los criterios aprobados por el CSN.
- Continuación de la colaboración con el Ministerio de la Vivienda para la inclusión de la protección frente al radón en el Código Técnico de la Edificación.

**MESA REDONDA 6:**

*Asociaciones y Nuevos Proyectos*

## **PRESENTE Y FUTURO DE LAS JORNADAS**

**Fernando Legarda**

*Universidad del País Vasco*

La primera edición de las Jornadas se celebró en Bilbao en septiembre de 1998, por lo que este año celebramos su quinta edición y su décimo cumpleaños.

Empezamos a reunirnos con objeto de disponer de un rato para encontrarnos y discutir problemas generales y particulares en el campo en que se enmarca nuestra actividad investigadora, la medida de la radiactividad ambiental, y para ayudarnos en la mejora de la fiabilidad de los resultados que ofrecemos a las redes de vigilancia en que nuestros laboratorios están encuadrados, los clientes a quienes prestamos servicios y, como no, la ciencia a la que contribuimos con datos, modelos, métodos, teorías, etc.

Todo ello necesita de medidas radiactivas precisas y fiables, lo que a su vez requiere de unos servicios internos de los que no disponíamos.

En este sentido es justo señalar que al comienzo no había ningún laboratorio acreditado, y hoy ya somos diez cubriendo un amplio abanico de medidas, límites de detección, matrices y orientaciones, número que sigue creciendo de modo que nos aproximamos a los estándares europeos en esta materia, por lo que podemos sentirnos satisfechos de la labor desarrollada.

La primera edición se hizo en el marco de las actividades de la Sociedad Nuclear Española (SNE) y su Presidente, D. Juan Estapé, acudió a inaugurarlas.

Más tarde se sumó la Sociedad Española para la Protección Radiológica (SEPR) y desde entonces se realizan en el marco de ambas Sociedades, pero sin vinculación económica con ninguna de ellas. Siempre hemos contado con la presencia de los Presidentes de ambas Sociedades y con su apoyo incondicional.

Como ya he indicado, se han realizado cuatro ediciones de estas Jornadas, esta es la quinta, y esta vez Rafael Núñez-Lagos, además de organizar la celebración de esta edición, propuso, y consiguió, la constitución de lo que se ha llamado el Comité de Seguimiento con la misión es mantener el enlace entre ediciones y preservar el espíritu de las Jornadas.

Este Comité, actualmente, está constituido por Rafael García-Tenorio Balmaseda de la Universidad de Sevilla, Margarita Herranz Soler de la Universidad del País Vasco y que actúa como enlace con la SEPR, Rafael Núñez-Lagos Roglá de la Universidad de Zaragoza, Lucila Ramos Salvador del Consejo de Seguridad

Nuclear, Lourdes Romero González del Ciemat y Fernando Legarda Ibáñez de la Universidad del País Vasco que actúa como enlace con la SNE.

El objetivo futuro de actividad es el mismo que el inicial:

- \* discutir problemas generales y particulares en el campo de la radiactividad ambiental y
- \* ayudarnos en la mejora de la fiabilidad de los resultados que ofrecemos

y para ello se iniciarán las siguientes actividades:

- 1.- Preparar campañas de intercomparación y ensayos de capacitación que nos ayuden a cumplir con los requerimientos de calidad.

El contenido de esta actividad ya fue desarrollado en la ponencia “Intercomparación y ensayos de aptitud” por lo que no me voy a extender mas sobre él.

- 2.- Establecer canales de comunicación ágil.

Para esto se ha constituido un foro basado en la Universidad del País Vasco al que cualquiera puede adherirse.

Consiste en una red de comunicación vía correo electrónico en la que uno de los usuarios:

- aporta una información (curso, congreso, convocatoria, etc) que se distribuye inmediatamente a todos los otros usuarios
- formula una pregunta, por ejemplo una duda o un problema con un método, que alguno de los usuarios contestará de modo privado o público.

Para suscribirse se accede a la dirección

<http://list.ehu.es/mailman/listinfo/radiactividad-ambiental>

y en la sección “Suscribirse a RADIATIVIDAD-AMBIENTAL” se rellenan los datos del formulario, que son la dirección de correo electrónico y el nombre (opcional).

Se contestará con un mensaje de correo electrónico pidiendo una confirmación para prevenir que alguien suscriba a otro sin su consentimiento.

Una vez que se reciba la confirmación, la petición se mandará al administrador de la lista para que proceda a efectuar la suscripción. En el momento en que ésta esté realizada se notificará por correo electrónico.

Para consultar se envía la consulta a la dirección de correo electrónico  
radiactividad-ambiental@list.ehu.es

y todos los miembros suscritos recibirán la consulta, pudiendo resolver la cuestión en un plazo de tiempo muy reducido.

### 3.- Establecimiento de grupos para tratar problemas de interés común

Existen ya dos grupos constituidos:

- Grupo de laboratorios acreditados y en proceso de acreditación para desarrollar criterios para la realización de ejercicios de intercomparación, validaciones, calibraciones, controles internos y agrupación en familias entre otros aspectos. Este grupo tiene previsto celebrar su primera reunión en Madrid durante el próximo mes de septiembre
- Grupo de laboratorios de radiactividad natural (RADNA) que tiene previsto celebrar su próxima reunión en Huelva durante este año 2008 y del que nos hablará Luis Quindós seguidamente.

### 4.- Desarrollo de cursos

El próximo año 2009 se impartirán dos cursos, organizados por las Universidades del País Vasco y Sevilla. Uno será sobre Radioquímica y el otro sobre Incertidumbres

Para terminar este esbozo de lo que son estas Jornadas, quisiera anunciar que su próxima edición, la sexta, tendrá lugar en el año 2010 en Cáceres y será organizada por Antonio Baeza de la Universidad de Extremadura.

Espero que nos veamos en 2010 con más temas y con la presencia de los colegas americanos que esta vez nos han honrado con su asistencia.

## **REDRADNA: Red de Radiación Natural**

**Grupo Radon:** Luis Santiago Quindós Poncela; Carlos Sainz Fernández; Ismael Fuente Merino; Luis Quindós López; Jesús Soto Velloso; Jose Luis Arteche Garcia

Email: Quindosl@unican.es

*Facultad de Medicina de Santander. Cátedra de Física Médica. Universidad de Cantabria. España.*

Es conocido que el radon representa el mayor porcentaje de contribución a la dosis que recibimos y por ello constituye el foco sobre el que se centran la mayor parte de los estudios en el campo de la radiación natural. Sin embargo, el empleo de elementos radiactivos de origen natural es objeto de investigación tanto a nivel nacional como internacional. En este sentido, desde la Universidad de Cantabria se promovió en 2005 durante el desarrollo del IV Workshop Radon y Medio Ambiente, la constitución de una red que aglutine a todos aquellos que trabajan en este campo: La REDRADNA. El objetivo principal de ésta es convertirse en un foco para el desarrollo de acciones de intercambio de conocimiento y transferencia sobre la radiación natural para Organizaciones de I+D+i y Usuarios finales, estructurando y dinamizando dichas acciones tanto a nivel nacional como europeo. Así, de manera esquemática podríamos establecer como objetivos operativos de la red los que aparecen recogidos en la Tabla 1.

- |   |
|---|
| <ol style="list-style-type: none"><li>1.- Integración en la red de grupos de investigación en el campo de la radiactividad natural.</li><li>2.- Identificación e integración de potenciales usuarios finales y sus demandas y/o necesidades.</li><li>3.- Creación de una Base de Datos en relación a I+D+I que incluya aspectos relacionados con Proyectos, Resultados, Metodología e Instrumentación.</li><li>4.- Desarrollo de una masa crítica de investigadores en el campo para de manera coordinada poder acceder a proyectos de I+D+I tanto a nivel nacional ( Plan Nacional 2008-2011 ) como europeo ( 7 th Framework Programme for Community Research).</li><li>5.- Intercambio de experiencia docente e investigadora.</li><li>6.- Difusión de información y conocimiento sobre la radiación natural.</li></ol> |
|---|

Tabla 1



<b><u>Organismo</u></b>	<b><u>Responsable</u></b>	<b><u>Contacto</u></b>
Universidad de Cantabria	Luis S. Quindós Poncela	Quindósl@unican.es
Universidad de Santiago de Compostela	Juan Barros Dios	mrbarros@usc.es
Instituto de Salud Carlos III	Ana Sancho	asancho@isciii.es
INTE UPC	Arturo Vargas	arturo.vargas@upc.edu
Universidad de Sevilla	Rafael García-Tenorio García-Balmaseda	gtenorio@us.es
Universidad de Extremadura (Badajoz)	Alejandro Martín Sánchez	ams@unex.es
Universidad Santiago Compostela	Ignacio Duran	duran@fpddux.usc.es
Universidad de Valladolid LIBRA	José Luis Gutiérrez Villanueva	joselg@libra.uva.es
Universidad Autón. de Barcelona	Lluis Font Guiteras	Lluis.Font@uab.es
CIEMAT	David Cancio	david.cancio@ciemat.es
Universidad de Valencia	José Ferrero	jose.ferrero@uv.es
Univ. de Extremadura (Cáceres)	Antonio Baeza	ymiralle@unex.es
Universidad de Huelva	Juan Pedro Bolívar	bolivar@uhu.es
Universidad Politécnica de Valencia	Vicente Serradell	vserradell@iqn.upv.es
Universidad de Salamanca Lab. Radiaciones Ionizantes	Juan Carlos Lozano Lancho	jll390@usal.es
Universidad Las Palmas de Gran Canaria - GIRMA	Jesús García Rubiano	jpgarcia@dfis.ulpgc.es
C.S.N.	Jose Luis Martín Matarranz	jlm@csn.es
CSIC – IETCC	Manuel Olaya	olaya@ietcc.csic.es
Universidad Politécnica de Madrid- E.T.S.I. Minas	Eduardo de Miguel	eduardo.demiguel@upm.es
Universidad de La Laguna Instituto Astrofísica	Antonio Darwich	adarwich@iac.es

Canarias		
LABEIN	Inés Apraiz	ines@labein.es
ENRESA	Pedro Carboneras Martínez	pcam@enresa.es
Universidad de la Laguna - Física Médica	José Hernández Armas	fimerall@ull.es
Universidad del País Vasco	Fernando Legarda	f.legarda@ehu.es
Universidad de Zaragoza	Rafael Nuñez Lagos	nlagos@unizar.es
Hospital Univ. Virgen de la Arrixaca (Murcia)	Juan Antonio Ortega García Salud Medioambiental Pediátrica	ortega@pehsu.org
Universidad Barcelona - Laboratori de Radiología Ambiental	Montserrat Llauradó	montse.llaurado@ub.edu
Universidad de Málaga – Grupo Radiactividad Ambiental	M <sup>a</sup> Concepción Dueñas Buey	mcduenas@uma.es

*Tabla 2*

***PONENCIAS DE JÓVENES INVESTIGADORES***

# **CALIDAD EN LA RED DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AUTOMÁTICA DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO**

**Natalia Alegría**

*E.T.S. de Ingeniería de Bilbao. Universidad del País Vasco  
C/ Alameda de Urquijo s/n. 48013-BILBAO*

## **1. REDES DE VIGILANCIA**

Al iniciarse la andadura de la Red de Vigilancia Radiológica de la Comunidad Autónoma del País Vasco [1] se realizó una búsqueda de información sobre las redes de vigilancia existentes en el mundo para conocer la situación actual de las redes de vigilancia.

De los resultados obtenidos se puede destacar:

Básicamente las redes de vigilancia pueden clasificarse en dos tipos:

- **Redes de Control:** cuyo objetivo principal es medir el contenido de radiactividad, tanto natural como artificial, existente en los distintos compartimentos (aire, agua, suelo, alimentos) para poder cuantificar y analizar los efectos sobre el medioambiente y sobre los seres humanos.
- **Redes de Alerta:** su objetivo fundamental es alertar y notificar inmediatamente de la existencia de valores anómalos. Este tipo de redes realiza análisis de muestras de aire y/o agua en periodos cortos, normalmente inferiores a una hora, y están operativas las 24 horas del día.

Dentro de la vigilancia medioambiental efectuada por las redes de detección rápida o de alerta se pueden diferenciar:

- **Redes Monocanales:** son redes que alertan de una posible incidencia realizando la medida de un único parámetro significativo, habitualmente la tasa de dosis tanto en vigilancia atmosférica como acuática.
- **Redes Multicanales:** son redes que controlan varios parámetros significativos y tratan por tanto de aportar más información sobre la anomalía detectada, para que con dicha información se pueda localizar el origen de la misma, observando además la evolución de la incidencia.

La situación de las redes en los distintos países es muy desigual, como se muestra en la tabla 1.

Los países integrantes de la Unión Europea [2], de acuerdo con el artículo 35 del tratado de EURATOM, deben llevar a cabo la monitorización tanto de la radiactividad del suelo, agua y aire. Los valores medidos en las redes de control en los distintos países forman parte del banco de datos REM (Radioactivity Environmental Monitoring). De forma similar, los datos de las redes de alerta que

están ubicadas en los países miembros son recopilados en una plataforma o base de datos llamada EURDEP [3], que se muestra en la figura 1.

Tabla 1: Resumen de las redes de detección.

<b>Continente</b>	<b>País</b>	<b>Red Detección Normal</b>	<b>Red Alerta Monocanal</b>	<b>Red Alerta Multicanal</b>
África	Egipto		X	
América	Argentina	X		
	Brasil	X		X
	Canadá	X		
	Cuba	X		
	Estados Unidos	X	X	X
Asia	Corea	X	X	
	Hong Kong	X	X	X
	India	X		
	Japón	X	X	
	Mongolia	X	X	
	Taiwan	X	X	
Oceanía	Australia	X		

También se encontró que no existía una metodología para la definición de los Niveles de Alarma de los distintos parámetros significativos que se miden en las distintas redes de vigilancia.

## **2. LA RED DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AUTOMÁTICA DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO**

Con objeto de acometer el diseño de esta red, tras estudiar los tipos de redes existentes en el mundo y tomando como base los 4 pilares básicos que rigen la vigilancia radiológica (qué debe medirse, con qué frecuencia, en qué lugar y cual debe ser el límite de detección), se determinó, que debía instalarse una red con las siguientes características [1]:

- De alerta, que otorgase una respuesta rápida ante cualquier incidente. En condiciones normales el tiempo de registro y medida es de 10 minutos, mientras que en condiciones de Alarma ambos tiempos son de 2 minutos.

- Multicanal, que no solo mida la tasa de dosis, sino que también pueda aportar información sobre las causas del incremento al medir los siguientes parámetros significativos:

- valor de la concentración atmosférica de actividad de radionucleidos emisores alfa no integrados en la cadena de desintegración del radón.

- valor de la concentración atmosférica de actividad de radionucleidos emisores beta no integrados en la cadena de desintegración del radón.

- valor de actividad de Radón.

- valor de actividad de  $^{131}\text{I}$ .

- Además de estas medidas radiológicas deben obtenerse datos meteorológicos como: temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, irradiación solar, velocidad del viento, dirección del viento y pluviometría acumulada durante el tiempo de medida que en condiciones normales es de 10 minutos, realizándose simultáneamente las medidas radiológicas y meteorológicas.

- Debe contar con una estación ubicada en cada una de las capitales de las provincias que integran la Comunidad y un Servidor Automático de Control de Estaciones Radiológicas (SACER) donde se reciban los valores medidos en tiempo real. Los valores medidos por las estaciones son almacenados en los ordenadores anexos a las mismas y envían los datos al SACER a través de Internet/Intranet o vía modem RTC, para que en el SACER se puedan visualizar los datos como se muestra en la figura 2.

- Los distintos valores registrados debían tener un valor de referencia, que se va a denominar Nivel de Alarma, a partir del cual se pudiese considerar que se está produciendo un Incidente Radiológico. Siempre que un valor medido superase el Nivel de Alarma debía ser notificado mediante una llamada de aviso efectuada por la estación y también con un mensaje de texto al móvil indicando el valor registrado.

### **3. DEFINICIÓN DE NIVELES DE ALARMA**

Casi todos los proveedores de las estaciones radiológicas instaladas en el mundo permiten fijar en dichas estaciones unos Niveles de Alarma para cada uno de los parámetros registrados.

Estos Niveles van a designar el límite entre un incidente radiológico o un valor de fondo, pero como ya se ha citado, en la bibliografía no se encontró una metodología para la definición de los mismos.

Definir estos niveles en un valor muy bajo implicaría tener un número elevado de incidencias, la mayoría de los cuales no va a ser de origen radiológico, lo que restaría importancia a estas alarmas.

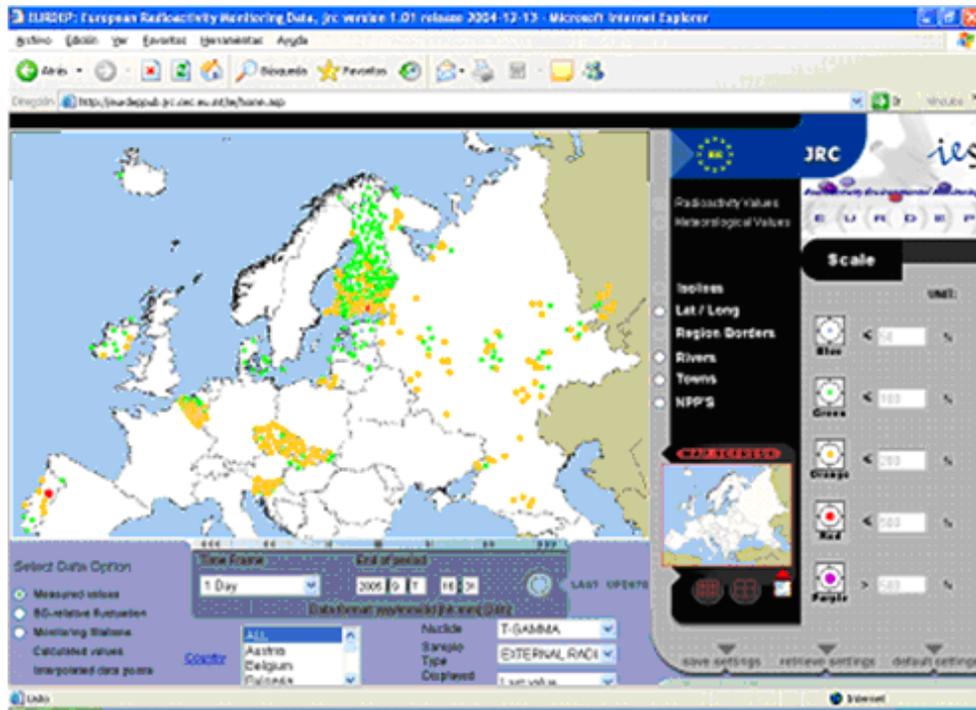


Figura 1: Página web de EURDEP

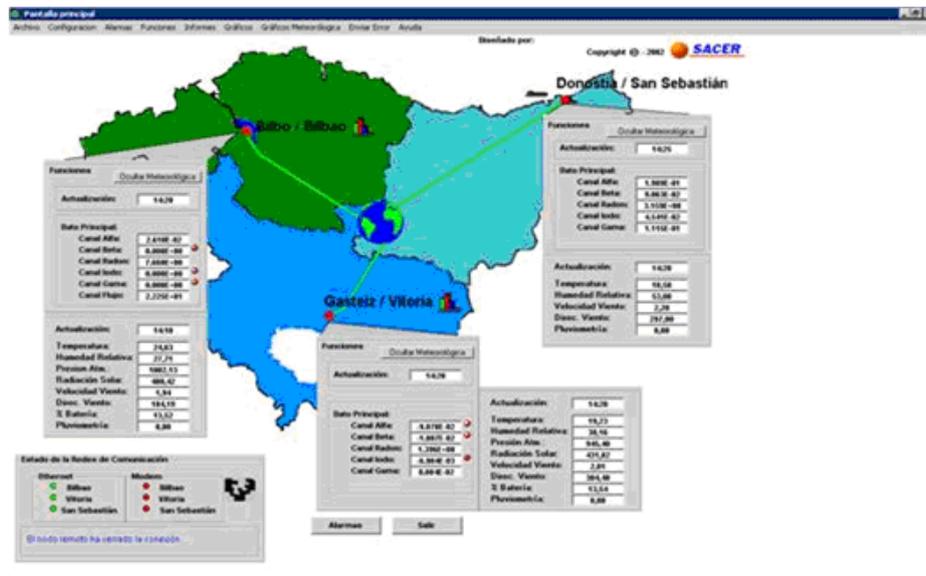


Figura 2: Pantalla principal del SACER

Sin embargo, un nivel de referencia muy elevado podría conllevar que algún incidente pasase desapercibido.

Por ello, el nivel definido debe proporcionar un número de incidencias suficiente para que no pase desapercibido un incidente ni se disminuya la atención a la Red por desprestigio de las alarmas.

Debido a que pocas de las redes automáticas instaladas en el mundo tienen establecidos niveles de referencia a partir de los cuales identificar incidentes y las que lo tienen, emplean valores empíricos, se planteó el desarrollo y la comprobación de la definición de estos niveles.

#### **4. NIVELES DE ALARMA APLICADOS A LA RED**

En una estancia en las instalaciones de Berthold Technologies, previa al diseño de esta red, se analizaron las posibles definiciones de los Niveles de Alarma.

Para algunos de los parámetros significativos y si la estación tenía medidor de caudal, en sus instalaciones habían desarrollado una metodología que no había sido publicada y que debía ser comprobada en diferentes emplazamientos, mientras que alguno de los restantes parámetros necesitaba que se desarrollase una metodología propia.

##### **4.1. NIVEL DE ALARMA PARA LA CONCENTRACIÓN DE ACTIVIDAD DE RADIONUCLEIDOS ALFA Y BETA ARTIFICIALES**

La metodología desarrollada para la definición del Nivel de referencia de los valores de la concentración atmosférica de actividad de radionucleidos emisores alfa y beta no integrados en la cadena de desintegración del radón implicaba tener en cuenta una serie de valores significativos, como son:

- La tasa de recuento ( $T_c$ ) de partículas alfa total o en el caso de las partículas betas, la tasa de recuento de partículas beta total
- El tiempo de muestreo, que es de 10 minutos
- La velocidad de movimiento del filtro sobre el que se encuentra el depósito con los aerosoles
- La apertura del detector
- La eficiencia del detector
- El caudal de aire,  $F$
- El factor de corrección

El nivel de alarma obtenido, que desde Berthold y siguiendo la propuesta de L. A. Currie se había denominado Concentración Mínima Detectable (CMD), con un nivel de confianza del 95 %, se ajusta a la siguiente ecuación:

$$\text{Nivel Alarma} = \text{CMD} = k \cdot \frac{1}{F} \cdot \sqrt{Tc}$$

Donde  $k$  es una constante que viene definida por todos los parámetros anteriores.

Cada vez que se realice una medida se deberá calcular su correspondiente nivel de alarma, constatando si el valor medido lo supera o si por el contrario es inferior.

Como únicamente la estación de Bilbao tiene medidor de caudal, en las otras estaciones se están calculando los niveles de Alarmas con el flujo nominal, lo cual entraña un error, ya que el caudal no es similar a lo largo del día debido a la influencia de la temperatura en la densidad del mismo.

#### **4.2. NIVEL DE ALARMA PARA EL RADON**

En este caso, para establecer el Nivel de referencia de este parámetro además de los valores mencionados en el caso del cálculo del CMD de los valores de la concentración atmosférica de actividad de radionucleidos emisores alfa y beta no integrados en la cadena de desintegración del radón, ha sido necesario tener en consideración los valores

- La tasa de recuento de los pulsos de pseudocoincidencia  $T_{CA}$
- La tasa de recuento de los pulsos coincidentes aleatorios  $T_{CB}$

$$\text{Nivel Alarma} = \text{CMD} = k \cdot \sqrt{Tc_A + C^2 \cdot Tc_B}$$

Donde  $k$  es una constante que viene definida por todos los parámetros anteriores y  $C$  es el parámetro obtenido en la calibración.

#### **4.3. NIVEL DE ALARMA PARA EL YODO**

Como para la medida del  $^{131}\text{I}$  es necesario tener en cuenta la tasa de contaje efectuada en los dos analizadores monocanales que constituyen este sistema de medida la ecuación a emplear es similar a la del caso del radón.

#### 4.4. NIVEL DE ALARMA BASE PARA LA TASA DE DOSIS

Como para esta variable no estaba establecida ninguna metodología de determinación se realizó el estudio de la misma, sabiendo que esta variable está muy influenciada por las variables meteorológicas, sobre todo por la pluviometría.

Tras estudiar por separado el comportamiento de la Tasa de Dosis en Periodo Seco y en Periodo Húmedo [4 y 5], se comprobó que al representar ambos periodos sus correspondientes histogramas tenían forma de distribución normal.

Para ambos periodos y mediante el test de  $\chi^2$  se aceptó la hipótesis de normalidad tras lo cual se han definido los límites críticos a partir de la definición de Currie, definiendo con ambos valores un nivel que se ha denominado Nivel de Alarma Base [6 y 7].

$$L_c = k \cdot \sigma$$

Donde  $k$  es una constante que viene por el nivel de confianza y  $\sigma$  es la desviación estándar de la serie.

Como ejemplo de aplicación del Nivel de Alarma Base se presenta la figura 3. En azul pueden verse los valores registrados de la tasa de dosis, en verde los de precipitación y en rosa el Nivel de Alarma Base, se puede observar que está formado por los valores de los Límites Críticos de Periodo Seco y de Periodo Húmedo.

Como los valores registrados de la tasa de dosis en este caso superan el Nivel de Alarma Base, se consideraría que se ha producido una incidencia. Sin embargo, para los valores registrados en la Estación de Bilbao a la que corresponde este ejemplo, se ha desarrollado un modelo [1] que explica el incremento de la tasa de dosis en función de los hijos del radón que se han depositado en las superficies próximas al detector por la precipitación, como se muestra en la figura 4.

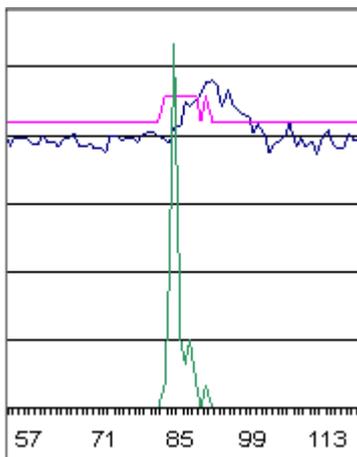


Figura 3: Ejemplo de medida

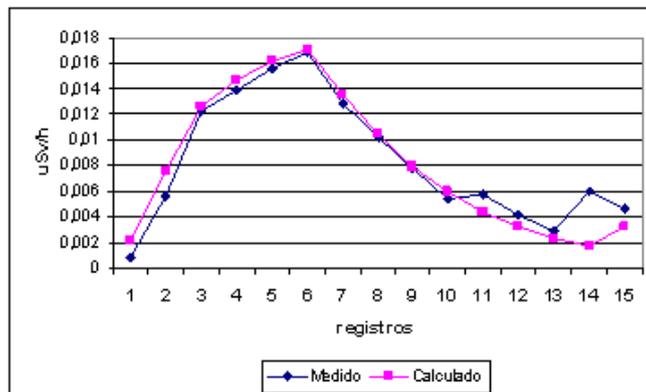


Figura 4: Caso Simulado

## 5. UTILIZACIÓN DE LOS NIVELES DE ALARMA Y RESULTADOS

Tras establecer la metodología a aplicar para la definición de los distintos niveles de referencia, el SACER se ha programado para que cada vez que se registre una medida se calculen sus correspondiente Niveles de Alarma para el caso de concentración de actividad de emisores alfa y beta no integrados en la cadena de desintegración de radón y de concentración de radioyodo o se compare con el límite crítico correspondiente si la tasa de dosis se está registrando en periodo seco o periodo húmedo.

En el SACER se pueden visualizar las gráficas de todos los valores medidos con sus correspondientes niveles de referencia como se muestra en la figura 5, además de mostrar en una tabla estos mismos valores.

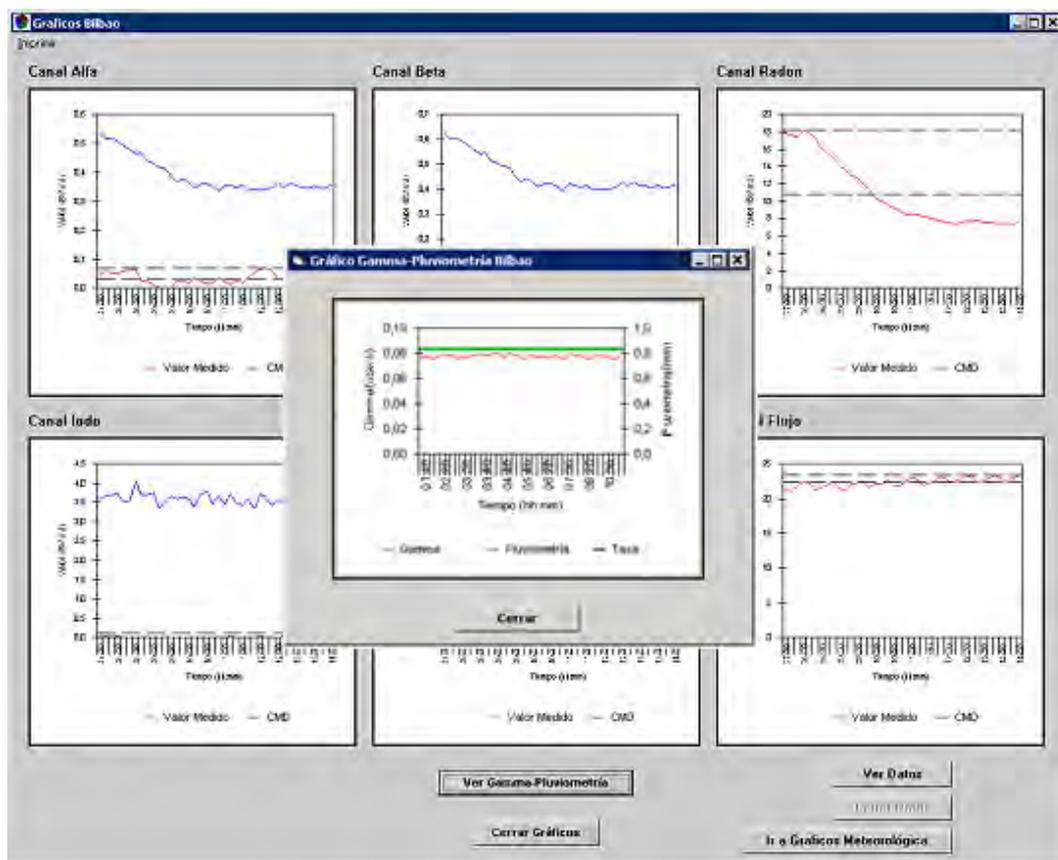


Figura 5: Visualización de los resultados

Siempre que una medida supere su correspondiente nivel de alarma es un valor a estudiar y se ha programado el SACER para que en caso de que ocurra esa situación mande un mensaje al móvil de la persona encargada de la gestión de la red, para que conozca en tiempo real que se ha detectado una anomalía.

En cuanto a los resultados obtenidos con estos niveles de alarma puede afirmarse que al menos una vez al mes se tiene algún valor de estudio, de manera que estos niveles aportan un punto de atención significativo a la red.

## **6. CONCLUSIONES**

De la operación normal de la red se han obtenido las siguientes conclusiones:

- Existen distintos tipos de redes de vigilancia
- No existía una metodología para fijar los niveles de alarma de los algunos parámetros significativos
- Con los niveles de alarma establecidos hasta la actualidad se ha logrado obtener el grado de vigilancia requerido sin un exceso de alertas de índole no radiológico y con un grado de atención suficiente para no descuidar la atención que se requiere.

## **7. BIBLIOGRAFÍA**

[1] Alegría, N. Tesis Doctoral: Desarrollo de Niveles de Alarma y Análisis de Transitorios en estaciones de vigilancia radiológica automática. Universidad del País Vasco, Abril 2008.

[2] European Commision. Environmental Radioactivity in the European Community. Radiation Protection 126. Office for Oficial Publications of the European Communities. Luxembourg, 2001.

[3] Página Web de EURDEP: <http://eurdep.jrc.it/>

[4] Alegría, N., Herranz, M. y Legarda, F. Análisis del Comportamiento de la Influencia de la Tasa de Dosis registrada por las Estaciones de la Red de Vigilancia de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Radioprotección, Revista de la Sociedad Española de Protección Radiológica. Nº45 Extraordinario. Vol XII. (2005).

[5] Alegría, N., Herranz, M. y Legarda, F. Análisis de la Respuesta de la Sonda que mide la Tasa de Dosis medida en la Estación Radiológica de Bilbao. 31 Reunión de la SNE, Logroño (2005).

[6] Alegría, N., Herranz, M. y Legarda, F. Study of the Dose Rate Measured by the Radiological Surveillance Network of the Basque Country. European IRPA, París (2006).

[7] Alegría, N., Herranz, M. y Legarda, F. Estudio de la Correlación entre la Tasa de Dosis y la Pluviometría registradas en Bilbao. 32 Reunión de la SNE, Tarragona (2007).

# **PUESTA A PUNTO DE UN SISTEMA DE ESPECTROMETRÍA GAMMA PARA LA DETERMINACIÓN DE PERFILES DE CS-137 EN SUELOS ESPAÑOLES: CALIBRACIÓN EN EFICIENCIA DEL DETECTOR, CONDICIONES DE MEDIDA Y ANÁLISIS DE ESPECTROS.**

**Manuel Barrera Izquierdo, Fernando Valiño García**

*Laboratorio de Radiactividad Ambiental y Vigilancia Radiológica.  
CIEMAT. Avda. Complutense 22. 28040 Madrid.*

## **Resumen**

En este trabajo se describe el procedimiento empleado para la medida, mediante espectrometría gamma, de las muestras de suelo dentro del proyecto “Contenido y migración de radioestroncio y radiocesio en suelos españoles”, uno de cuyos objetivos consiste en la determinación de los perfiles e inventarios de actividad de Cs-137 en suelos del territorio peninsular español. El proyecto se realiza en colaboración con la Universidad del País Vasco, y de las muestras de perfiles de suelo obtenidas para el estudio, se distribuyó la mitad a cada institución para la realización de los análisis. El trabajo presenta la puesta a punto del sistema de espectrometría gamma empleado para determinación de Cs-137 en el CIEMAT. Las medidas se han efectuado con un detector coaxial de la marca Canberra, modelo GX10022 (100 % de eficiencia relativa y 2.2 keV de resolución para la emisión de 1332 keV del Co-60). Se ha determinado la eficiencia de recuento del sistema mediante la medida de un patrón de suelo, con la geometría de medida (cilíndrica con diámetro 7.3 cm y altura 2.6 cm). El patrón se ha preparado al efecto, a partir de un suelo mayoritario del territorio español (*Cambisol Dístrico*), en el que se verificó previamente la ausencia de actividad de Cs-137 (sección de un perfil relativamente profunda, 50 cm), trazándose con una actividad certificada de una mezcla de radioelementos (Pb-210, Am-241, Cs-137, Co-60 y Na-22). La elaboración del patrón se ha efectuado por duplicado, al objeto de verificar la homogeneidad del mismo. La medida de las muestras de suelo del proyecto se ha realizado con un tiempo de recuento de 24 h, o superior, lo que ha permitido alcanzar un límite de detección para el Cs-137 por debajo de 0.35 Bq/kg, suficiente para las muestras objeto de estudio. El análisis de los espectros y la determinación de la actividad se ha efectuado mediante la programación, y posterior ejecución, de una secuencia de análisis mediante el programa *Gamma Acquisition and Analysis*, versión 2.1, perteneciente al paquete informático GENIE 2000.

## **I. Introducción**

Hasta la fecha, el conocimiento relativo a una caracterización radiológica de los distintos suelos del territorio español no ha permitido estimar la magnitud de un depósito de radionucleidos sobre el fondo existente, ni efectuar una evaluación cuantitativa del transporte de radionucleidos a través de los mismos. A tal fin, se ha desarrollado el proyecto de colaboración entre el CIEMAT/DMA y la UPV/EHU "*Contenido y migración de radioestroncio y radiocesio en suelos españoles*", financiado por el Plan de I+D del Consejo de Seguridad Nuclear. El proyecto plantea la caracterización del contenido radiactivo de origen artificial ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) depositado en los suelos del territorio español, mediante el estudio de perfiles en zonas de suelos característicamente españoles, obteniéndose el inventario y los parámetros que gobiernan la migración y transferencia de estos radionucleidos en condiciones de sistema mediterráneo (muy poco estudiadas hasta el momento).

La presente evaluación radiológica a nivel nacional ha requerido la recogida, tratamiento y análisis de un volumen de muestras relativamente elevado. La medida de las muestras por espectrometría gamma, efectuada para determinar la concentración de actividad del radioelemento Cs-137 en los suelos, se ha repartido entre ambos laboratorios participantes, UPV-EHU y CIEMAT.

En este trabajo se describe el desarrollo de las medidas por espectrometría gamma de los suelos efectuadas por el CIEMAT. Se detallará la puesta a punto del sistema de espectrometría empleado, poniendo especial énfasis en la calibración en eficiencia del detector de HPGe. Asimismo, se describirán las condiciones de medida y el análisis de los espectros.

## **II. Metodología**

### **II.1 Detector empleado. Especificaciones Técnicas**

El sistema de espectrometría gamma empleado, instalado en el Laboratorio de Radiactividad Ambiental (LRA) del CIEMAT, consiste en un detector de germanio de alta pureza, modelo GX10022 de la marca CANBERRA. Se trata de un detector coaxial de 84 mm de diámetro y 71.5 mm de altura. El detector funciona enfriado a la temperatura de licuefacción del nitrógeno (77 K) y el voltaje de trabajo del detector es de 4500 V.

El detector es sensible a fotones en el rango energético 40 keV-10 MeV. La relación entre el número de cuentas en el canal de fotopico para la emisión de 1332 keV ( $^{60}\text{Co}$ ) y el promedio del continuo Compton en el intervalo energético 1040-1096 keV (razón Pico/Compton del detector) es 79.4. La eficiencia relativa a un detector NaI(Tl) de 7.62 cm x 7.62 cm es del 101.3 %, para el citado fotón de 1332 keV emitido por una muestra puntual situada a 25 cm del detector, y la

resolución, expresada mediante la anchura a la mitad de altura del fotopico (FWHM) a dicha energía es de 2.04 keV.

El detector de germanio está conectado a un preamplificador modelo 2002CSL de la marca CANBERRA. El preamplificador incluye la fuente de voltaje, modelo 3106D de la marca CANBERRA, que se encarga de establecer el campo eléctrico en el interior del detector. Dicha fuente de alta tensión proporciona voltajes en el intervalo 0-5000 V, siendo el voltaje óptimo de operación en nuestro caso de 4500 V. Al objeto de evitar los daños que la corriente de pérdida produciría en el semiconductor a temperatura ambiente, la fuente de tensión incorpora un inhibidor de voltaje de forma que cuando el detector se calienta, debido a que se acaba el nitrógeno líquido, el voltaje se reduce a cero automáticamente. Las señales del preamplificador van al amplificador, modelo 9615 de la marca CANBERRA, cuyas dos funciones son las de amplificar y dar forma conveniente al pulso eléctrico. El amplificador está conectado al Convertidor Analógico Digital (ADC), del tipo 9635 (CANBERRA). Se ha seleccionado una ganancia de conversión de 4096 canales. Este valor proporciona una anchura adecuada de los fotopicos del espectro, en el intervalo de 4 a 12 canales (dependiendo de la energía de la emisión). El control de la adquisición, así como la representación y el análisis de los espectros, se ha efectuado mediante el programa informático GENIE-2000, que trabaja en entorno WINDOWS.

Dado que las medidas que nos ocupan son de bajo nivel, al objeto de minimizar la radiación detectada ajena a la muestra, el detector se sitúa dentro de un blindaje, consistente en un receptáculo aproximadamente cúbico, cuyas paredes son de plomo de bajo contenido radiactivo, de un grosor de 10 cm. La cara interior del blindaje se ha rodeado de una capa superficial de cobre ultrapuro, de 1 mm. Dicha capa se encarga de detener la radiación de fluorescencia de rayos X del plomo, cuya energía está comprendida en el intervalo 70-80 keV.

El enfriamiento del detector y del preamplificador se consigue incorporando ambos dispositivos en el criostato, que se encuentra en contacto directo con el nitrógeno líquido contenido en el Dewar, cuya capacidad es de 30 litros. El contenido de nitrógeno disminuye a medida que se evapora, debido al flujo de calor desde el exterior a temperatura ambiente, con lo cual, con una periodicidad semanal, es preciso reponer el volumen de nitrógeno. Para ello se dispone de otro tanque portátil de la misma capacidad, cuyo contenido se trasvasa al recipiente fijo mediante la inyección de nitrógeno gaseoso de gran pureza a presión.

## **II.2 Calibración en eficiencia del equipo**

La determinación cuantitativa de los radioelementos presentes en las muestras requiere el conocimiento de la eficiencia del sistema,  $\epsilon$ , que mide la relación entre la tasa de recuento del detector y la tasa de emisión de la muestra, para cada energía gamma. Dado que la finalidad de la espectrometría gamma es el análisis

de las muestras a través de la detección de las distintas emisiones, es preciso conocer la dependencia  $\varepsilon(E)$  en el rango energético de interés,  $E=46-2000$  keV. Aunque el interés del presente trabajo recae fundamentalmente en la eficiencia para la energía  $E=662$  keV (Cs-137), se ha determinado la eficiencia en todo el intervalo energético, a fin de contar con una calibración en eficiencia del detector válida para la detección genérica de radioelementos emisores gamma en los suelos bajo estudio.

La determinación de la eficiencia, para las condiciones particulares de medida (detector, geometría de las muestras, muestras de suelo) se ha efectuado de forma experimental, mediante la medida de patrones de suelo preparados *ex proceso*. A continuación se describe la preparación de los patrones de suelo y se expone la eficiencia obtenida, válida para la medida, con el detector empleado, de las muestras de suelo de geometría cilíndrica, en todo el rango energético de interés, y en particular para la determinación de Cs-137 ( $E = 662$  keV).

### II.2.1 Preparación de los patrones

Se ha desarrollado y aplicado el siguiente procedimiento para la preparación de patrones de suelo:

**Tipo de muestra.** Se ha empleado un suelo del tipo más abundante en la península (Cambisol Dístico) como matriz para preparar los patrones. Al objeto de eliminar posibles interferencias del Cs-137 y otros radioelementos existentes en la muestra, procedentes del fallout atmosférico, con la solución certificada que se añadirá, se ha seleccionado una muestra relativamente profunda (profundidad de 50 cm) de un testigo extraído en un estudio previo. Una vez seco, molido y tamizado (0.5 mm) se preparan 2 muestras utilizando la geometría medida gamma (ver a continuación). Se miden las muestras, se determina el contenido de  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{241}\text{Am}$ . Este último paso permite demostrar que efectivamente el suelo escogido no presenta actividad (por encima de los límites de detección) de estos radioelementos, salvo una pequeña cantidad de Pb-210, debido a su presencia en la serie del U-238, a partir de la desintegración consecutiva del Ra-226 y del Rn-222. La tasa de recuento de Pb-210 encontrada se restará a la posterior tasa de recuento del patrón, a fin de corregir la interferencia (se seleccionará la actividad del trazador de manera que la interferencia sea inferior al 1 %).

**Geometría.** Cilíndrica plana de medida de las muestras: Diámetro 7.3 cm, altura 2.6 cm ( $V = 108.8$  cm<sup>3</sup>).

**Número de patrones.** Se han preparado 2 patrones idénticos, al objeto de verificar la homogeneidad del trazador, asegurar que no hay pérdida de actividad del mismo y efectuar un promedio de la actividad que proporcione un resultado más fiable.

**Solución Patrón Inicial.** Se parte de una solución patrón conteniendo actividades conocidas (certificadas) de los radioelementos de interés, que cubran el rango energético objeto de calibración. El volumen total de la solución, o soluciones, a verter en el suelo debe ser como máximo de 2 ml, ya que ésta es la cantidad máxima que el suelo es capaz de absorber sin correr el riesgo de filtrado de la solución al fondo del recipiente. Los radioelementos escogidos, expuestos en la Tabla 1, cubren el rango energético  $E=46.5-1332$  keV. Estas soluciones radiactivas han sido preparadas y suministradas por el Laboratorio de Metrología de las Radiaciones Ionizantes (LMRI) del CIEMAT. En concreto, los radioelementos  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{241}\text{Am}$  han sido suministrados en una solución de ácido nítrico, mientras que radioelementos  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{60}\text{Co}$  y  $^{137}\text{Cs}$  se han suministrado en una solución de ácido clorhídrico. En la tabla se expone la actividad A por cada ml de solución (nítrico o clorhídrico), de acuerdo con el certificado suministrado por el laboratorio de metrología. El valor de dicha actividad se escogió (aproximadamente) como la mínima posible que permitiese obtener la eficiencia con una incertidumbre de recuento despreciable, para un tiempo de medida de 1 día. A cada una de las 2 muestras de suelo se le añadió 1 ml de solución trazador nítrica y 1 ml de solución trazador clorhídrica (2 ml de solución total por cada muestra de suelo), siguiéndose las indicaciones expuestas en el apartado anterior para la preparación de los 2 patrones.

Radioelemento	T(1/2) años	E (keV)	Intensidad	A (Bq/ml)	Medio
<b>Pb210</b>	22,26	46,5	0,0405	456	HNO3
<b>Am-241</b>	432	59,5	0,359	53,1	HNO3
<b>Cs137</b>	30,17	661,6	0,8512	43,7	HCl
<b>Co-60</b>	5,271	1173	1	101,1	HCl
<b>Co-60</b>	5,271	1332	1	101,1	HCl
<b>Na-22</b>	2,6	1274	0,9994	434,1	HCl

*Tabla 1. Radioelementos, semividas, energía e intensidad de las emisiones gamma seleccionadas. La actividad de cada radioelemento está referida a la fecha de preparación, 26/01/2006. La incertidumbre relativa de la actividad ( $u(A)/A$ ) es del 1%. Los radioelementos Pb-210 y Am-241 están contenidos en una solución de ácido nítrico, mientras que el resto de los radioelementos se han suministrado en una solución de ácido clorhídrico.*

## II.2.2 Medida de los patrones. Eficiencia del sistema

Se ha efectuado la medida de los patrones con el detector, al objeto de determinar la eficiencia de las muestras de suelo en geometría cilíndrica. El tiempo de medida seleccionado ha sido de 24 h, suficiente para reducir las incertidumbres estadísticas por debajo del 0.5% en todas las emisiones consideradas. En la Tabla 2 se expone la eficiencia obtenida correspondiente a cada patrón, para las energías

consideradas, así como la incertidumbre asociada. La diferencia entre ambas eficiencias es inferior al 5 % para todas las energías, lo cual demuestra que ambos patrones se han preparado correctamente, y en particular que no ha habido pérdida del trazador, y que se ha conseguido la homogeneización del mismo en el suelo matriz. Finalmente, se ha determinado un único valor de la eficiencia, así como su incertidumbre, para cada energía, promediando los valores de los dos patrones.

E (KeV)	Radionucleido	$\varepsilon_1$ (%)	$u(\varepsilon_1)$	$\varepsilon_2$ (%)	$u(\varepsilon_2)$	$\varepsilon$ (%)	$u(\varepsilon)$
46,5	<sup>210</sup> Pb	12,02	0,36	12,87	0,39	12,45	0,62
59,5	<sup>241</sup> Am	13,61	0,41	14,47	0,43	14,04	0,70
661,6	<sup>137</sup> Cs	5,31	0,16	5,44	0,16	5,38	0,27
1173	<sup>60</sup> Co	3,05	0,09	3,11	0,09	3,08	0,15
1274	<sup>22</sup> Na	2,45	0,07	2,45	0,07	2,45	0,12
1332	<sup>60</sup> Co	2,77	0,08	2,83	0,09	2,80	0,14

**Tabla 2.** Eficiencia  $\varepsilon_1$  y  $\varepsilon_2$  de los patrones 1 y 2 respectivamente, así como la eficiencia final  $\varepsilon$ , para la medida de suelos en geometría cilíndrica plana (diámetro x altura = 7.3 x 2.6 cm) con el detector empleado.

Se ha efectuado un ajuste de los datos de eficiencia, al objeto de obtener la curva  $\varepsilon(E)$  válida en todo el rango energético, mediante la expresión

$$\ln \varepsilon = \sum_{k=0}^{k=3} a_k (\ln(E))^k$$

siendo E la energía gamma en keV, y  $a_k$  los parámetros del ajuste. Con esta expresión se consigue generalmente una incertidumbre por debajo del 4 %, en el rango energético de interés. La curva de eficiencia sólo se utilizará en caso de emplearse el detector para la medida de radioelementos distintos a los utilizados para determinar la propia eficiencia, expuestos en la Tabla 2. En caso de medirse alguno de los radioelementos contenidos en el patrón, se empleará el valor expuesto en la tabla eficiencia, ya que este valor es directamente experimental y (al no contener la incertidumbre asociada al propio ajuste) más preciso. Por tanto, en el caso de la medida de Cs-137 en las muestras de suelo, se empleará  $\varepsilon(662 \text{ keV}) = 5,38 \%$ ,  $u(\varepsilon) = 0.27\%$ .

La eficiencia determinada en este apartado es válida en principio para muestras con la geometría, composición y densidad del patrón medido, siendo aplicable en el rango de energía considerado.

### **III. Resultados y Discusión**

#### **III.1 Medida de las muestras y análisis de los espectros gamma**

##### *III.1.1 Desarrollo de las medidas. Condiciones de medida*

La medida de las muestras de suelo se ha efectuado en recipientes de geometría cilíndrica mencionada, de 7.3 cm de diámetro y 2.6 cm de altura. La posición de las muestras con respecto al detector es coaxial, situándose la cara inferior de las muestras a la mínima distancia posible de la cara superior del detector. Debido a la reducida cantidad de suelo medido (alrededor de 100 g) así como a su baja concentración de actividad, la proximidad de muestra y detector es imprescindible, al objeto de conseguir la máxima eficiencia de recuento, y por tanto mejorar los límites de detección así como la incertidumbre estadística en la determinación de la actividad de las muestras.

Con objeto de obtener una estadística de recuento adecuada, el tiempo de medida de las muestras ha sido de 24 horas. No obstante, en algunas medidas el tiempo de recuento ha sido superior, de 48 horas o más, a fin de mejorar la incertidumbre estadística en caso de muestras que presentan una actividad especialmente baja (niveles más profundos de los suelos).

El Límite de detección del sistema, para el radioelemento Cs-137, con un tiempo de medida de 24 h, es de 0.35 Bq/kg. Dado que el valor establecido en el proyecto como mínimo aceptable (*Guideline Value*, en la terminología ISO 11929-7) es de 0.5 Bq/kg, es posible afirmar que la metodología de medida aplicada es adecuada. Además, dado que en algunos casos el tiempo de medida se ha aumentado, a fin de mejorar la estadística de recuento cuando la actividad es especialmente baja, se han obtenido límites de detección inferiores, llegándose a alcanzar valores alrededor de 0.1 Bq/kg, para tiempos de medida de 5 días.

##### *III.1.2 Análisis de espectros. Determinación de la actividad en las muestras*

La determinación de la actividad de las muestras se ha efectuado mediante el programa de análisis de espectros *Gamma Acquisition and Analysis*, versión 2.1, perteneciente al paquete informático GENIE 2000. El análisis de los espectros se efectúa ejecutando una secuencia de análisis programada previamente, que consta de una serie de pasos consecutivos, en concreto:

1. Localización de picos.
2. Determinación de áreas.
3. Corrección de fondo.
4. Corrección por eficiencia.
5. Cálculo de actividades, incertidumbres y límites de detección.
6. Generación del informe.

Todos y cada una de estos pasos han de programarse adecuadamente, al objeto de efectuar un análisis correcto de los espectros.

### **III.2 Validación del procedimiento**

Al objeto de comprobar la correcta puesta a punto del sistema de espectrometría, y en particular la validez de la calibración en eficiencia del sistema de espectrometría para las muestras de suelo en la geometría de medida, se han efectuado medidas de muestras de suelo de intercomparación. Por un lado, se ha comparado el valor obtenido de la medida de una muestra de suelo del proyecto (CO01S02), con el valor determinado por el laboratorio de Radiactividad Ambiental del Departamento de Ingeniería Nuclear y Mecánica de fluidos de la Universidad del País Vasco (UPV-EHU). El objeto de esta medida es verificar la coincidencia entre los resultados determinados por ambos laboratorios dentro del proyecto, dado que cada institución (CIEMAT y UPV) se ha encargado de la medida de la mitad de las muestras del proyecto.

Asimismo, se ha efectuado la medida de un material de referencia de suelo proporcionada por el OIEA (muestra de suelo IAEA-444). A continuación, se describen los resultados obtenidos en ambas medidas intercomparativas.

#### *III.2.1 Muestra medida por CIEMAT y UPV: CO01S02*

Como se ha comentado, el objeto de esta medida es comprobar la coincidencia de la metodología empleada por ambas instituciones para la medida por espectrometría gamma de las muestras de suelo. En particular, el interés de esta intercomparación “interna” recae en comprobar que existe coincidencia en la medida del radioelemento Cs-137, objetivo central del presente trabajo.

La medida de la muestra se ha efectuado en la geometría característica, con un tiempo de medida  $t = 82400$  s. El análisis del espectro obtenido se ha efectuado siguiendo el protocolo genérico de análisis de las muestras. El resultado obtenido para la concentración de actividad  $a$  de Cs-137 es  $a = 9.81$  Bq/kg,  $U(a) = 0.60$  Bq/kg, siendo  $U$  la incertidumbre expandida con  $k = 2$ . El resultado obtenido por la UPV-EHU es  $a = 10.46$  Bq/kg,  $U(a) = 0.46$  Bq/kg. Dado que la diferencia entre ambas medidas es escasa (aproximadamente la propia incertidumbre  $U$  obtenida en CIEMAT) es posible afirmar que ambas medidas son coincidentes, dentro de las incertidumbres experimentales.

#### *III.2.2 Material de Referencia IAEA-444*

El objeto de la medida de un material de referencia de esta naturaleza, consiste en asegurar la correcta trazabilidad de las medidas efectuadas en el presente trabajo al Sistema Internacional de Unidades. En la Tabla 3 se muestran los

radioelementos y sus energías asociadas. La variedad de radioelementos y amplitud del rango energético que abarcan sus emisiones permitirá efectuar una validación genérica, no sólo para el radioelemento Cs-137, sino también para otros radioelementos de interés, como el Pb-210 y el Am-241, ambos con emisiones situadas en la zona de baja energía, crítica por los efectos de autoabsorción habituales en esta zona energética

Una vez recibida en el CIEMAT la muestra de suelo IAEA-444, se prepararon dos muestras en la geometría de medida. Se efectuó el recuento de ambas muestras con un tiempo de 40000 s. El análisis de los espectros se efectuó con el protocolo detallado en los apartados previos, determinándose los valores finales de actividad como promedio de ambas medidas. En la Tabla 3 se detallan los valores de actividad obtenidos, así como los valores de actividad de referencia proporcionados por el OIEA, ambos con su incertidumbre expandida U (k=2).

Como puede apreciarse, existe coincidencia entre los valores de actividad medidos y los de referencia, para todos los radioelementos analizados, dentro de la incertidumbre experimental. En ningún caso la diferencia entre el valor medido y el de referencia supera el valor de la incertidumbre de medida. En particular, para el radioelemento Cs-137, la coincidencia es especialmente buena, siendo la diferencia entre el valor de medida y el de referencia del 1 %. La mayor diferencia entre medida y valor de referencia aparece para el radioelemento Pb-210 (discrepancia del 20 %), debido a la elevada incertidumbre experimental asociada a la determinación de este radioelemento, como consecuencia de los efectos de autoabsorción, así como a la propia incertidumbre de recuento (la intensidad de emisión del fotón de 46.5 keV del Pb-210 es tan sólo del 4 %).

Radioelemento	E (keV)	Medida		Valores de referencia OIEA	
		A (Bq/kg)	U (Bq/kg)	A (Bq/kg)	U (Bq/kg)
<b>Pb-210</b>	46,5	<b>39,55</b>	<b>11,45</b>	<b>48</b>	<b>3</b>
<b>Am-241</b>	59,5	<b>60,66</b>	<b>8,00</b>	<b>55,6</b>	<b>3,2</b>
<b>Cs-137</b>	661,7	<b>67,67</b>	<b>6,28</b>	<b>68,5</b>	<b>2,76</b>
<b>Mn-54</b>	834,82	<b>66,14</b>	<b>6,16</b>	<b>61</b>	<b>2,48</b>
<b>Zn-65</b>	1115,52	<b>28,59</b>	<b>3,48</b>	<b>29,9</b>	<b>1,98</b>
<b>Co-60</b>	1332,48	<b>82,71</b>	<b>7,69</b>	<b>82,6</b>	<b>4,02</b>

**Tabla 3.** Valores de actividad medidos y valores de Referencia para la muestra IAEA-444

#### **IV. Referencias**

1. ISO 18589-2: "*Measurement of Radioactivity - Soil - Part 3 :Measurements of gamma emitting radionuclides*". ISO 2002.
2. Begoña Quintana, José M. Pérez Iglesias "*Selección, preparación y uso de patrones para espectrometría gamma*". Consejo de Seguridad. Informes Técnicos 2004. Procedimiento 1.4

# **RADIATIVIDAD Y DOSIMETRÍA EN LOS PROCESOS DE SOLDADURA CON ELECTRODOS TORIADOS.**

**Carmen Pérez Marín**

*Laboratorio de Bajas Actividades (LABAC).  
Facultad de Ciencias. Universidad de Zaragoza  
C/ Pedro Cerbuna, 12. 5009-ZARAGOZA*

## **I. Introducción**

El trabajo que aquí se presenta es un estudio del campo de radiación y la contaminación que se puede producir en el usuario de la Soldadura TIG (Tungsten Inert Gas), proceso de soldadura por arco, en atmósfera de un gas protector con un electrodo no consumible. Utiliza como fuente de energía el arco eléctrico que se establece entre el electrodo y la pieza a soldar mientras un gas inerte protege el baño de fusión. El material de aportación, cuando se utiliza, se aplica por medio de varillas. En este estudio los electrodos empleados han sido de wolframio con una aleación del 2% en óxido de torio.

Para evaluar la transferencia de material radiactivo a la atmósfera se realizó la soldadura TIG en un Taller que es a su vez una Escuela de Formación mediante tres ensayos:

- Soldadura automática
- Soldadura manual
- Afilado de los electrodos

Se procedió a la aspiración de la atmósfera que rodea el punto de soldadura. Las partículas de polvo fueron recogidas utilizando un muestreador portátil de la marca Saic Radecco provisto de una boquilla de captación donde se alojan los filtros de nitrocelulosa, marca Millipore de 47 mm. de diámetro y un diámetro de poro de 8 micras. El caudal se ajustó a 1,8 m<sup>3</sup>/h.

También se analizó el posible depósito que se produce sobre la mano del soldador durante la soldadura manual y el afilado, mediante la colocación de unas etiquetas adhesivas sobre la mano.

Los filtros se sometieron inmediatamente después de finalizado el ensayo a determinación por espectrometría gamma y poco después se repitió dicho análisis para comprobar la presencia de los componentes no volátiles de la cadena de desintegración del Th<sup>232</sup>.

Los filtros y etiquetas recogidos se sometieron finalmente a análisis por espectrometría alfa para determinar con exactitud la concentración de torio y posteriormente valorar su posible impacto en términos de dosis recibida por los usuarios en las diversas etapas.



*Fotografía 1: Ensayo de soldadura con el robot automático. Detalle de la colocación del captador*



*Fotografía 2: Soldadura TIG con robot automático*

## II. Radiactividad durante los ensayos de soldadura

### II.1. Ensayo de soldadura TIG con equipo automático

El proceso de soldadura TIG automática se realizó con el equipo que aparece en la fotografía 1, un equipo FROLUFTIG 2500TEC utilizado en corriente continua, trabajando a 140 amperios de intensidad y con gas argón a un flujo de 12 L/min. La boquilla de aspiración se fija al brazo extensible del robot, moviéndose conforme avanza el trabajo de soldadura.

En detalle en la imagen de la derecha la posición del captador en relación a la antorcha donde se sujeta el electrodo.

La captación de partículas se efectuó a unos 40 cm. aproximadamente del punto exacto de soldadura. Este ensayo nos sirvió para simular el posible impacto del proceso si el trabajador permaneciera ese tiempo realizando la soldadura.

En la Fotografía 2 podemos observar el robot en funcionamiento.

Se realizaron cuatro soldaduras con una duración de 5, 120, 132 y 150 minutos respectivamente. El electrodo utilizado fue de tungsteno con el 2% en óxido de torio, de 150 mm. de longitud y 2,4 mm. de diámetro. En las cuatro pruebas se utilizó el mismo electrodo. Dicho electrodo se afiló sólo una vez, antes de cada una de las soldaduras, esto es debido a que el electrodo apenas se deteriora.

En la siguiente Tabla 1 aparecen los volúmenes de aspiración captados y los depósitos de partículas recogidos en cada uno de los filtros.

	<i>Filtro</i>	<i>Volumen (m<sup>3</sup>)</i>	<i>Depósito (g)</i>
<i>Robot Automático</i>	1	2,250	1,5E-03
	2	3,600	1,4E-03
	3	3,960	4,6E-03
	4	6,150	4,4E-03

*Tabla 1: Volumen de aspiración y peso de material depositado en los filtros del ensayo de soldadura automática.*

Se trata de una soldadura en continuo durante más de una hora y aunque en dicho trabajo el soldador no permanece de forma continuada al lado del equipo, nos sirvió para poder estimar el efecto producido para tiempos de trabajos mayores, en los que el operador debiera permanecer soldando.

Se realizó espectrometría gamma y alfa de los filtros para determinar la actividad de los distintos isótopos de torio.

## II.2. Ensayo de soldadura TIG manual con operador

En el ensayo de soldadura manual se manejó un equipo PRESTOTIG 300 en corriente continua, trabajando a 80-90 amperios y con un flujo de gas argón de 8 L/min. En este caso se utilizó una varilla de aportación TR 7056 durante la soldadura de dos piezas cilíndricas de acero inoxidable.

Se realizaron tres soldaduras manuales de aproximadamente 15 a 20 minutos de duración, utilizando cuatro electrodos de tungsteno toriado, éstos una vez utilizados se afilaron todos juntos.



*Fotografía 3: Ensayo de soldadura manual*

El tiempo de utilización de cada electrodo varía fundamentalmente en función de la destreza del soldador y de la dificultad de la soldadura.

Se recogieron tres filtros que se sometieron a separación radioquímica para aislar el torio y posteriormente realizar su análisis por espectrometría alfa.

Para conocer el posible depósito sobre la piel del trabajador, se colocó una etiqueta adhesiva sobre la parte superior de la mano del operador durante el trabajo de soldadura, aunque como se observa en la imagen de la fotografía, se

utilizan guantes de protección. Se analizó el material depositado en la cinta adhesiva por espectrometría alfa.

En la siguiente tabla 2 aparecen los volúmenes de aspiración, peso de material captado en los filtros y la superficie de adhesivo.

	<i>Filtro</i>	<i>Volumen (m<sup>3</sup>)</i>	<i>Depósito (g)</i>	<i>Adhesivo</i>	<i>Superficie (cm<sup>2</sup>)</i>
<i>Soldadura manual</i>	5	1,508	3,7E-03	I	40
	6	2,272	4,8E-03	II	26
	7	1,141	3,2E-03	III	27,5

*Tabla 2: Volumen de aspiración, peso de material depositado en los filtros y superficie de los adhesivos en el ensayo de soldadura manual.*

### **II.3. Ensayo de afilado de electrodos toriados**

En la soldadura TIG lo corriente es realizar el trabajo sustituyendo los electrodos conforme sus extremos pierden el extremo afilado, se sustituyen y los gastados se reservan para proceder al afilado de todos juntos posteriormente sin necesidad de detener el trabajo de operador. El afilado de cada una de las varillas suele durar entre 30 y 90 segundos. Se han llevado a cabo diversos estudios registrándose que el número de afilados por hora puede variar entre 0,33 y 4,4.

En este trabajo, los electrodos utilizados en los trabajos de soldadura manual se recogieron una vez utilizados y se procedió a su afilado. Se recogieron tres filtros y 3 etiquetas adhesivas que se sometieron a distintos procedimientos de separación radioquímica para posteriormente analizar su contenido por espectrometría alfa.

En la siguiente Tabla 3 aparecen los volúmenes de aspiración y los depósitos de partículas recogidos, junto con las superficies de los adhesivos recogidos.

	<i>Filtro</i>	<i>Volumen (m<sup>3</sup>)</i>	<i>Depósito (g)</i>	<i>Adhesivo</i>	<i>Superficie (cm<sup>2</sup>)</i>
<i>Afilado</i>	8	8	0,3E-03	IV	27,50
	9	9	0,3E-03	V	31,50
	10	10	0,4E-03	VI	16,32

*Tabla 3: Volumen de aspiración, peso de material depositado en los filtros y superficie de los adhesivos en el ensayo de afilado.*

#### II.4. Análisis por espectrometría gamma

Se realizó el análisis gamma de los filtros recogidos durante el ensayo de soldadura con robot automático; se llevó a cabo inmediatamente después de la toma de muestras para determinar los radionucleidos directamente producidos y se repitió la medida unos días después, pudiendo observarse como aparecen los radioisótopos emisores gamma de la cadena del  $\text{Th}^{232}$ .

A continuación, presentamos los espectros gamma del primer filtro, su medida directa y en el segundo espectro las emisiones gamma registradas en el detector unos días después

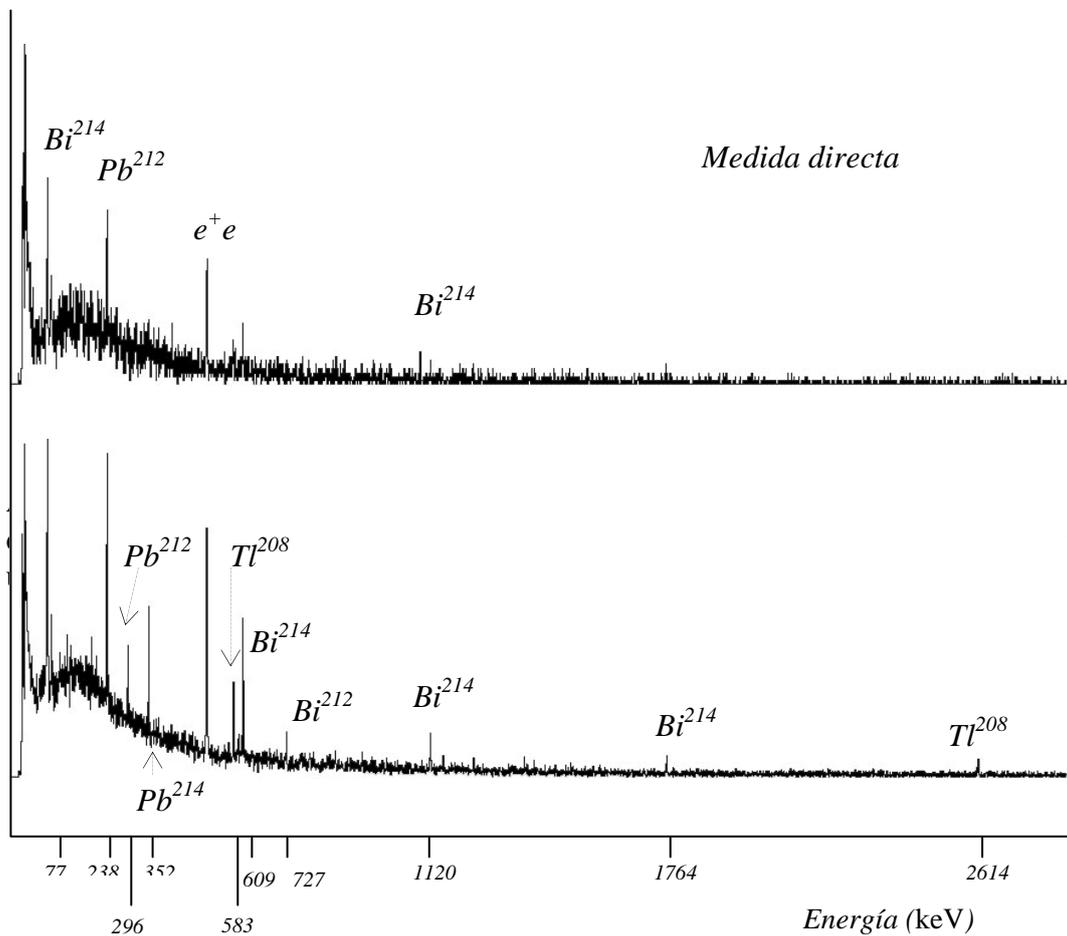


Figura 1: Espectros gamma del filtro 1 del ensayo de soldadura automática.

Para verificar la presencia de torio en el filtro se analizaron los nucleidos descendientes del  $\text{Th}^{232}$  que son emisores gamma. En la siguiente Tabla 4 presentamos las actividades, en bequerelios/ $\text{m}^3$ , de  $\text{Pb}^{212}$ ,  $\text{Tl}^{208}$  y  $\text{Bi}^{212}$  en el filtro 1 recogido en el ensayo de soldadura automática.

Isótopo	Energía (keV)	Intensidad (%)	Actividad ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ )	Incertidumbre ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) (k=1)	AMD ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ )
$\text{Pb}^{212}$	238,63	43,34	6,496E-02	1,164E-02	8,796E-03
$\text{Tl}^{208}$	583,19	84,57	3,427E-02	9,107E-03	6,358E-03
$\text{Bi}^{212}$	727,33	6,58	1,141E-01	8,188E-02	6,958E-02

Tabla 4: Actividades en bequerelios/ $\text{m}^3$  de  $\text{Pb}^{212}$ ,  $\text{Tl}^{208}$  y  $\text{Bi}^{212}$  en el filtro 1 recogido en el ensayo de soldadura automática.

A continuación se procedió a la cuantificación de los distintos isótopos de torio mediante espectrometría alfa.

## II.5. Análisis por espectrometría alfa

El análisis por espectrometría alfa permite determinar si existe transferencia de partículas del electrodo a la atmósfera y cuantificar con mucha precisión las cantidades relativas de los distintos isótopos.

Presentamos el espectro de emisiones alfa de uno de los filtros analizados en el espectrómetro alfa, medido durante 7 días para obtener una buena estadística en el número de cuentas para cada uno de los isótopos.

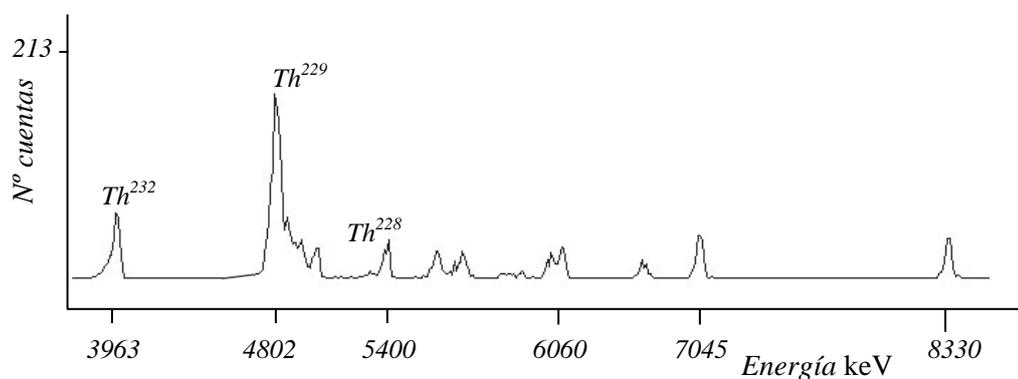


Figura 2: Espectro de emisiones alfa del filtro 1 del ensayo de soldadura automática.

El método de separación radioquímica utilizado fue mediante cromatografía de intercambio iónico y las fuentes alfa fueron preparadas por electrodeposición utilizando  $\text{Th}^{229}$  como trazador interno.

Se presentan a continuación los valores de concentración de actividad para los isótopos de torio en los distintos ensayos en los que la actividad fue superior a la AMD.

### *II.5.1. Resultados del análisis por espectrometría alfa en la soldadura automática*

En el ensayo de soldadura automática se detectó actividad alfa debida al torio en tres de los cuatro filtros. Los valores de concentración de actividad para el  $\text{Th}^{232}$  y  $\text{Th}^{228}$  en  $\text{Bq/m}^3$  aparecen en las Tablas 5 y 6. No se detectó actividad para el  $\text{Th}^{230}$  por encima de la AMD en ninguno de los filtros. Este  $\text{Th}^{230}$  procede del  $\text{U}^{238}$  y aparece junto al resto de los isótopos de torio desde la extracción de torio del mineral de partida que contendría uranio y torio.

$\text{Th}^{232}$	<i>Actividad</i> <b><math>\text{Bq/m}^3</math></b>	<i>Incertidumbre</i> <b><math>\text{Bq/m}^3(\text{k}=1)</math></b>	<i>AMD</i> <b><math>\text{Bq/m}^3</math></b>
<i>Filtro 1</i>	<i>8,800E-04</i>	<i>6,551E-05</i>	<i>4,091E-05</i>
<i>Filtro 2</i>	<i>1,735E-04</i>	<i>2,318E-05</i>	<i>2,562E-05</i>
<i>Filtro 3</i>	<i>3,651E-04</i>	<i>4,753E-05</i>	<i>3,660E-05</i>

*Tabla 5: Valores de concentración de actividad del isótopo de  $\text{Th}^{232}$ .*

$\text{Th}^{228}$	<i>Actividad</i> <b><math>\text{Bq/m}^3</math></b>	<i>Incertidumbre</i> <b><math>\text{Bq/m}^3(\text{k}=1)</math></b>	<i>AMD</i> <b><math>\text{Bq/m}^3</math></b>
<i>Filtro 1</i>	<i>2,776E-04</i>	<i>3,679E-05</i>	<i>5,499E-05</i>

*Tabla 6: Valores de concentración de actividad del isótopo de  $\text{Th}^{228}$ .*

La actividad detectada para el  $\text{Th}^{232}$  fue de 0,17 a 0,88mB/m<sup>3</sup>. Las actividades del  $\text{Th}^{232}$  y del  $\text{Th}^{228}$ ; que pertenece a la cadena de desintegración del primero, no son iguales ya que no se mantiene el equilibrio radiactivo.

Con los datos obtenidos con el robot automático podemos estimar el trabajo en continuo de un operador que se mantuviera soldando como mínimo una hora, cuando en realidad este tiempo el soldador lo invierte tanto en soldar como en colocar las piezas con las que trabaja.

### II.5.2. Resultados del análisis por espectrometría alfa en la soldadura manual

Los valores de concentración son semejantes a los que aparecen en diversas publicaciones sobre trabajos realizados también en soldadura manual con este tipo de electrodos y para corriente continua. En el ensayo de soldadura manual se detectó actividad en dos de los filtros de 3 a 4,6 mBq/m<sup>3</sup> para el Th<sup>232</sup> como puede observarse en las siguientes Tablas 7, 8 y 9.

<b>Th<sup>232</sup></b>	<b>Actividad Bq/m<sup>3</sup></b>	<b>Incertidumbre Bq/m<sup>3</sup>(k=1)</b>	<b>AMD Bq/m<sup>3</sup></b>
<i>Filtro 6</i>	<i>3,001E-03</i>	<i>1,227E-04</i>	<i>4,024E-05</i>
<i>Filtro 7</i>	<i>4,587E-03</i>	<i>2,390E-04</i>	<i>7,904E-05</i>

Tabla 7: Valores de concentración de actividad del isótopo de Th<sup>232</sup>.

<b>Th<sup>228</sup></b>	<b>Actividad Bq/m<sup>3</sup></b>	<b>Incertidumbre Bq/m<sup>3</sup>(k=1)</b>	<b>AMD Bq/m<sup>3</sup></b>
<i>Filtro 6</i>	<i>1,356E-03</i>	<i>8,207E-05</i>	<i>7,081E-05</i>
<i>Filtro 7</i>	<i>2,393E-03</i>	<i>1,728E-04</i>	<i>1,391E-05</i>

Tabla 8: Valores de concentración de actividad del isótopo de Th<sup>228</sup>.

<b>Th<sup>230</sup></b>	<b>Actividad Bq/m<sup>3</sup></b>	<b>Incertidumbre Bq/m<sup>3</sup>(k=1)</b>	<b>AMD Bq/m<sup>3</sup></b>
<i>Filtro 6</i>	<i>4,273E-04</i>	<i>4,606E-05</i>	<i>4,024E-05</i>

Tabla 9: Valores de concentración de actividad del isótopo de Th<sup>230</sup>.

No se detectó actividad por encima de la AMD en las etiquetas adhesivas colocadas sobre la mano del operador durante la soldadura manual. Los valores obtenidos para este tipo de soldadura son superiores a las de soldadura automática debido a que la soldadura manual implica un mayor desgaste del electrodo que se utiliza varios minutos de forma continuada y que se sustituye más frecuentemente por otro electrodo preparado con la punta ya afilada, siempre dependiendo de la habilidad del soldador.

### II.5.3. Resultados del análisis por espectrometría alfa durante el afilado.

El análisis por espectrometría alfa durante el ensayo de afilado dio lugar a los siguientes resultados para las etiquetas adhesivas.

<b>Th<sup>232</sup></b>	<b>Actividad Bq/cm<sup>2</sup></b>	<b>Incertidumbre Bq/cm<sup>2</sup>(k=1)</b>	<b>AMD Bq/cm<sup>2</sup></b>
<i>Adhesivo V</i>	2,980E-03	8,940E-05	1,584E-05
<i>Adhesivo VI</i>	1,307E-02	1,922E-04	1,678E-05

Tabla 10: Valores de concentración de actividad del isótopo de Th<sup>232</sup>.

<b>Th<sup>228</sup></b>	<b>Actividad Bq/cm<sup>2</sup></b>	<b>Incertidumbre Bq/cm<sup>2</sup>(k=1)</b>	<b>AMD Bq/cm<sup>2</sup></b>
<i>Adhesivo V</i>	1,455E-03	6,242E-05	2,130E-05
<i>Adhesivo VI</i>	4,072E-03	1,075E-04	2,256E-05

Tabla 11: Valores de concentración de actividad del isótopo de Th<sup>228</sup>.

<b>Th<sup>230</sup></b>	<b>Actividad Bq/cm<sup>2</sup></b>	<b>Incertidumbre Bq/cm<sup>2</sup>(k=1)</b>	<b>AMD Bq/cm<sup>2</sup></b>
<i>Adhesivo V</i>	6,485E-04	4,170E-05	1,584E-05
<i>Adhesivo VI</i>	1,786E-03	7,127E-05	1,678E-05

Tabla 12: Valores de concentración de actividad del isótopo de Th<sup>230</sup>.

En los filtros no se detectó actividad por encima de la AMD. La actividad media para el Th<sup>232</sup> es de 8 mBq/cm<sup>2</sup>. Durante el afilado partículas del electrodo saltan de la muela y quedan adheridas a la etiqueta. Estas partículas pueden afectar al individuo en el caso de una posible ingestión. El cálculo para ese caso se realiza a continuación.

### III. Dosimetría en los ensayos de soldadura

#### III.1. Estimación de dosis para el $\text{Th}^{232}$ , $\text{Th}^{228}$ y el $\text{Th}^{230}$ .

Calcularemos la dosis eficaz derivada de la exposición interna por inhalación o por ingestión como el producto de la actividad del nucleido determinado por espectrometría alfa y el correspondiente coeficiente de dosis por unidad de incorporación y teniendo en cuenta un caudal de respiración de  $1,5 \text{ m}^3/\text{h}$  (ICRP-89) y 1.700 horas de trabajo de soldadura al año y 160 horas de afilado

$$E \left[ \frac{\text{Sv}}{\text{y}} \right] = A \left[ \frac{\text{Bq}}{\text{m}^3} \right] h \left[ \frac{\text{Sv}}{\text{Bq}} \right] Q \left[ \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \right] W \left[ \frac{\text{h}}{\text{y}} \right]$$

Los coeficientes de dosis efectivas comprometidas por unidad de incorporación (Sv/Bq) por inhalación e ingestión para los trabajadores expuestos vienen determinados en el *Real Decreto 783/2001* de “*Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes*” y figuran en la siguiente Tabla 13.

Estos coeficientes se definen en relación a dos tipos de retención pulmonar. Una retención tipo M que representa una eliminación moderada del radionucleido alojado en el pulmón y una tipo S para una eliminación lenta del mismo.

Nucleido	Periodo semidesintegración	Inhalación			Ingestión
		Tipo	f	$h(\text{g})_{5\mu\text{m}}$ Sv/Bq	$h(\text{g})_{5\mu\text{m}}$ Sv/Bq
$\text{Th}^{232}$	1,405E10 a	M	5,0E-04	2,9E-05	2,2E-07
		S	2,0E-04	1,2E-05	9,2E-08
$\text{Th}^{228}$	1,911 a	M	5,0E-04	2,3E-05	7,0E-08
		S	2,0E-04	3,2E-05	3,5E-08
$\text{Th}^{230}$	75.380 a	M	5,0E-04	2,8E-05	2,1E-07
		S	2,0E-04	7,2E-06	8,7E-08

Tabla 13: Coeficientes de dosis efectivas comprometidas por unidad de incorporación (Sv/Bq) por inhalación e ingestión para los trabajadores expuestos. R.D. 783/2001.

Estos valores vienen correlacionados con el factor f que está definido como la fracción del elemento químico estable que alcanza los fluidos corporales después de la inhalación.

Los coeficientes son los correspondientes para una distribución de tamaños de partículas del aerosol inhalado de 5  $\mu\text{m}$  (ICRP-68).

Se calculó también la dosis eficaz derivada de la exposición externa por depósito y polvo durante el afilado mediante los coeficientes de conversión a dosis por  $\text{Bq}/\text{cm}^2$  según la siguiente ecuación:

$$E \left[ \frac{\text{Sv}}{y} \right] = A \left[ \frac{\text{Bq}}{\text{cm}^2} \right] h \left[ \frac{\text{Sv cm}^2}{h \text{ Bq}} \right] W \left[ \frac{h}{y} \right]$$

Los coeficientes de dosis efectivas por unidad de incorporación (Tabla 14), por exposición externa para los isótopos de torio, utilizados para el cálculo de dosis efectiva por depósito sobre la mano, son los publicados por la Comisión Europea (Radiation Protection 107).

<i>Nucleido</i>	<i>h (Sv/h) por (Bq/cm<sup>2</sup>)</i>
<i>Th<sup>232</sup></i>	<i>2,52E-08</i>
<i>Th<sup>228</sup></i>	<i>5,41E-08</i>
<i>Th<sup>230</sup></i>	<i>8,51E-08</i>

*Tabla 14: Coeficientes de dosis efectivas por unidad de incorporación.*

Los resultados de dosis obtenidos para los dos tipos de retención se presentan a continuación para soldadura automática, manual y afilado, por exposición interna y por exposición externa por depósito de polvo durante el afilado..

### **III.2. Estimación de dosis para el Th<sup>232</sup>, Th<sup>228</sup> y el Th<sup>230</sup> por exposición interna por inhalación en soldadura automática.**

En la siguiente Tabla 15 aparece la estimación de dosis efectiva para los distintos isótopos de torio por exposición interna por inhalación durante la soldadura automática.

Los valores medios de dosis para el torio han resultado ser de 39  $\mu\text{Sv}/\text{año}$  para el caso de una eliminación moderada y 22  $\mu\text{Sv}/\text{año}$  para eliminación lenta del radionucleido.

El límite establecido (R.D. 783/2001) es de 50mSv/año para el trabajador expuesto y 1 mSv/año para el público en general.

<i>Radionucleido</i>	<i>Nº Filtro</i>	<i>Tipo retención</i>	<i>Dosis efectiva μSv/año</i>
<b>Th<sup>232</sup></b>	<i>Filtro 1</i>	<i>M</i>	65,08
		<i>S</i>	26,93
	<i>Filtro 2</i>	<i>M</i>	12,83
		<i>S</i>	5,31
	<i>Filtro 3</i>	<i>M</i>	27
		<i>S</i>	11,17
<b>Th<sup>228</sup></b>	<i>Filtro 1</i>	<i>M</i>	16,28
		<i>S</i>	22,65

Tabla 15: Dosis efectiva en el trabajo de soldadura automática por exposición interna.

### III.3. Estimación de dosis para el Th<sup>232</sup>, Th<sup>228</sup> y el Th<sup>230</sup> por exposición interna por inhalación en soldadura manual.

Las estimaciones de dosis por exposición interna (Tabla 16) por inhalación en la soldadura manual se calcularon para cada uno de los ensayos realizados.

En este caso sí se detectó Th<sup>230</sup> en el filtro 6 y se estimó la dosis correspondiente del mismo.

<i>Radionucleido</i>	<i>Nº Filtro</i>	<i>Tipo retención</i>	<i>Dosis efectiva μSv/año</i>
<b>Th<sup>232</sup></b>	<i>Filtro 6</i>	<i>M</i>	221,9
		<i>S</i>	91,83
	<i>Filtro 7</i>	<i>M</i>	339,2
		<i>S</i>	140,4
<b>Th<sup>228</sup></b>	<i>Filtro 6</i>	<i>M</i>	79,53
		<i>S</i>	110,6
	<i>Filtro 7</i>	<i>M</i>	140,3
		<i>S</i>	195,3
<b>Th<sup>230</sup></b>	<i>Filtro 6</i>	<i>M</i>	30,51
		<i>S</i>	7,84

Tabla 16: Dosis efectiva en el trabajo de soldadura automática por exposición interna.

Los valores medios de dosis eficaz para el torio fueron de 406  $\mu\text{Sv/año}$  para una eliminación moderada y 273  $\mu\text{Sv/año}$  para eliminación lenta.

#### III.4. Estimación de dosis para el $\text{Th}^{232}$ , $\text{Th}^{228}$ y el $\text{Th}^{230}$ por exposición interna por ingestión durante el afilado.

A continuación, en la Tabla 17 se presentan las estimaciones de dosis efectiva por exposición interna para una posible ingestión durante el afilado. Se considera que la mano queda cubierta por una capa de polvo, pudiendo ser ingerido por el trabajador con posterioridad y se puede considerar que sería como máximo de un 10% del total. Los valores de dosis se han calculado para una superficie depositada de 50  $\text{cm}^2$  durante 160 horas/año y 3,7 afilados por hora.

<i>Radionucleido</i>	<i>Nº Filtro</i>	<i>Tipo retención</i>	<i>Dosis efectiva <math>\mu\text{Sv/año}</math></i>
<b><math>\text{Th}^{232}</math></b>	<i>Adhesivo 5</i>	<i>M</i>	<i>1,94</i>
		<i>S</i>	<i>0,81</i>
	<i>Adhesivo 6</i>	<i>M</i>	<i>0,85</i>
		<i>S</i>	<i>3,56</i>
<b><math>\text{Th}^{228}</math></b>	<i>Adhesivo 5</i>	<i>M</i>	<i>0,304</i>
		<i>S</i>	<i>0,150</i>
	<i>Adhesivo 6</i>	<i>M</i>	<i>0,843</i>
		<i>S</i>	<i>0,422</i>
<b><math>\text{Th}^{230}</math></b>	<i>Adhesivo 5</i>	<i>M</i>	<i>0,403</i>
		<i>S</i>	<i>0,167</i>
	<i>Adhesivo 6</i>	<i>M</i>	<i>1,110</i>
		<i>S</i>	<i>0,460</i>

Tabla 17: Dosis efectiva en el trabajo de afilado de los electrodos por exposición interna.

El valor de dosis eficaz estimado para el torio es de 2,72  $\mu\text{Sv/año}$  para una eliminación moderada y de 2,78  $\mu\text{Sv/año}$  para eliminación lenta.

#### III.5. Estimación de dosis para el $\text{Th}^{232}$ , $\text{Th}^{228}$ y el $\text{Th}^{230}$ por exposición externa por depósito durante el afilado.

Los resultados de la estimación de dosis para el torio por exposición externa por depósito de polvo durante la operación de afilado se muestran en la siguiente Tabla 18.

<b>Radionucleido</b>	<b>Nº Adhesivo</b>	<b>Dosis efectiva μSv/año</b>
<b>Th<sup>232</sup></b>	<i>Adhesivo 5</i>	<i>0,012</i>
	<i>Adhesivo 6</i>	<i>0,053</i>
<b>Th<sup>228</sup></b>	<i>Adhesivo 5</i>	<i>0,013</i>
	<i>Adhesivo 6</i>	<i>0,035</i>
<b>Th<sup>230</sup></b>	<i>Adhesivo 5</i>	<i>0,008</i>
	<i>Adhesivo 6</i>	<i>0,024</i>

Tabla 18: *Dosis efectiva en el trabajo de afilado de los electrodos por exposición externa.*

El valor medio obtenido ha sido de 0,073 μSv/año. Los límites de dosis equivalente en piel son de 500 mSv/año para trabajador expuesto y de 50 mSv/año para el público en general por cm<sup>2</sup> de piel expuesta (con independencia de la zona expuesta) (R.D. 783/2001).

#### **IV. Conclusiones**

La estimación de dosis total comprometida por exposición externa más la debida a exposición interna (por inhalación e ingestión) resulta ser de 0,41mSv/año para una eliminación de tipo M y 0,27 mSv/año para eliminación tipo S. Trabajo de soldadura de 1.700 h/año y 160 horas/año de afilado de electrodos.

Los valores de dosis calculados para los distintos ensayos de soldadura y afilado son inferiores a los límites permitidos. En realidad estos serían todavía más pequeños puesto que no se han considerado factores de atenuación por el uso; que es obligatorio, de medidas de protección para estos trabajadores.

Las concentraciones de actividad calculadas para el torio son semejantes a las referidas por distintos autores (McDowell-Boyer 1979, Crim 1995, Jankovic 1999, Gäfvert 2003).

Los valores de dosis anual comprometida son del mismo orden de magnitud que las descritas en otras publicaciones (Gäfvert 2003).

## V. Bibliografía

*Jancovic J.T, Underwood W.S., Goodwin G.M. Exposures from thorium contained in thoriated tungsten welding electrodes. American Industrial Hygiene Association Journal. Vol.60: 384-389. 1999.*

*Crim E.M., Bradley T.D.. Measurements of air concentrations of thorium during grinding and welding operations using thoriated tungsten electrodes. Health Physics. Vol 68. Nº 5.1995.*

*Ludwig T., Schawb D., Seitz G.,Siekmann H. Intakes of thorium while using thoriated tungsten electrodes for TIG welding. Health Physics. Vol 77.Nº 4. 1999.*

*McDowell-Boye L.M., Estimated radiation doses from thorium and daughters contained in thoriated welding electrodes. Oak Ridge, T.N. National Laboratory. NRC Office of Standard Development, NUREG/CR-1039.1979.*

*ICRP-68. Dose coefficients for intakes of radionuclides by workers. Publication 68.1995.*

*Radiation Protection 107. Establishment of reference levels for regulatory control of workplaces where materials are processed which contain enhanced levels of naturally-occurring radionuclides. European Commission. Luxemburgo 1999.*

*ICRP-89. Basic anatomical and Physiological Data for Use in radiological Protection. Reference Values. 2003*

# SEPARACIÓN SECUENCIAL DE U Y Th EN MUESTRAS AMBIENTALES MEDIANTE EXTRACCIÓN CROMATOGRAFICA PARA SU DETERMINACIÓN POR ESPECTROMETRÍA ALFA.

**Lehritani Hamine,M.**

*Grupo de Física Nuclear Aplicada. E.T.S. Arquitectura. Universidad de Sevilla  
Avda. Reina Mercedes, 2. 41012-SEVILLA*

En esta comunicación se detalla el procedimiento radioquímico (basado en procesos de extracción cromatográfica) puesto a punto en nuestro laboratorio para la separación secuencial de los isótopos de U y Th presentes en muestras ambientales (aguas, suelos, vegetación...). Resinas comerciales UTEVA®, de la compañía Eichrom, han sido utilizadas con tal fin. Las fracciones aisladas de U y Th son posteriormente acondicionadas para la electrodeposición de estos elementos sobre planchetas de acero inoxidable y su posterior medida radiométrica por espectrometría alfa.

El método radioquímico puesto a punto presenta un gran número de ventajas respecto a métodos más convencionales (extracción solvente, resinas de intercambio iónico) utilizados en laboratorios dedicados a medidas de bajos niveles de actividad de U y Th por espectrometría alfa. Entre ellos podemos citar: 1) un muy bajo consumo de reactivos y consecuentemente una baja tasa de generación de residuos, 2) una muy alta eficiencia de separación U-Th, 3) altos y estables rendimientos químicos y 4) reducción considerable del tiempo de aplicación.

El procedimiento puesto a punto ha sido validado mediante su aplicación a muestras de referencia y de intercomparación, y actualmente se aplica de forma sistemática en nuestro laboratorio en el programa continuado de control que llevamos a cabo en la ría de Huelva. Los últimos resultados obtenidos en este programa para U y Th son también presentados y discutidos en esta comunicación.

## **Introducción**

Con el objetivo de mejorar los resultados conseguidos en nuestro laboratorio mediante otros métodos de separación de actínidos, como por ejemplo el método basado en el aislamiento secuencial de U y Th por extracción solvente con TBP, y para solventar algunos problemas que surgen en la purificación de la fracción de Th (interferencia del  $^{234}\text{U}$  con el  $^{230}\text{Th}$  y bajo rendimiento químico), hemos procedido al desarrollo y puesta a punto de un nuevo procedimiento para la extracción secuencial de U y Th en matrices naturales (aguas, sedimentos, suelos,...).

Dicho procedimiento se fundamenta en la utilización de resinas UTEVA® para la separación de los actínidos contenidos en las muestras ambientales líquidas y sólidas, y sigue las pautas indicadas por Pilvio y Bickel, 2000. Este procedimiento fue elegido por su simplicidad, rapidez y por esperarse obtener buenos rendimientos químicos, y ha sido adaptado a las condiciones de trabajo de nuestro laboratorio

Una vez aplicado el procedimiento de separación secuencial de U y Th con resinas UTEVA®, y una vez electrodepositada cada fracción aislada, se ha procedido a su medida por espectrometría alfa. Para ello se ha utilizado un sistema de espectrometría alfa formado por ocho cámaras independientes equipadas cada una de ellas con un detector PIPS de 450 mm<sup>2</sup> de superficie. Las características y puesta a punto de este sistema experimental se detallan en Mantero, 2007.

## **1. Las muestras**

En este trabajo hemos usado tres tipos de muestras que se han recogido en puntos distintos, las cuales son:

- a) Muestras de agua (Agua del río y aguas subterráneas del banco de muestras del grupo de investigación).
- b) Muestras de sedimento (ríos Odiel y Tinto en Huelva).
- c) Muestras de referencia e intercomparación.

## **2: Materiales y reactivos**

- Columnas de resina UTEVA ® (particle size 100-150 µm)
- Ácido nítrico 3M
- Ácido clorhídrico 0,01M, 5M y 9 M.
- Solución portadora de Fe<sup>3+</sup> de 5mg/ml.
- Materiales y reactivos para electrodeposición de actínidos.

## **3: Preparación de las muestras**

### **3. 1: Preparación de las muestras de agua**

Antes de proceder a la separación secuencial de U y Th en aguas, éstas tienen que experimentar una operación de preconcentración para disminuir el volumen de las mismas a lo mínimo posible, y también para facilitar el procedimiento de separación.

El proceso de preparación/preconcentración aplicado en nuestro laboratorio viene detallado en la Tabla 1 (Mantero, 2007).

PRECONCENTRACIÓN en líquidos	
PROCESO	DESCRIPCIÓN
	Partimos de 1 litro de agua o en su caso del volumen disponible en disolución.
<b>Filtrado.</b>	Se filtra el líquido con un filtro de 45µm para evitar partículas en suspensión.
<b>Trazado.</b>	Se añade una cantidad conocida de $^{232}\text{U}$ y $^{229}\text{Th}$ como trazadores. Los patrones de que disponemos son: $^{232}\text{U}$ (A=135.37±1.565 mBq/ml) $^{229}\text{Th}$ (A = 78.4 ± 1.6 mBq/ml)
<b>Adición del portador de hierro.</b>	A una temperatura de unos 40°C, se añaden 2 ml de la disolución portadora de $\text{Fe}^{3+}$ .
<b>Cambio de pH y precipitación de actínidos.</b>	Se agrega amoníaco, hasta alcanzar un pH de 8,5, para conseguir la precipitación de actínidos.
<b>Centrifugado.</b>	Se vierte en tubos de centrífuga la solución con su precipitado, y se somete 10 minutos a 4500 rpm para lograr la completa separación del precipitado y el sobrenadante.
<b>Secado del precipitado.</b>	Se elimina el sobrenadante y se deja secando la parte sólida precipitada en un foco o estufa (de 1 a 12 horas).

*Tabla 1: Procedimiento para la preparación de las muestras líquidas anterior a su separación por UTEVA® y TBP.*

El resultado final es un precipitado de Fe conteniendo al U y el Th presente originalmente en la muestra.

### **3. 2: Preparación de las muestras de sedimento**

El proceso de preparación de las muestras de sedimento antes de proceder al aislamiento secuencial del U y el Th es algo más complejo que el de las muestras de agua. Este proceso se detalla en la Tabla 2.

<b>PRECONCENTRACIÓN en sedimentos</b>	
<b>PROCESO</b>	<b>DESCRIPCIÓN</b>
<b>Calcinación.</b>	Se toma 1 gramo de muestra y se calcina a 600°C durante un día. Primero se sube la temperatura hasta los 200°C, tras dos horas se sube hasta los 400°C y dos horas más tarde, se eleva hasta los 600°C permaneciendo a esa temperatura las 20 horas restantes.
<b>Trazado.</b>	Una vez enfriada la muestra, se añade una cantidad conocida de $^{232}\text{U}$ y $^{229}\text{Th}$ como trazadores.
<b>Inicio del ataque ácido.</b>	Se añaden 45 ml de Agua Regia a la muestra calcinada y se deja agitando a 50°C unas 4 horas como mínimo.
<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></b>	Se añaden 12 ml de peróxido de hidrógeno gota a gota
<b>HNO<sub>3</sub> Concentrado.</b>	Se añaden 45 ml de HNO <sub>3</sub> concentrado y se deja agitándose durante 12 horas sin calentar.
<b>HNO<sub>3</sub> (8M) Fin del ataque.</b>	Se añaden 30 ml de HNO <sub>3</sub> 8M.
<b>Filtrado.</b>	Se filtra la solución con un filtro de tamaño de poro de 45µm.
<b>Evaporación.</b>	Se evapora el filtrado hasta un volumen de 10 ml para luego completar con agua destilada hasta los 50 ml.
<b>Adición del portador de hierro.</b>	A una temperatura de 40°C, se añaden 2 ml de la disolución portadora de Fe <sup>3+</sup> a la solución de 50 ml.
<b>Cambio de pH y precipitación actínidos.</b>	Se agrega amoníaco, hasta alcanzar un pH de 8,5, para conseguir que precipiten los actínidos.
<b>Centrifugado.</b>	Se vierte en tubos de centrífuga la solución con su precipitado, y se tiene 10 minutos a 4500 rpm para lograr la separación del precipitado y el sobrenadante.
<b>Secado del precipitado.</b>	Se elimina el sobrenadante y se deja secando la parte sólida precipitada en un foco o estufa (de 1 a 12 horas).

*Tabla 2: Pasos de la preparación de muestras de sedimento anterior a su separación*

El resultado final vuelve a ser un precipitado de Fe conteniendo al U y Th originalmente presente en la muestra tratada.

#### 4: Técnica de extracción cromatográfica

La técnica de separación cromatográfica puesta a punto se fundamenta en la utilización de las resinas Eichrom para la separación de los actínidos. Concretamente, en este trabajo hemos usado la resina UTEVA®, siguiendo el método propuesto por Pilvio y Bickel, 2000, que detallamos a continuación.

Este procedimiento se basa en primer lugar en disolver el precipitado de Fe obtenido en la etapa previa de preparación de muestras, en una cantidad determinada de  $\text{HNO}_3$  3M, unos 5 ml, para posteriormente pasar la solución resultante por una columna UTEVA®. Dichas columnas UTEVA® son facilitadas por el fabricante ya listas para su uso, y sólo necesitan ser drenadas antes de proceder a la adición de la muestra en disolución. Una vez pasada la solución (muestra) por la columna, se procede al lavado de la misma con 5 ml de  $\text{HNO}_3$  3M. Este proceso de lavado se realiza dos veces.

Terminado el proceso de lavado, se procede en primer lugar a la extracción del Th, pasándose para ello 4 ml de HCL 9 M por la columna seguidos por otros 20 ml de HCL 5 M. Posteriormente se procede a la extracción del U pasando 10 ml de HCL 0,01M por la columna.

Las disolución de 24 ml (4 ml HCL 9M y 20 ml HCL 5 M) que contiene el Th y la disolución de 10 ml (HCL 0.01M) que contiene el U se evaporan finalmente a sequedad, procediéndose a aplicarle a cada una de ellas el método de electrodeposición descrito en Mantero, 2007. Las fuentes electrodepositadas son finalmente medidas en el sistema de espectrometría alfa.

El proceso de separación secuencial de U y Th detallado en los párrafos anteriores se esquematiza en la Figura 1:

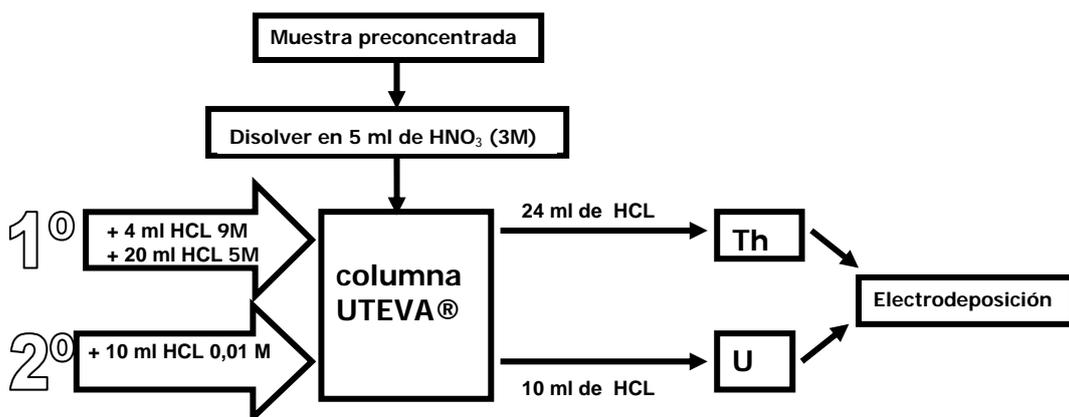


Fig 2: Esquema de la técnica de separación por UTEVA®

## 5: Resultados y Discusión

### 5.1: Resultados de las muestras de agua

El método de separación con UTEVA® puesto a punto ha sido aplicado a muestras de agua de río (R) y subterráneas (S): Para validar los resultados obtenidos se ha aplicado a alícuotas de las mismas muestras un método ya disponible en nuestro laboratorio y que pretendíamos sustituir por los motivos indicados en la introducción. El método ya disponible en nuestro laboratorio se fundamenta en la separación secuencial del U y el Th por extracción solvente con TBP, el cual se encuentra detallado, por ejemplo, en Mantero (2007).

Los resultados obtenidos en este ejercicio de validación se encuentran recopilados en las Tablas 3 y 4, en la que todas las concentraciones se expresan en mBq/l con incertidumbres a 1- $\sigma$ , y merecen los siguientes comentarios:

Muestra	U Rend(%)	$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{U}$	Th Rend(%)	$^{232}\text{Th}$	$^{230}\text{Th}$
R(05)	92	21 $\pm$ 1	26 $\pm$ 1	91	0,61 $\pm$ 0,12	2,41 $\pm$ 0,24
S1(05)	95	3220 $\pm$ 76	3122 $\pm$ 74	89	0,45 $\pm$ 0,12	3,41 $\pm$ 0,34
S2(05)	88	3522 $\pm$ 79	3438 $\pm$ 77	96	0,28 $\pm$ 0,09	2,38 $\pm$ 0,27
S3(05)	87	3916 $\pm$ 87	3781 $\pm$ 84	92	0,50 $\pm$ 0,04	2,50 $\pm$ 0,24
R(06)	74	22 $\pm$ 1	29 $\pm$ 1	75	0,50 $\pm$ 0,11	5,33 $\pm$ 0,36
S5(06)	87	388 $\pm$ 12	385 $\pm$ 12	82	0,27 $\pm$ 0,09	2,32 $\pm$ 0,26
S4(06)	83	435 $\pm$ 12	429 $\pm$ 12	76	0,39 $\pm$ 0,09	2,68 $\pm$ 0,23
S2(06)	91	3905 $\pm$ 90	3781 $\pm$ 87	85	0,69 $\pm$ 0,12	1,66 $\pm$ 0,17
R(07)	61	36 $\pm$ 1	48 $\pm$ 2	45	0,20 $\pm$ 0,09	0,96 $\pm$ 0,19
S4(07)	58	497 $\pm$ 14	491 $\pm$ 14	75	0,17 $\pm$ 0,08	1,97 $\pm$ 0,27
S2(07)	19	3709 $\pm$ 107	3618 $\pm$ 105	67	0,29 $\pm$ 0,10	0,54 $\pm$ 0,15
S3(07)	72	3946 $\pm$ 138	3856 $\pm$ 135	87	1,40 $\pm$ 0,28	10,15 $\pm$ 0,79

Tabla 3: Resultados de U y Th en aguas por UTEVA®

- a) Se obtienen rendimientos químicos elevados y bastante uniformes tanto para U como para Th aplicando el método de extracción cromatográfica con resinas UTEVA®. Estos rendimientos son superiores a los obtenidos aplicando el método de extracción solvente con TBP, tal y como se deduce de las Figuras 2 y 3.
- b) En el caso del uranio se observa una buena concordancia tanto para  $^{238}\text{U}$  como para  $^{234}\text{U}$  entre los resultados obtenidos por ambos métodos. Basta para ello observar simplemente la Figura 4 .
- c) En el caso del Th, la comparación es bastante más compleja de analizar. El muy bajo contenido en  $^{232}\text{Th}$  y  $^{230}\text{Th}$  de las aguas analizadas, con valores muy cercanos a las actividades mínimas detectables, hace que cualquier pequeño artefacto pueda afectar a los resultados. En este sentido es de reseñar que los espectros de Th obtenidos aplicando el método de extracción cromatográfica con resinas UTEVA® indican el aislamiento total de este elemento, mientras que los obtenidos mediante el método tradicional de extracción solvente muestran la presencia de trazas de U no eliminadas y que interfieren fundamentalmente con las emisiones del trazador  $^{229}\text{Th}$  (ver Figura 5). No obstante, teniendo en cuenta los muy bajos niveles de isótopos de Th presentes en las aguas analizadas, podemos indicar que la concordancia entre los resultados obtenidos por los dos métodos aplicados es aceptable, aunque para una más apropiada comparación se necesite recurrir a muestras que contengan mayores niveles de Th.

muestra	U Rend(%)	$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{U}$	Th Rend(%)	$^{232}\text{Th}$	$^{230}\text{Th}$
R(05)	55	$16 \pm 1$	$22 \pm 1$	16	$0,41 \pm 0,19$	$1,14 \pm 0,3$
S1(05)	47	$3072 \pm 46$	$2984 \pm 45$	65	$1,81 \pm 0,18$	$28,94 \pm 1,01$
S2(05)	48	$3157 \pm 48$	$3016 \pm 47$	28	$1,30 \pm 0,43$	$0,88 \pm 0,46$
S3(05)	51	$3763 \pm 57$	$3660 \pm 56$	16	$0,52 \pm 0,41$	$0,79 \pm 0,67$
R(06)	14	$23 \pm 2$	$27 \pm 2$	66	$1,28 \pm 0,19$	$7,30 \pm 0,54$
S5(06)	58	$381 \pm 14$	$381 \pm 14$	53	$0,46 \pm 0,17$	$1,33 \pm 0,35$
S4(06)	51	$424 \pm 7$	$416 \pm 6$	39	$2,74 \pm 0,26$	$21,08 \pm 0,86$
S2(06)	53	$3384 \pm 56$	$3248 \pm 53$	62	----	-----
R(07)	14	$30 \pm 2$	$40 \pm 2$	41	$0,43 \pm 0,13$	$0,96 \pm 0,19$
S4(07)	66	$401 \pm 8$	$398 \pm 8$	77	$0,36 \pm 0,07$	$1,97 \pm 0,27$
S2(07)	24	$3904 \pm 86$	$3705 \pm 82$	90	$1,58 \pm 0,30$	$0,54 \pm 0,15$
S3(07)	42	$4425 \pm 92$	$4405 \pm 91$	69	$3,19 \pm 0,26$	$15,4 \pm 0,67$

Tabla 4: Resultados de U y Th por TBP

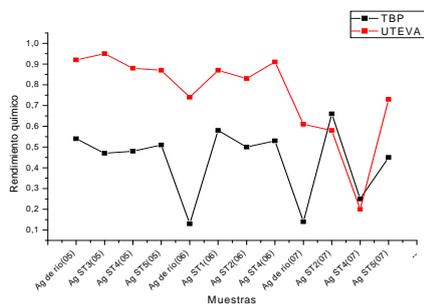


Fig 2: Rendimiento para el U (aguas)

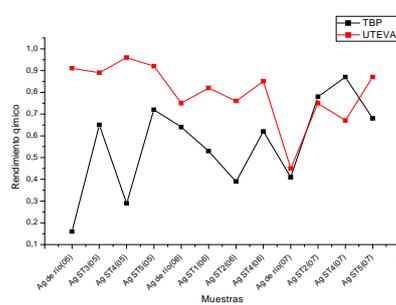


Fig 3: Rendimiento para el Th (aguas)

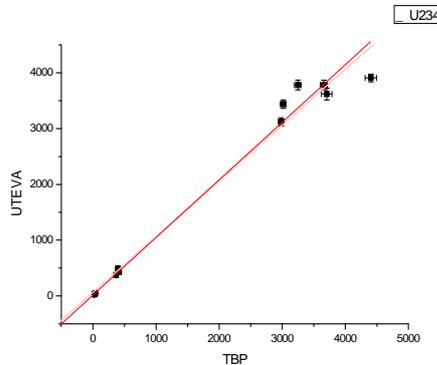
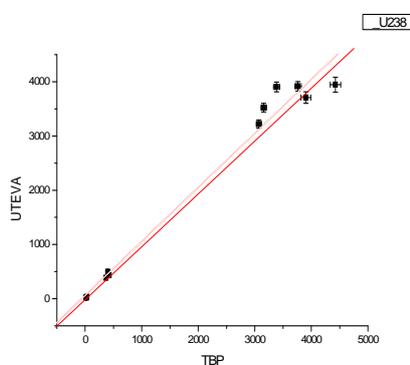


Fig 4:  $^{238}\text{U}$  por TBP y UTEVA (izquierda) y  $^{234}\text{U}$  por UTEVA y TBP (derecha). Las líneas rectas trazadas se corresponden con la pendiente unidad.

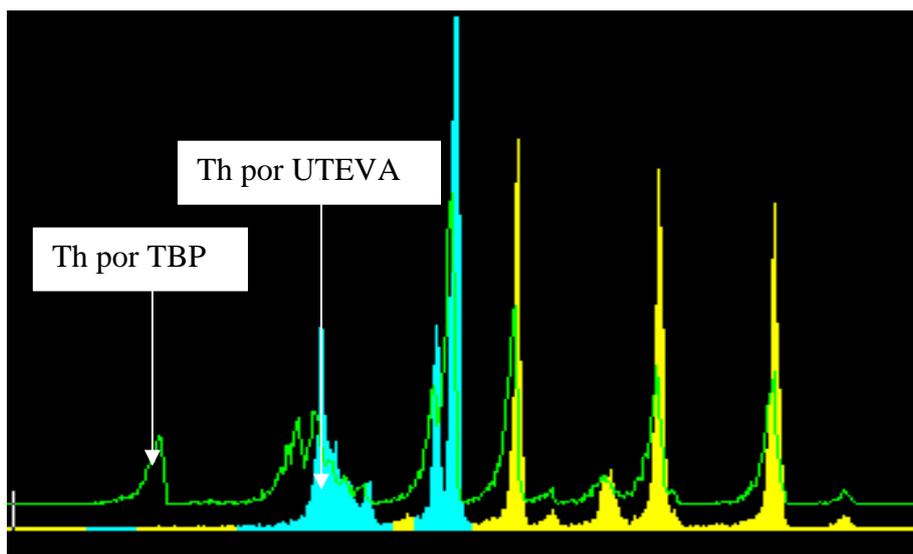


Fig 5: Espectro comparativo de Th obtenido en una misma muestra de agua por TBP y por UTEVA

#### 4.2: Resultados de las muestras sedimentarias

El método de extracción cromatográfica con resinas UTEVA® también ha sido aplicado a muestras de sedimento colectadas en la ría de Huelva, habiéndose por otra parte procedido a aplicar a alícuotas de las mismas muestras el método de extracción solvente por TBP. Los resultados obtenidos (todos expresados en Bq/kg y con incertidumbre a  $1-\sigma$ ), se recogen en las Tablas 5 y 6, y de su análisis se puede deducir que existe una muy buena concordancia tanto para los isótopos de uranio como para los de torio en las muestras analizadas cuando se comparan los resultados obtenidos por los dos métodos aplicados (Figuras 6 y 7). Esta concordancia es especialmente notable en el caso de los isótopos de torio, los cuales en las muestras analizadas superan con creces las actividades mínimas detectables.

muestra	$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	$^{230}\text{Th}$
O4	$256 \pm 7$	$265 \pm 7$	$40 \pm 3$	$680 \pm 34$
T2	$170 \pm 5$	$180 \pm 6$	$22 \pm 2$	$50 \pm 3$
OT1	$90 \pm 3$	$99 \pm 3$	$32 \pm 1$	$103 \pm 3$
OT5	$6 \pm 1$	$7 \pm 1$	$11 \pm 1$	$17 \pm 2$

Tabla 5: Resultados de las muestras de sedimento por UTEVA®

muestra	$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	$^{230}\text{Th}$
O4	$336 \pm 7$	$351 \pm 8$	$39 \pm 1$	$653 \pm 19$
T2	$166 \pm 4$	$168 \pm 4$	$23 \pm 1$	$42 \pm 1$
OT1	$80 \pm 2$	$86 \pm 2$	$30 \pm 1$	$99 \pm 3$
OT5	$6 \pm 1$	$6 \pm 1$	$8 \pm 1$	$16 \pm 1$

Tabla 6: Resultados de las muestras de sedimento por TBP

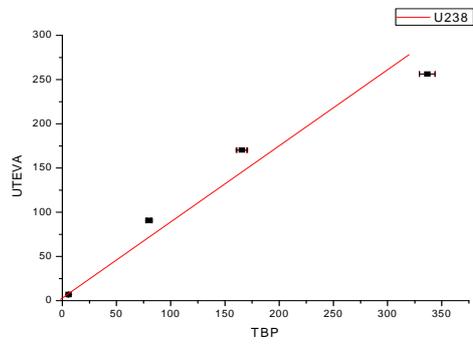


Fig 6:  $^{238}\text{U}$  por TBP y UTEVA® (sedimentos)

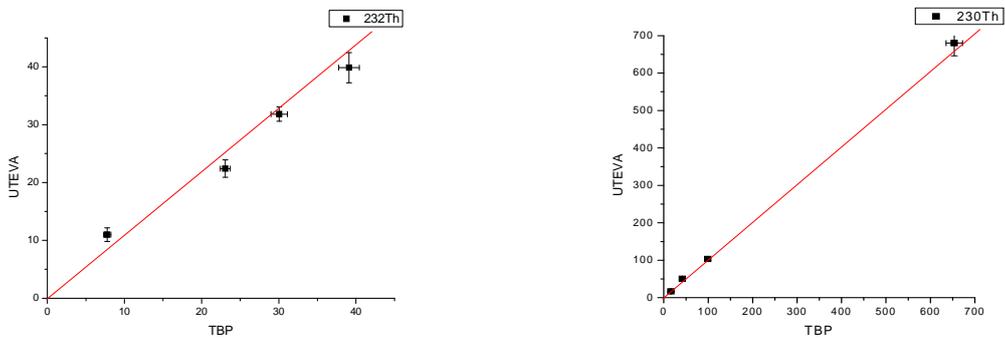


Fig 7. Comparativa en sedimentos:  $^{232}\text{Th}$  por TBP y UTEVA® (izquierda) y  $^{230}\text{Th}$  por TBP y UTEVA® (derecha).

### 4.3: Resultados de las muestras de referencia

Finalmente indicaremos que el método presentado en este trabajo ha sido aplicado a una serie de muestras de referencia (a una muestra de agua de mar (Tabla 7) y una muestra vegetal (Tabla 8) facilitadas por el OIEA), así como a 2 muestras acuosas utilizadas como patrones certificados de U y Th para la calibración de nuestro sistema de ICP-MS (Tabla 9). Los resultados obtenidos en el análisis de estas muestras ratifican la bondad del método de extracción cromatográfica con resinas UTEVA®, puesto que éstos concuerdan muy notablemente con los valores de referencia.

	Método de separación	Rend. Quím. (%)	<sup>238</sup> U (Bq/kg)	<sup>235</sup> U (Bq/kg)	<sup>234</sup> U (Bq/kg)
<sup>238</sup> U (Bq/kg)	UTEVA®	70	0,038±0,003	0,0013±0,0004	0,049±0,003
VALOR DE REFERENCIA			0,041	0,0023	0,05

Tabla 7: Resultados comparativos para IAEA 381

	Método de separación	Rend. Quím. (%)	<sup>238</sup> U (Bq/kg)	<sup>234</sup> U (Bq/kg)
IAEA 330 (Espinacas)	TBP	56	0,82±0,05	0,89±0,06
	UTEVA®	68	1,03±0,06	1,10±0,07
VALOR DE REFERENCIA			0,95±0,03	1,02±0,04

Tabla 8: Resultados comparativos para IAEA 330

	Método de separación	Rend. Quím. (%)	<sup>238</sup> U (Bq/kg)	<sup>232</sup> Th (Bq/kg)
Patrón de U de ICP	UTEVA®	70	65±1	
Patrón de Th de ICP	UTEVA®	23		2.272±86
VALOR DE REFERENCIA			62±1	2.025±30

Tabla 9: Resultados de los patrones por UTEVA® (incertidumbres a 1-σ)

## **Conclusiones**

Se ha propuesto un método para el aislamiento secuencial de U y Th en muestras ambientales basado en la utilización de resinas de extracción cromatográfica (UTEVA®). Este método destaca por los elevados rendimientos químicos obtenidos, la perfecta separación U-Th, la baja cantidad de reactivos utilizados y su simplicidad. Las fracciones aisladas de U y Th mediante la aplicación de este método, una vez electrodepositadas, son medidas por espectrometría alfa.

El método propuesto ha sido validado a través de su aplicación a muestras de referencia, así como a muestras ambientales en las que los niveles de los isótopos de U y Th habían sido determinados previamente por un método alternativo.

## **Agradecimientos**

Este trabajo se ha realizado bajo la dirección y supervisión del Dr. R. Garcia-Tenorio. Se agradece el apoyo técnico de D. José Díaz y la ayuda inestimable de Juan Mantero.

## **Referencias**

- Mantero Cabrera, J. "Estudio radiométrico del proceso de producción de una industria NORM". Trabajo de Investigación de Tercer Ciclo. Universidad de Sevilla (2007).
- Riitta Pilvio y Michael Bickel. " Actinoid separation by extraction chromatography". Applied Radiation and Isotopes 53 (2000) 273-277

# **ESTUDIO COMPARATIVO DE MÉTODOS DE CORRECCIÓN POR AUTOABSORCIÓN EN ESPECTROMETRÍA GAMMA: APLICACIÓN A MUESTRAS NORM.**

**Juan Mantero Cabrera.**

*Grupo de Física Nuclear Aplicada. E.T.S. Arquitectura. Universidad de Sevilla.  
Avda. Reina Mercedes, 2. 41012-SEVILLA*

En el marco de la aplicación del título VII del Real Decreto vigente sobre Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes, y debido a la necesidad de analizar por espectrometría gamma en cada industria NORM una gran variedad de muestras (materias primas, productos intermedios, residuos, productos comerciales, co-productos, etc) con muy diferentes densidades y composición, es necesario recurrir en la implementación de la mencionada técnica a la realización de correcciones por autoabsorción.

Existen numerosos métodos (teóricos o experimentales) en la literatura para abordar la determinación de estas correcciones (Hurtado et al. 2007; Bolivar et al. 1996; Galloway 1991, entre otros). En esta comunicación mostraremos las conclusiones más importantes obtenidas tras la realización de un estudio comparativo entre diversos métodos de corrección por auto-absorción en espectrometría gamma, y seleccionaremos el más adecuado dependiendo de la matriz a estudiar y la geometría de medida elegida.

La importancia de escoger el método más apropiado de corrección por autoabsorción será mostrado mediante su aplicación a muestras de referencia y diferentes muestras NORM. De hecho se pueden encontrar variaciones considerables en las correcciones a aplicar (de hasta el 50%) al comparar diferentes de métodos de corrección, si éstos son aplicados de una forma indiscriminada.

## **Introducción**

El gran obstáculo que presenta la espectrometría gamma en medidas de muestras ambientales radica en conocer la eficiencia de fotopico para los distintos radionúclidos y diferentes muestras dado que ésta, depende esencialmente de la energía, de parámetros geométricos y de la matriz de la propia muestra (densidad y composición).

En este estudio nos vamos a centrar en los distintos radionúclidos de U y Th pertenecientes a las series del  $^{238}\text{U}$  y  $^{232}\text{Th}$  cuyas energías de emisión gamma abarcan desde los 352 keV del  $^{214}\text{Pb}$  hasta los 911keV del  $^{228}\text{Ac}$ , a los que se sumará la emisión del  $^{40}\text{K}$  a 1461 keV. La ecuación que usaremos para obtener la

actividad de un determinado emisor en una determinada energía (E) es bien conocida:

$$A(E) = \frac{N}{\tau \cdot I \cdot \varepsilon_r \cdot M} \quad [1]$$

donde hemos omitido una serie de factores adicionales de corrección como por ejemplo el decaimiento del radionucleido entre que se recoge la muestra y es medido o correcciones durante el tiempo de medida ... En la expresión anterior, A es la concentración de actividad expresada en Bq/kg, N es el número de cuentas netas en el fotopico a la energía conveniente (E),  $\tau$  es el tiempo (en s) de medida en vivo del sistema de detección, I es la intensidad de emisión del radionucleido considerado a esa energía (E), M es la masa de la muestra expresada en kg y  $\varepsilon_r$  es la eficiencia de detección en la que agruparemos el factor de autoabsorción ( $f$ ), en la forma:

$$\varepsilon_r = f \cdot \varepsilon_p \quad [2]$$

El subíndice “r” se referirá a la *muestra real*, el “p” a las *muestras de calibración* que se han preparado mediante emisores gamma en agua destilada y que reproducen las mismas condiciones geométricas de envasado y medida que las muestras reales.

El factor de transmisión ( $f$ ) recoge pues las diferencias que existen entre la autoabsorción producida en la muestra de calibración y en la muestra real, sin más que despejar  $f$  en la ecuación anterior:

$$f = \frac{\varepsilon_r}{\varepsilon_p} \quad [3]$$

Así definido,  $f$  será el factor de autoabsorción relativo entre una muestra real y una matriz acuosa.

En Debertin y Helmer (Debertin and Helmer, 1988) se propone una expresión para este factor  $f$  analizado desde otro punto de vista. Abandonamos momentáneamente el uso de muestras de calibración para analizar el haz atenuado a través de una muestra cualquiera de espesor  $t$  de la forma:

$$f = \frac{1 - e^{-\mu t}}{\mu t} \quad [4]$$

donde  $\mu$  es el coeficiente de atenuación lineal de una muestra. Si se utiliza esta expresión para comparar la diferencia de atenuación entre dos muestras (en nuestro caso una *muestra de referencia* formada por agua destilada y la otra, una *muestra real*) la expresión de  $f$  queda:

$$f = \frac{1 - e^{-(\mu_r - \mu_a) \cdot t}}{(\mu_r - \mu_a) \cdot t} \quad [5]$$

donde  $\mu_r$  y  $\mu_a$  son los coeficientes de atenuación lineal para la muestra real y para la matriz de referencia (agua) respectivamente. Es claro que tanto el agua como la muestra real, al estar siempre en la misma geometría, tendrán el mismo espesor.

Por otra parte, usando geometrías cilíndricas en nuestras medidas y siguiendo los experimentos de transmisión directa iniciados por Cutshall en la década de los 80 (Cutshall et al, 1983), una forma de evaluar este factor  $f$  consiste en situar una fuente puntual emisora gamma tanto sobre la muestra real como una muestra de referencia. Así pues, se obtienen las tasas netas de recuento bajo los picos de emisión de las fuentes puntuales tanto en las muestras reales ( R) como en las de referencia formadas por agua (A). De esta forma, según indica el citado autor, el factor  $f$  queda:

$$f = \frac{1 - \left(\frac{R}{A}\right)}{\text{Ln}\left(\frac{A}{R}\right)} \quad [6]$$

Esta expresión es válida siempre y cuando las muestras no sean muy gruesas. Pero, ¿hasta qué punto de gruesas?. Para tratar de evaluar este aspecto se ha recurrido a otro autor, Galloway quien propone una corrección de carácter geométrico para muestras gruesas utilizando como base el mismo ejercicio de transmisión directa planteado por Cutshall. Básicamente la corrección propuesta por este autor consiste en separar una muestra gruesa en N distintas subcapas de espesor  $\Delta x$  cada una y considerar la diferencia en ángulo sólido subtendida por cada subcapa respecto del detector. El factor  $f$  queda como un sumatorio extendido desde la primera subcapa hasta la n-ésima que completaría el grosor total de la muestra. La expresión sería ( Galloway, 1991):

$$f = \frac{\sum_{n=1}^N \frac{k^n}{(n \cdot \Delta x + d)^2}}{\sum_{n=1}^N \frac{1}{(n \cdot \Delta x + d)^2}} \quad \text{donde } k^N = \frac{R}{A} \quad [7]$$

El parámetro “d” es la distancia entre el detector y la primera de las subcapas de la muestra más cercana a él.

## 2. Metodología experimental y dispositivos de medida.

Como se ha visto en el apartado de introducción, tenemos distintas formas de poder obtener  $f$ . En este trabajo nos planteamos el ejercicio de obtenerlo de cada una de las maneras propuestas e intercomparar los resultados.

### 2.1 Factor de corrección por auto-absorción experimental ( $f_{\text{exp}}$ ).

Utilizando la expresión [3] necesitamos preparar patrones mediante trazadores. Por un lado, la  $\varepsilon_p$  se obtendrá de trazar agua convenientemente envasada. Por otro, los valores  $\varepsilon_r$  se obtendrán también de una serie de muestras reales que han sido envasadas -en la misma geometría que el agua- y trazando cada una de ellas.

Ambas eficiencias se han calculado partiendo de la ecuación [1] y despejando la eficiencia, ecuación [7]. Debido a la semivida de algunos trazadores ( $T_{1/2}$ ) se han hecho necesarias correcciones en tiempos por decaimiento entre la preparación de los trazadores suministrados por el PTB (Physikalisch-Technische Bundesanstalt), con una actividad inicial certificada  $A(0)$  y el tiempo de realizar la medida ( $\chi$ ).

$$\varepsilon(E) = \frac{N(E)}{\tau \cdot I \cdot A(0) \cdot e^{-\frac{\ln 2}{T_{1/2}} \chi}} \quad [8]$$

Los trazadores emisores gamma utilizados han sido el  $^{133}\text{Ba}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{40}\text{K}$ . En cuanto a las geometrías de envasado, se han trabajado esencialmente con dos geometrías cilíndricas; en geometría petri de diámetro 87mm y altura 13 mm, y en geometría de duquesa de diámetro 67 mm y altura de llenado variables. De ésta última se han fabricando patrones en agua que van desde los 10 mm hasta los 80mm (máxima altura de llenado de la duquesa) a intervalos de 10 mm. Esto último se ha hecho así para que cualquier muestra real, según la cantidad de la que se disponga, llene la duquesa en altura hasta alguno de los puntos estudiados.

GEOMETRÍA PETRI		GEOMETRÍA DUQUESA	
Matriz	Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )	Matriz	Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )
Agua, líquido	1,02 ± 0,03	Agua, líquido (de 1 a 8 cm)	1,01± 0,04
Sedimento, sólido	1,22 ± 0,05	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , líquido (8 cm)	1,85±0,03
Escoria de fundición, sólido	2,46 ± 0,06	Ilmenita, sólido (3 cm)	3,25± 0,29

Tabla 1. Matrices utilizadas en la preparación de patrones mediante trazadores gamma.

Así que, para geometría Petri en la ecuación [3] la  $\varepsilon_p(E)$  viene dada por la matriz de agua, mientras que la  $\varepsilon_r(E)$  se obtendrá para un sedimento y una muestra de escoria de siderurgia. En cuanto a la geometría de duquesa, si bien se han preparado 8 patrones a distinta altura en agua  $\varepsilon_p(E)$ , las muestras que nos darán los valores de  $\varepsilon_r(E)$  son una muestra de ácido sulfúrico a una altura de llenado de duquesa de 8 cm y otra de ilmenita a una altura de llenado de 3 cm.

Estos resultados experimentales serán nuestro valor de referencia ( $f_{exp}$ ) pues reflejan exactamente la diferencia en autoabsorción relativa al agua de las muestras reales.

## 2.2 Factor de corrección por auto-absorción semi-teórico ( $f_{teor}$ ).

En este apartado cobra relevancia la expresión teórica [5] pero para poder obtener ese valor es necesario conocer la composición de la muestra ( $\mu_r$ ). En nuestro caso hemos acudido a una técnica auxiliar como es la fluorescencia de rayos X (WDXRF) para conocer en detalle las composiciones de las muestras comentadas con anterioridad (Tabla 1). Una vez conocida la composición, usando la base de datos de la XCOM (Berger et al, 1998), podemos introducir un material según su composición y generar la curva con los distintos valores  $\mu(E)$ . Sustituyendo dichos valores en la ecuación [5] tendremos así una segunda vía de evaluar  $f$  a diversas energías, que denotaremos por  $f_{teor}$ .

## 2.3 Factor de corrección por autoabsorción mediante transmisión directa ( $f_{Cut}$ ).

Ahora usaremos una serie de fuentes puntuales gamma como son  $^{57}\text{Mn}$ ,  $^{133}\text{Ba}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{60}\text{Co}$  que situaremos sobre las muestras reales que no han sido trazadas y obtenemos así la tasa neta (R) en función de cada energía de emisión de las fuentes puntuales. Repetimos esta experiencia sobre muestras de referencia que será agua destilada en la geometría que nos convenga según cada muestra, y obtendremos así la tasa neta que denotamos por A. Sustituyendo A y R en [6] tendremos el  $f_{Cut}$  a diversas energías, lo que permitirá en este caso ver hasta dónde es válida la aproximación de “muestra delgada” como hipótesis en este modelo.

Los tiempos de recuento necesarios en los ejercicios de transmisión (para las fuentes usadas en este trabajo con una actividad de 1  $\mu\text{Ci}$  aproximadamente), oscilan entre los 1000s y los 3000s. Medidas realmente cortas si las comparamos con el promedio de los tiempos típicos para muestras de carácter ambiental que suelen superar los 100.000s.

## 2.4 Factor de corrección por auto-absorción según la corrección de Galloway al modelo de Cutshall ( $f_{Gal}$ ).

Como en el ejercicio anterior ya obtuvimos los valores de R y A, sólo quedaba una parte de cálculo adicional para poner a punto esta otra vía de obtención del factor de corrección. En este caso, usaremos la expresión [7] para obtener el que definiremos como  $f_{Gal}$ . Hemos subdividido cada muestra en subcapas de 1mm de espesor, de forma que los sumatorios de la expresión [7] tendrían 13 componentes para las muestras en geometría Petri, 30 y 80 para las muestras en duquesa de 3cm y 8 cm de altura respectivamente.

Independientemente de la forma utilizada para la obtención del  $f(E)$ , cuando queremos aplicarlo a las energías que nos interesen (las del  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{228}\text{Ac}$ ,...) y que no suelen coincidir ni con los patrones ni con las fuentes puntuales, existe en la bibliografía (Hurtado et al, 2007) una funcional en la forma:

$$f(E) = a + \frac{b}{E} + \frac{c}{E^2} \quad [9]$$

que nos permite ajustar los valores de  $f$  obtenidos a distintas energías e interpolar a la energía que sea necesaria en nuestro rango de trabajo cuando realicemos los ejercicios de transmisión con cualquier muestra distinta de las que han sido usadas en este trabajo.

### 2.5 Sistema de medida.

Este trabajo se ha llevado a cabo con un detector coaxial de Ge de Rango extendido (XtRa) y eficiencia relativa 37.1% con 1,76 KeV de FWHM para la emisión de 1332 keV del  $^{60}\text{Co}$  certificado en origen. Este sistema cuenta con un blindaje pasivo de 10 cm de Pb antiguo además de poseer un blindaje activo formado por un Veto (centellador de plástico modelo Bicron BC-418) que trabaja en modo anticoincidencia con el XtRa y que ayuda notablemente en la reducción del fondo del sistema de medida (Hurtado, 2004).

### 3. Resultados.

Los resultados obtenidos se expresan con incertidumbres a  $1-\sigma$ .

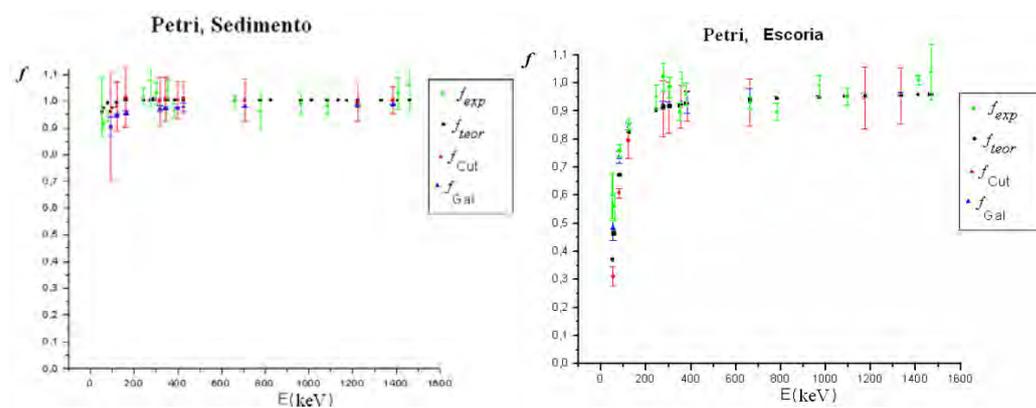


Figura 1. Resultados en Petri para la muestras de sedimento(izq) y escoria (dcha).

Se puede observar cómo en geometría Petri, dado su espesor de sólo 13 mm, todas las formas de determinación del factor de corrección coinciden con el valor experimental. Notar, en el caso de la escoria, cómo al tener mayor densidad que el sedimento, a bajas energías (50-100 keV) se aprecia un mayor efecto en la atenuación, para energías intermedias (200-800 keV) se corrige aproximadamente por un 5-7% y a energías mayores, apenas un 2-3% sería necesario de modificar el valor de la eficiencia.

En cuanto a los resultados en geometría de duquesa (Figura 2), para la ilmenita (densidad aparente  $3,25 \text{ g/cm}^3$ ) vemos cómo los planteamientos de Cutshall se desvían entre un 5-10% respecto del valor experimental, mientras que la aproximación de Galloway reduce estas diferencias con los resultados referencia. En el caso de la muestra de 8 cm con ácido sulfúrico la corrección de Galloway dista entre un 5-10% de la experimental, pero Cutshall se aleja hasta un 50% del resultado esperable, con lo que corroboramos que con muestras muy gruesas son necesarias correcciones al modelo de Cutshall, el cual deja de ser válido.

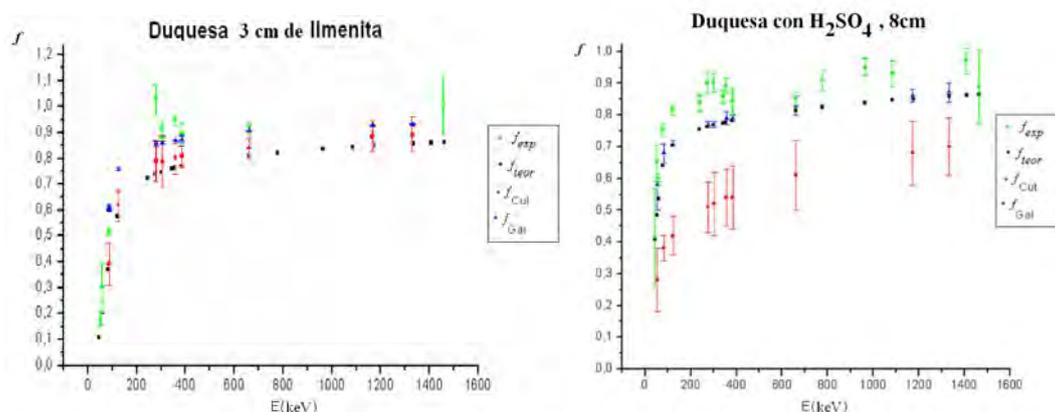


Figura 2. Resultados en duquesa para la muestras de ilmenita (izq) y  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (dcha).

### Validación mediante muestras de referencia e intercomparación.

En el ejercicio de intercomparación del CSN-CIEMAT de 2005 con una muestra de madera calcinada y homogeneizada, se procedió a envasarla en geometría duquesa con altura de llenado de 8 cm. Se utilizó una muestra de calibración con agua en la misma geometría de medida para obtener la correspondiente calibración en eficiencias y se realizó su correspondiente corrección por autoabsorción. Los resultados se presentan a continuación:

Radionucleido	Valor corregido (Bq/kg)	Valor de referencia (Bq/kg)	Cociente Ref. /correg.
$^{210}\text{Pb}$	$101 \pm 10$	$111 \pm 6$	$1,10 \pm 0,12$
$^{228}\text{Ra}$	$12,6 \pm 2,2$	$15,55 \pm 0,69$	$1,23 \pm 0,22$
$^{208}\text{Tl}$	$6,8 \pm 0,8$	$5,28 \pm 0,27$	$0,78 \pm 0,10$
$^{226}\text{Ra}$	$19,9 \pm 0,2$	$19,3 \pm 1,4$	$0,97 \pm 0,07$
$^{40}\text{K}$	$1961 \pm 64$	$1897 \pm 46$	$0,97 \pm 0,04$
$^{60}\text{Co}$	$8,6 \pm 0,6$	$8,63 \pm 0,36$	$1,00 \pm 0,08$

Se obtuvo para los emisores gamma menos energéticos (46,5 keV del  $^{210}\text{Pb}$  o el  $^{226}\text{Ra}$  vía 351,9 keV del descendiente  $^{214}\text{Pb}$ ), un factor de atenuación en la geometría de medida que llega a corregir el valor de la eficiencia hasta un 20% en

el caso del  $^{210}\text{Pb}$  y un 11% para el  $^{226}\text{Ra}$ . Para el resto de emisores, con energías superiores a los 900 keV, los valores obtenidos para el  $f$  fueron del orden de la unidad. Los resultados obtenidos con una incertidumbre expresada a  $2\text{-}\sigma$ , entran dentro de los valores de referencia en el citado ejercicio de intercomparación.

Se ha trabajado también con varias matrices de la IAEA (IAEA,2003) disponibles como materiales de referencia con el fin de validar nuestros métodos.

Muestra	Emisor	Resultado mediante patrón (Bq/kg)	$f$	Valor corregido (Bq/kg)	Valor de referencia (Bq/kg)	Cociente Ref/corr.
IAEA 381 (Agua de mar)	$^{137}\text{Cs}$	0,52±0,06	1,00	0,52±0,06	0,49±0,01	0,94±0,11
	$^{40}\text{K}$	14,64±2,02	1,00	14,64±2,02	11,4±0,9	0,78±0,12
IAEA 375 (Sedimento)	$^{134}\text{Cs}$	475±50	0,98	485±51	463±9	0,95±0,10
	$^{137}\text{Cs}$	4998±107	0,98	5100±109	5280±106	1,04±0,03
	$^{40}\text{K}$	408±16	0,99	412±16	424±8	1,03±0,04
	$^{226}\text{Ra}$ (vía $^{214}\text{Pb}$ )	19,5±1,2	0,97	20,1±1,2	20±2	1,00±0,12
IAEA 414 (peces)	$^{137}\text{Cs}$	4,95±0,29	1,00	4,95±0,29	5,14±0,13	1,04±0,07
	$^{40}\text{K}$	432±29	1,00	432±29	480±18	1,11±0,09
	$^{226}\text{Ra}$ (vía $^{214}\text{Pb}$ )	(M.D.A.) 1,20	0,99	(M.D.A.) 1,21	1,40±0,36	

En el caso del agua de mar (IAEA 381) no se ha llevado a cabo ejercicio adicional de transmisión porque ambas matrices (la muestra marina y la de calibración) presentaban la misma densidad aparente (dentro de su incertidumbre).

Para la muestra de sedimento (IAEA 375) se observa una pequeña corrección del 1-3% en los valores de la eficiencia que si bien no varían sustancialmente los resultados encontrados experimentalmente, los acerca a los valores de referencia en la mayoría de los casos.

La muestra orgánica IAEA 414, debido a una densidad aparente muy parecida a la del agua y dado que ha sido envasada en geometría Petri, no presenta cambios apreciables a la hora de realizar la corrección por autoabsorción. El  $^{226}\text{Ra}$  no ha sido detectado en la medida realizada por lo que se presenta la Actividad Mínima Detectable según las condiciones en que se ha llevado a cabo la medida de esta muestra.

#### 4. Conclusiones.

Se ha planteado una metodología en la que, tras realizar una serie de patrones acuosos y llevando a cabo una medida adicional con fuentes puntuales de menos

de una hora, se consiguen resultados que coinciden a  $2\text{-}\sigma$  en el caso de muestras de referencia.

Como método general, la corrección de Galloway es aplicable en un mayor rango de alturas, siendo fiable hasta alturas de 3-4 cm de llenado en las duquesas. A mayores alturas, no responde exactamente con lo obtenido experimentalmente.

## 5. Agradecimientos.

Este trabajo ha contado con la inestimable coordinación de los doctores R. García-Tenorio y S. Hurtado y el apoyo técnico de J. Díaz. Se agradece al Consejo de Seguridad Nuclear la financiación de este trabajo.

## Referencias

[Berger et al, 1998] Berger M.J., Hubbell J.H., Seltzer S.M., Chang J. , Coursey J.S. , Sukumar R. , y Zucker D.S. . XCOM: Photon Cross Sections Database <http://physics.nist.gov/PhysRefData/Xcom/Text/XCOM.html>

[Bolivar et al, 1996] Bolivar J.P., Garcia-Tenorio R., Garcia-León M. “A method for the determination of counting efficiencies in gamma-spectrometric measurements with HPGe detectors”. Nucl. Instr. And Meth. A 382 (1996) 495–502.

[Cutshall et al, 1983] Cutshall N.H., Larsen IL. y Olsen C.R. “Direct analysis of  $^{210}\text{Pb}$  in sediment samples: Self-absorption corrections”. Nucl. Instr. And Meth. 206 (1983) 309.

[Chu et al, 1999] Chu S.Y.F., Ekström L.P. y Firestone R.B. The Lund/LBNL Nuclear Data Search, February (1999) <http://nucleardata.nuclear.lu.se/nucleardata/toi/>

[Debertin and Helmer, 1988] Debertin, K. and Helmer, R.G.. “Gamma and X-ray spectrometry with semiconductor detectors”. (1988) North-Holland.

[Galloway, 1991] Galloway R.B. Correction for sample self-absorption in activity determination by gamma spectrometry, Nuclear Instruments and Methods, A 300 (1991), 367-373.

[Hurtado, 2004] Hurtado S. “Análisis de la respuesta de espectrómetros gamma de fondo bajo y su simulación mediante el método de Monte Carlo”. Tesis Doctoral, Dpto. Física Atómica, Molecular y Nuclear. Universidad de Sevilla (2004).

[Hurtado et al, 2007] Hurtado S., Villa M., Manjón G., García-Tenorio R. “A self-sufficient and general method for self-absorption correction in gamma-ray spectrometry using GEANT4”. Nucl. Instr. And Meth. A 580 (2007) 234–237.

[IAEA, 2003] The IAEA Database of Natural Matrix Reference Materials. (2003). <http://www-naweb.iaea.org/nahu/nmrm/nmrm2003/index.htm>

# **ANÁLISIS Y VALORACIÓN DE LOS DATOS OBTENIDOS EN LAS REDES DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DE LA GENERALITAT DE CATALUNYA EN EL PERIODO SEPTIEMBRE 2006 - ABRIL 2008.**

**M. Salvadó**

*Facultat de Medicina i Ciències de la Salut. Unitat de Física Mèdica. Universitat Rovira i Virgili. C/ Sant Llorenç, 21 - 43201 Reus (Tarragona).*

## **I. Introducción y objetivos**

La Generalitat de Catalunya dispone de dos redes independientes (Red General y Red de Vigilancia) que permiten realizar un seguimiento, continuo y en tiempo real, de los niveles de radiactividad ambiental y detectar la posible presencia de elementos radiactivos de origen artificial.

La unida de Física Médica de la Universidad Rovira i Virgili inició en septiembre del 2006, mediante convenio firmado con la Generalitat de Catalunya, la gestión de ambas redes y el análisis de los valores radiológicos obtenidos. El primer objetivo de este trabajo es presentar algunos resultados del proceso de análisis y valoración de la calidad de las medidas efectuadas y del significado radiológico de los datos obtenidos en el periodo comprendido entre los meses de septiembre del 2006 y abril del 2008. En segundo lugar, se propone un criterio que sirva de ayuda en la discriminación de posibles sucesos anómalos observables en los datos obtenidos en las redes de vigilancia.

## **II. Material y métodos**

### **II.1. Descripción de las redes**

La Red General consta de 9 estaciones de medida automática de radiactividad en aire, distribuidas en torno a las tres centrales nucleares y a lo largo del perímetro de Catalunya. Cada una de estas estaciones mide periódicamente concentraciones en aire de emisores  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  y radón a través del contenido de aerosoles en las muestras filtradas, integrando las medidas en intervalos de 60 minutos.

La Red de Vigilancia está compuesta por 8 estaciones (4 en el entorno de la central nuclear Vandellòs II y otras 4 en las proximidades de la central nuclear de Ascó) de medida automática, integrando durante 10 minutos, de la tasa de dosis producida por los radioiodos presentes en aire. Además, existen otras 2 estaciones que miden la concentración de actividad en el agua del río Ebro antes y después de su paso por la central de Ascó.

Los datos obtenidos en cada estación de ambas redes son transmitidos mediante protocolo TCP/IP a una base de datos SQL almacenada en un servidor central. La consulta remota de los datos almacenados en el servidor puede realizarse desde cualquier ordenador utilizando el programa de consulta diseñado por nuestro equipo expresamente para este fin.

## **II.2. Número de datos posibles y número de datos radiológicamente significativos**

El número de datos esperados de la Red General y de la Red de Vigilancia, durante los 20 meses de funcionamiento considerados, es de 524.448 y 874.080 respectivamente.

Se ha realizado el estudio del funcionamiento de ambas redes, cuantificando y clasificando los factores que generan valores espurios que no son radiológicamente significativos y que podrían alterar la correcta interpretación y análisis de los resultados. En este sentido, se han eliminado los valores transmitidos por las estaciones considerados como medidas no válidas causadas por algún problema de malfuncionamiento del equipo de medida (picos de arrancada del equipo, rotura o atasco del filtro de papel, desajuste de los parámetros de calibración, desajuste del caudal de aire o agua, problemas mecánicos o electrónicos en la estación, etc.).

En condiciones normales se puede suponer que el valor de fondo radiológico es debido a la radiación natural y que se puede estimar mediante repetidas observaciones de un proceso de variación aleatoria [1]. Los valores del fondo para cada estación de ambas redes se han determinado como el promedio de los valores correspondientes a todo el periodo de estudio, previamente depurados según las condiciones del párrafo anterior. Los valores de fondo asignados integran las fluctuaciones naturales debidas a los cambios climatológicos: régimen de insolación, lluvia, temperatura, humedad relativa, etc. La dispersión en las medidas obtenidas se ha caracterizado a partir de la desviación típica de la muestra correspondiente.

Se han calculado, para cada estación y para cada mes natural, el valor medio, la desviación típica, mínimos, máximos, etc., con el fin de extraer información relevante de la gran cantidad de resultados recogidos de las estaciones y almacenados en la base de datos. Esta información es la utilizada en el análisis del significado radiológico de los datos obtenidos en las estaciones durante períodos de 12 meses consecutivos y que se utiliza en la elaboración de los informes mensuales de funcionamiento de ambas redes.

	Datos posibles	Datos válidos para muestra	Ratio (%)
<b>Red General</b>	524448	505684	96
<b>Red de Vigilancia</b>	874080	829240	95

*Tabla 1. Número de datos posibles y número de datos válidos obtenidos para ambas redes*

Estación de medida	Alfa		Beta		Radón		Gamma	
	x	$\sigma$	x	$\sigma$	x	$\sigma$	x	$\sigma$
1 Barcelona	0,007	0,039	-0,055	0,066	3,0	1,9	8,5E-09	6,4E-07
2 Roses	0,001	0,034	-0,014	0,082	6,5	4,3	-1,7E-08	6,4E-07
3 Girona	0,005	0,042	0,027	0,090	11,8	9,1	4,1E-09	7,8E-07
4 Puigcerdà	0,013	0,046	-0,036	0,132	10,8	8,6	2,1E-08	1,4E-06
5 Tarragona	0,025	0,052	0,046	0,093	6,8	3,8	5,1E-08	6,3E-07
6 Lleida	-0,036	0,055	-0,033	0,098	9,8	8,3	3,2E-08	1,6E-06
7 Ascó	-0,004	0,055	0,026	0,102	7,2	6,1	-1,1E-09	1,0E-06
8 Vandellòs	0,046	0,038	0,006	0,060	2,9	1,6	-7,4E-09	4,6E-07
9 Vielha	-0,006	0,033	0,014	0,073	4,9	3,7	-3,6E-09	9,2E-07

*Tabla 2. Valores promedio y desviación típica calculada para todo el periodo de estudio (20 meses) y para las cuatro medidas efectuadas en las estaciones de la Red General. Todos los valores están medidos en Bq/m<sup>3</sup>*

Estación de medida	Tasa de dosis	
	x	2 $\sigma$
1 Empl. Vandellòs	0,111	0,012
2 L'Hospitalet	0,120	0,007
3 Dipòsits ANV	0,111	0,007
4 L'Almadrava	0,114	0,007
5 Vinebre	0,107	0,007
6 Empl. Ascó	0,121	0,009
7 Ascó	0,108	0,007
8 Flix	0,111	0,007

*Tabla 3. Valores promedio y dos desviaciones típicas calculadas para todo el periodo de estudio (20 meses) a partir de los valores de tasa de dosis ( $\mu$ Sv/h) obtenidos de las estaciones de la Red de Vigilancia. Los valores más elevados de la desviación típica del Emplazamiento de Vandellòs son debidos a la gammagrafía industrial realizada de septiembre a noviembre del 2006.*

### **II.3. Caracterización de sucesos**

Durante la observación directa de los resultados puntuales es posible encontrar valores que se apartan significativamente de los valores medios y que se correlacionan (a través de la información recibida del servicio técnico) con intervenciones de mantenimiento o reparación, funcionamiento tras episodios de tormentas o cortes de suministro eléctrico, fallos del sistema de medida, etc. También hay que tener en cuenta que los valores pueden apartarse del fondo radiológico de la propia estación debido a factores naturales; episodios de lluvia, patrones de picos debidos a los ciclos diarios de aumento de insolación que provocan la exhalación de radón, etc. En estos casos, si se comprueba que los valores anómalos son atribuibles a causas naturales (por ejemplo, aumentos relacionados con la pluviometría medida en las estaciones meteorológicas) se considerarán correctos y con causa justificada.

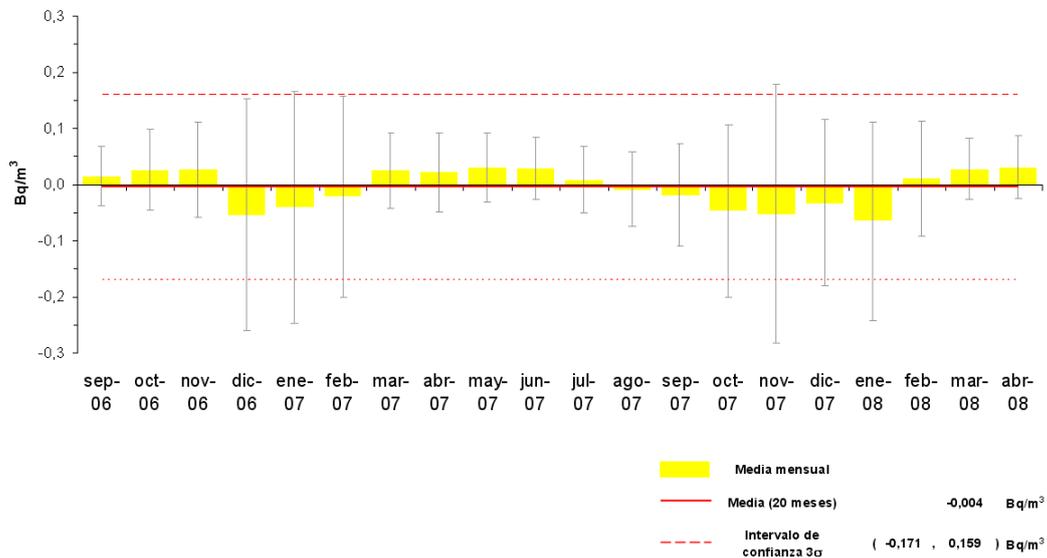
Con el fin de detectar objetivamente valores susceptibles de ser “anómalos”, hemos introducido un criterio que puede ser fácil de implementar y aplicable automáticamente a los valores que se transmiten a la base de datos depurada. Este criterio, basado en un análisis matemático primario, consiste en comparar cada nuevo valor con el intervalo  $\bar{x} \pm n\sigma$ , donde  $\bar{x}$  y  $\sigma$  indican respectivamente el valor promedio y la desviación típica de los valores previamente depurados,  $n=2$  para la Red de Vigilancia y  $n=3$  para la Red General. En condiciones de funcionamiento correcto de la estación, deberemos interpretar que los valores externos al intervalo pertenecen a una “situación anómala”.

## **III. Resultados y discusión**

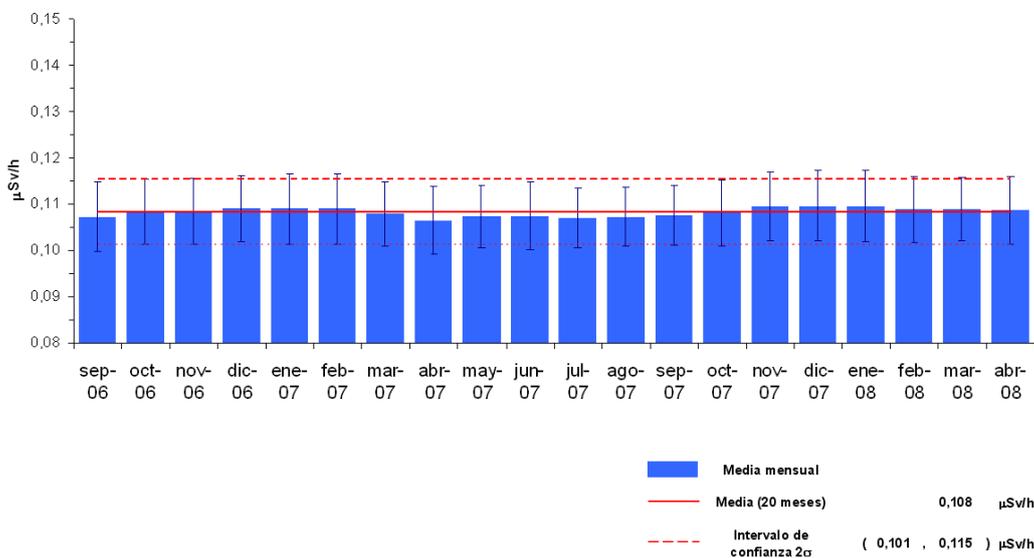
### **III.1. Número de datos utilizados en la muestra**

Durante los 20 meses analizados los porcentajes de valores posibles transmitidos han oscilado entre el 96% y el 99%, con un promedio del 98%, para la Red General y entre el 93% y el 98%, con un promedio del 97%, para la Red de Vigilancia. Durante este período se han producido un total de 244 incidencias de funcionamiento en la Red General y de 354 en la Red de Vigilancia, ocasionadas principalmente por falta de suministro eléctrico, problemas en la transmisión de los datos, intervenciones técnicas y, averías en algún componente del equipo de medida.

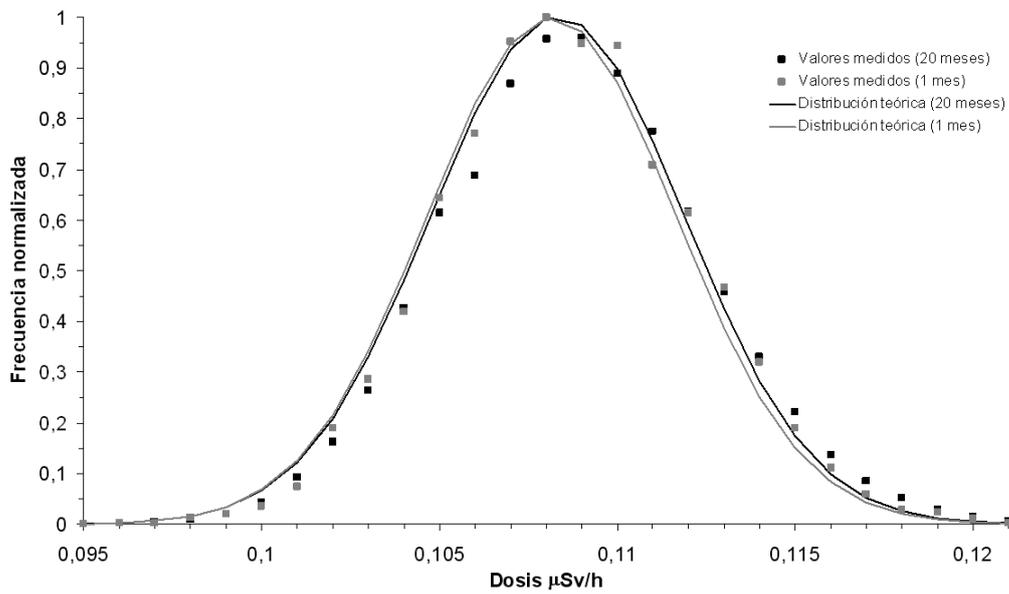
Después del proceso de depuración, y como se indica en la tabla 1, se han obtenido los datos válidos que han pasado a formar parte de la muestra



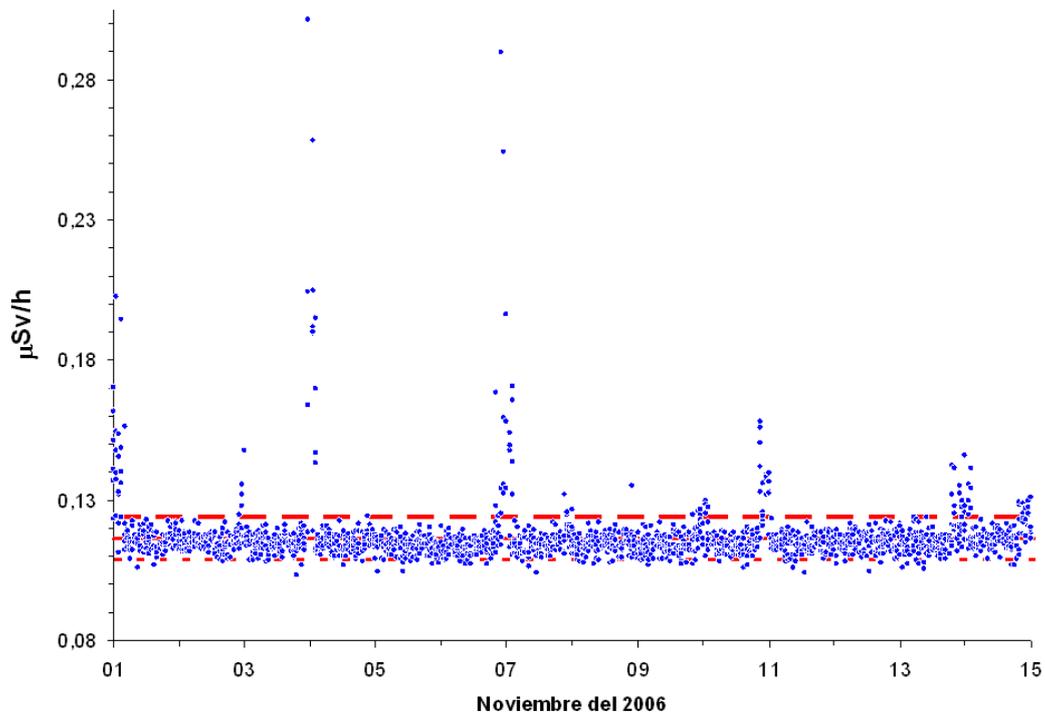
**Gráfica 1.** Valores medios mensuales (barras amarillas), valor medio durante 20 meses (línea roja continua) e intervalo de confianza  $3\sigma$  (líneas rojas discontinuas) calculados a partir de los valores medidos de concentración de actividad alfa en una estación de la Red General.



**Gráfica 2.** Valores medios mensuales (barras azules), valor medio durante 20 meses (línea roja continua) e intervalo de confianza  $2\sigma$  (líneas rojas discontinuas) calculados a partir de los valores medidos de tasa de dosis en una estación de la Red de Vigilancia.



**Gráfica 3.** Distribuciones de probabilidad normalizadas de los valores mostrados en la gráfica 2, calculadas a partir de los valores medidos (puntos) y del ajuste a una distribución normal (líneas continuas), considerando un intervalo de 1 mes y durante todo el periodo estudiado (gris y negro respectivamente).



**Gráfica 4.** Picos provocados por la gammagrafía industrial. En estos procesos documentados se superó claramente el intervalo de seguimiento (líneas rojas discontinuas).

### **III.2. Resultados obtenidos de la muestra de datos válidos**

Las tablas 2 y 3 contienen los promedios y las desviaciones típicas de las estaciones que constituyen las redes.

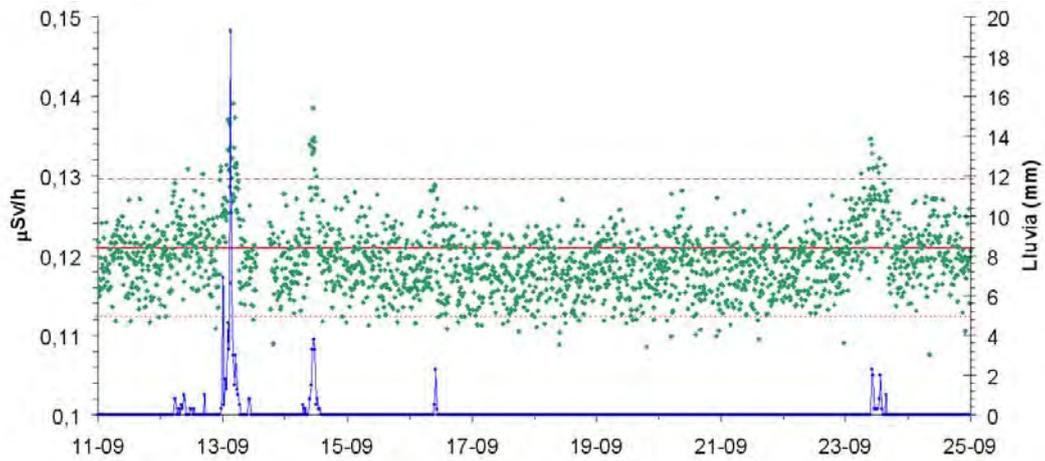
En la gráfica 1 se muestran los valores medios mensuales y el intervalo  $\bar{x} \pm 3\sigma$  para la concentración de actividad alfa relativa al fondo medida en una estación de la Red General y, en la gráfica 2, se representan los promedios mensuales de la tasa de dosis medida en una estación de la Red de Vigilancia con un intervalo  $\bar{x} \pm 2\sigma$ . Para esta última estación, la gráfica 3 muestra las distribuciones de probabilidad obtenidas con los valores medidos y los ajustes mediante distribuciones normales.

### **III.3. Resultados obtenidos en periodos con valores anómalos**

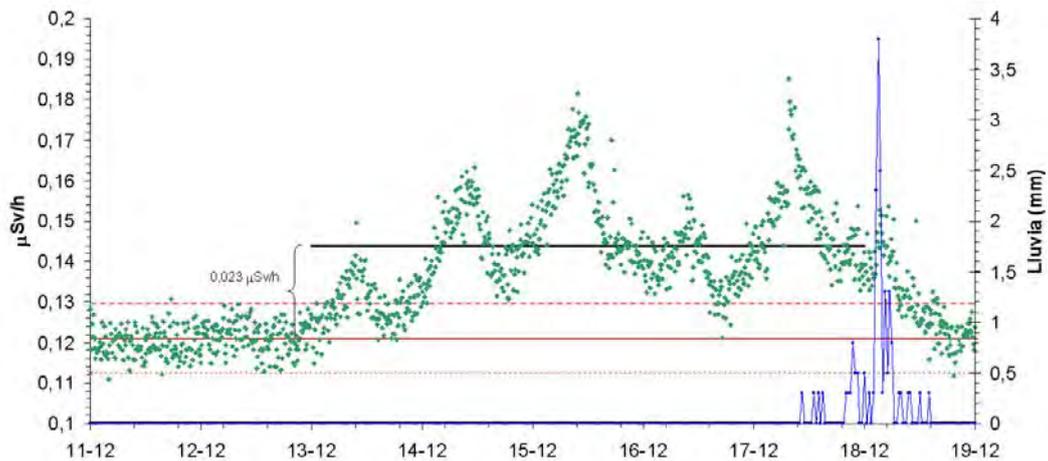
La grafica 4 muestra los aumentos dosis debido a gammagrafía industrial realizada en las proximidades de una estación de medida de la Red de Vigilancia. Todos los picos se relacionaron con las correspondientes peticiones de autorización de la empresa encargada del radiografiado industrial. En la gráfica 5 se puede observar la correlación entre la pluviometría y el incremento en la tasa de dosis. Por consiguiente, los valores anómalos ilustrado en estas dos gráficas son de origen conocido y se pueden considerar justificables.

Con el fin de ilustrar la utilidad del criterio de discriminación aplicado, que ha sido útil para identificar y caracterizar este periodo anómalo, la gráfica 6 muestra los valores de tasa de dosis “anómalos” obtenidos una estación de la Red de Vigilancia y, en la gráfica 7, se comparan los promedios mensuales y el intervalo de seguimiento ( $\bar{x} \pm 2\sigma$ ) durante los 20 meses analizados. Las distintas distribuciones de probabilidad calculadas a partir de los valores medidos se muestran en la gráfica 8.

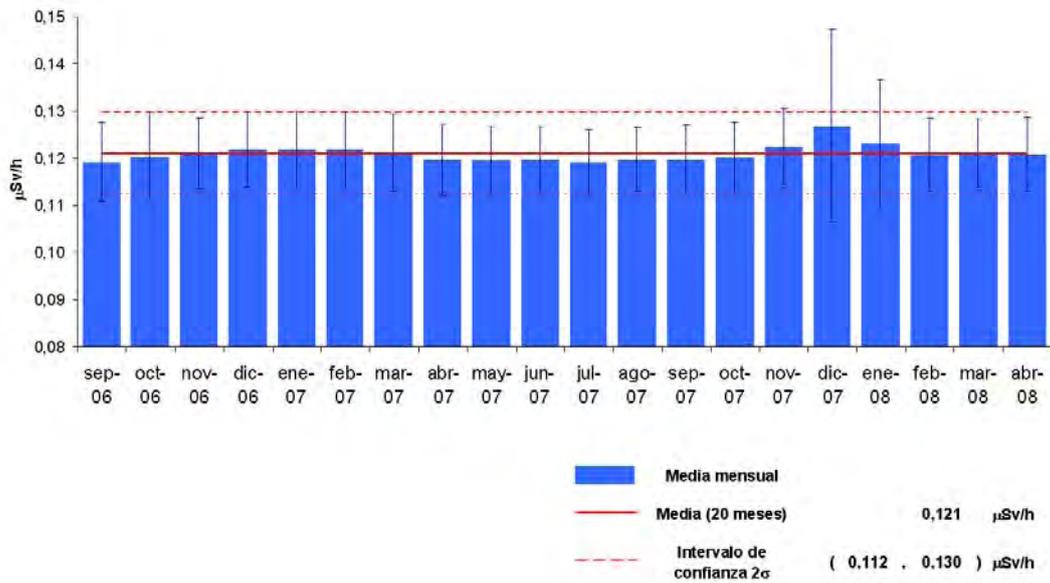
En estas últimas gráficas se observa el sesgo introducido por el incremento en los valores de la tasa de dosis. En promedio, este aumento fue inferior a un 20% del valor del fondo establecido para la estación, lo que supone un incremento de dosis promedio acumulada de menos de 3  $\mu\text{Sv}$  durante los cinco días que se registraron estos valores anómalos. Todo y así, como se comprueba en la gráfica 6, los criterios para determinar los niveles de aviso aplicados a las medidas recibidas en la base de datos, permitieron detectar e identificar este incidente.



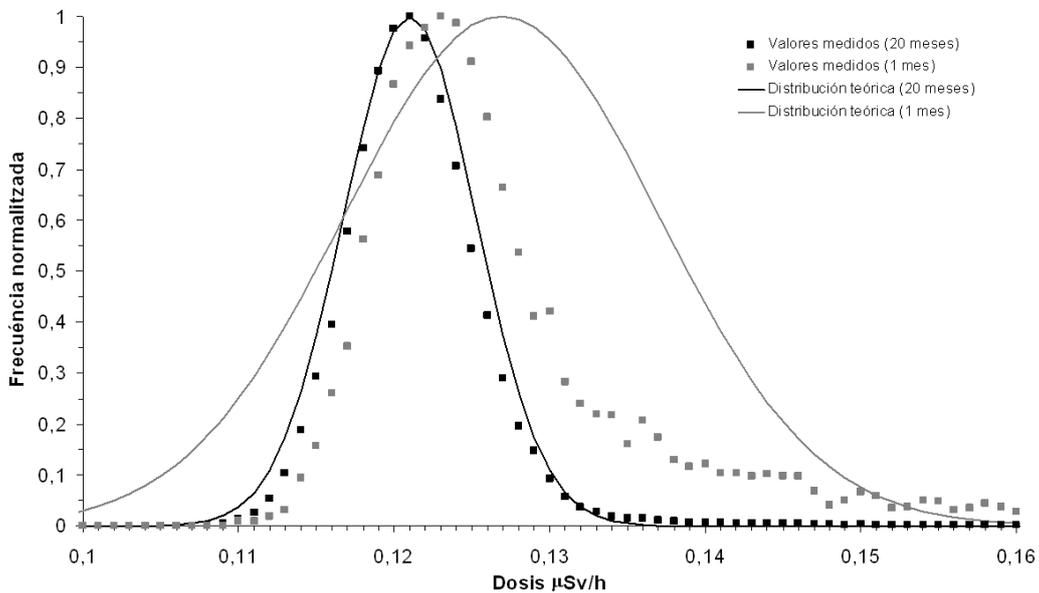
**Gráfica 5.** Correlación entre la lluvia (líneas azules) y el aumento de tasa de dosis (puntos verdes) registrada en una estación de la Red de Vigilancia.



**Gráfica 6.** Valores de tasa de dosis anómalos (puntos verdes), promedio y desviaciones típicas calculadas para todo el periodo estudiado (líneas rojas continua y discontinua, respectivamente), promedio de dosis derivado de los valores anómalos (línea negra) y lluvia registrada (líneas azules) para una estación de la Red de Vigilancia.



**Gráfica 7.** La información mostrada en la gráfica es equivalente a la de la gráfica 2, pero en otra estación de medida. Se puede observar que el aumento en la tasa de dosis detectado durante los meses de diciembre del 2007 y enero del 2008 contribuye a un aumento de la media mensual y a un fuerte aumento en la desviación típica.



**Gráfica 8.** Distribuciones de probabilidad equivalentes a las de la gráfica 3, calculadas a partir de los valores medidos en la estación representada en la gráfica 6 y 7. La distribución mensual se ha calculado a partir de los valores obtenidos durante el mes de diciembre del 2007.

A modo de resumen, las medidas en aire de la Red de Vigilancia superan el umbral cuando los valores sobrepasan en un 10% aproximadamente el valor del fondo. Si los valores permanecieran continuamente en el límite superior del intervalo de seguimiento, supondría un exceso de dosis respecto el fondo de unos 100  $\mu\text{Sv/año}$ . Por consiguiente, a pesar que el criterio es estricto, permite detectar de forma objetiva, automática y eficiente los valores considerados como “anómalos” y que requerirán una especial atención en su análisis para determinar su origen y su posible implicación.

#### **IV. Conclusión**

En este trabajo se pretende exponer los resultados más significativos obtenidos al estudiar los datos adquiridos en las 19 estaciones de medida de las dos redes de vigilancia radiológica ambiental de la Generalitat de Catalunya durante un periodo de 20 meses. Se ha indicado la necesidad de identificar y depurar las medidas primarias con el fin de disponer finalmente de datos radiológicos realmente significativos. Se han enumerado los criterios aplicados con el objetivo de discriminar resultados espurios y, finalmente, se ha descrito y aplicado un criterio matemático simple para identificar situaciones anómalas con medidas radiológicas derivadas de situaciones no naturales.

El análisis de los datos obtenidos durante el periodo estudiado ha permitido obtener información útil destinada a una eficiente vigilancia radiológica ambiental y establecer las futuras mejoras del sistema. En este sentido, ya se está trabajando en nuevos instrumentos de medida, con componentes y programas de gestión de desarrollo propios [2], que permiten obtener más y mejores datos (medidas espectrométricas, ajustar parámetros y calibrar remotamente, etc). Todo ello va a permitir integrar el funcionamiento remoto de los equipos con el análisis de los valores obtenidos, con el fin de garantizar una mejor y más eficiente calidad y cantidad de información en caso de anomalía radiológica ambiental.

#### **Referencias:**

1. NRPB-W13. Environmental Distributions and the Practical Utilisation of Detection Limited Environment Measurement Data. National Radiological Protection Board. 2002.
2. Toral J, Sánchez J, Salvadó M, López M. Prototipo de un módulo para el control remoto y la gestión de datos en las estaciones de medida de una red de vigilancia radiológica ambiental. Libro de ponencias del XI Congreso Nacional de Protección Radiológica, organizado por la Sociedad Española de Protección Radiológica (Tarragona, 2007).

# DISMINUCIÓN DEL LÍMITE DE DETECCIÓN ( $L_d$ ) EN LA DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE DE ACTIVIDAD ALFA TOTAL EN MUESTRAS DE AGUA

Isabel Ródenas Marín

*LARAM (Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de Valencia)  
Universidad de Valencia*

El objetivo que se pretende es desarrollar un equipo que permita realizar medidas rápidas y precisas del índice de actividad alfa total en muestras de agua, ya que a veces se tiene que procesar un número elevado de muestras y no se dispone del tiempo necesario.

Para ello se han ido realizando mejoras en los sistemas de detección de centelleo sólido de ZnS desarrollados en el LARAM (Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de Valencia) aumentando la eficiencia de estos detectores o bien aumentando la superficie de depósito para la muestra. A continuación se describe brevemente la evolución de estos detectores.

## DETECTORES

### Detectores ALF-2"

*Detector ALF-2" (5") mylar*

- Este detector consta de un fotomultiplicador de 2" con guía de luz.
- Puede medir planchetas de 5". Son elevables, una vez que se ha colocado la muestra, se pueden aproximar al detector.
- La lámina de ZnS es no desechable ya que se interpone una hoja de mylar entre esta y la muestra.
- Se consigue una eficiencia del 12% para un depósito de  $5 \text{ mg/cm}^2$ .

*Detector ALF-2" (5") mylar-He*

Este detector pertenece a la familia ALF-2" ya que tiene las mismas características, pero con una modificación respecto al anterior, se le inyecta He.

- Se inyecta He entre la muestra y el detector para minimizar la pérdida de energía de las partículas alfa.
- Se consigue una eficiencia del 16% para un depósito de  $5 \text{ mg/cm}^2$ .



Fig. 1 Detector ALF-2

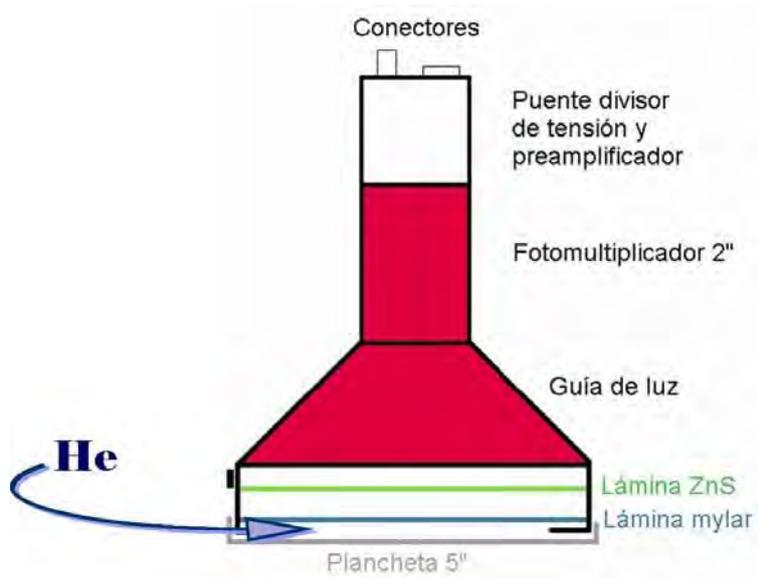


Fig.2 Esquema detector ALF-2

### *Detector ALF-2" (5")*

Este último detector de la serie ALF-2" no dispone de mylar, ni de inyección de He.

- ZnS desechable. Al no portar hoja de mylar que lo proteja, este se deshecha en cada medida.
- Se consigue mejorar la eficiencia en 17% para un depósito de 5 mg/cm<sup>2</sup>.

Detector	Características particulares	Lámina de ZnS	Eficiencia
<b>ALF-2" (5") mylar</b>	Mylar	ZnS no desechable	12 %
<b>ALF-2" (5") He-mylar</b>	Mylar + He	ZnS no desechable	16 %
<b>ALF-2" (5")</b>	No mylar. No He	ZnS desechable	17 %

Tabla 1. Resumen con los detectores de la serie ALF-2"

### **Detector ALF-5" (2" 5" 8")**

Por último, se ha construido este detector al que se le están realizando pruebas para optimizarlo.

Sus características son las siguientes:

- Fotomultiplicador de 5".
- Puede medir planchetas de hasta 8". Las planchetas de 2" y de 5" se incorporan a la bandeja de medida mediante un adaptador.
- La lámina de ZnS es desechable.



Fig. 3 Detector ALF-5"

## LÍMITE DE DETECCIÓN

Se ha realizado una estimación del límite de detección que se obtendría con el último detector presentado, el ALF-5", para los diferentes diámetros de planchetas que puede medir.

Considerando una densidad superficial de la muestra de  $5 \text{ mg/cm}^2$ , puesto que el diámetro de las planchetas es diferente, el volumen que se puede incorporar a cada una de ellas también es distinto.

Se realizaron medidas experimentales del fondo, obteniéndose los resultados que se muestran a continuación, donde también se presenta la relación de volúmenes necesaria para mantener constante la densidad superficial considerada.

Ø plancheta	Volumen (ml)	Fondo c/día
2"	100	$30 \pm 5$
5"	800	$130 \pm 11$
8"	1600	$236 \pm 15$

Tabla 2. Volúmenes y cuentas del fondo para cada plancheta

La expresión utilizada para calcular el límite de detección es la siguiente:

$$L_D = \frac{1}{1-k^2 a} \frac{k}{E \cdot V} \left[ 2 \sqrt{\frac{B}{t_B} \left( \frac{1}{t_M} + \frac{1}{t_B} \right)} + \frac{k}{t_M} \right] \quad [1]$$

K = 1.645 (para 95% de nivel de confianza)

a: contribución ponderada de incertidumbre de E y V

B: Cuentas del blanco

E: Eficiencia

t: tiempo de medida

V: volumen muestra

A continuación se muestra una tabla con el cálculo del límite de detección de las tres planchetas, este se ha obtenido para distintos tiempos de medida, desde 30 minutos, hasta 2 días.

Tiempo de medida (h)	Ld (Bq/m <sup>3</sup> )		
	2"	5"	8"
30 min	215	60	42
1	133	39	28
2	85	26	19
6	43	14	10
12	29	10	7
24	20	7	5
48	14	5	4

Tabla 3. Límites de detección

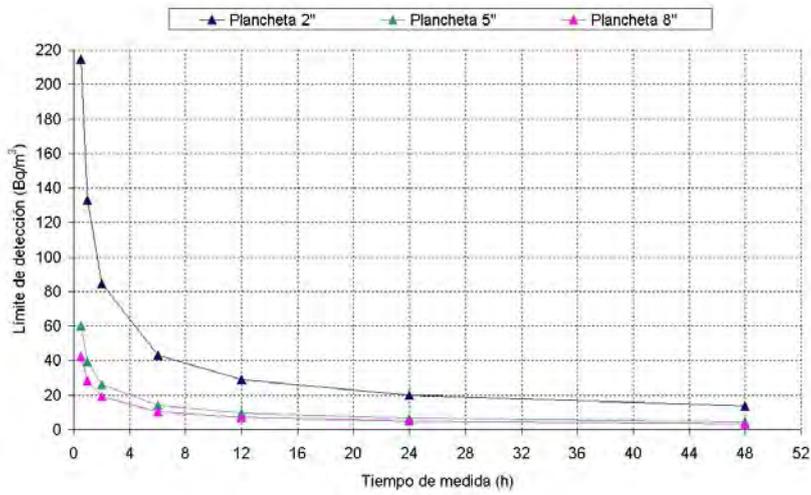
Los valores que se obtienen para el  $L_d$  son menores según aumenta el diámetro de la plancheta, siendo la de 8" la que ofrece los valores más bajos en todo momento. Esta diferencia es mucho más importante para tiempos breves de medida.

La representación gráfica de la tabla anterior se muestra en la gráfica 1, donde el eje X indica los tiempos de medida, y el eje Y, indica el límite de detección.

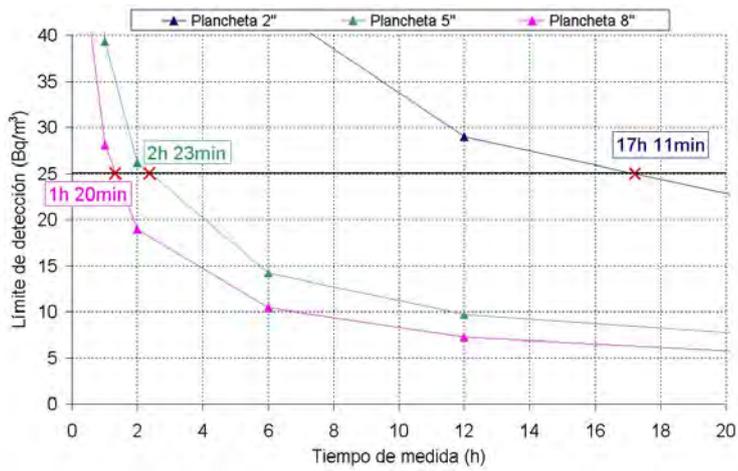
Se puede apreciar según aumenta el tiempo de medida, que las 3 planchetas tienden a proporcionar el mismo límite de detección, pero cuando se necesita obtener resultados rápidamente, esta situación no es práctica, tenemos que fijarnos en tiempos más breves, que es lo que estudiaremos en la gráfica siguiente.

Centrándonos en el límite de detección máximo de índice de actividad alfa total para agua potable que establece el CSN-REM, de 25 Bq/m<sup>3</sup>, comparamos en la gráfica 2 los resultados que se obtienen de cada plancheta para este valor.

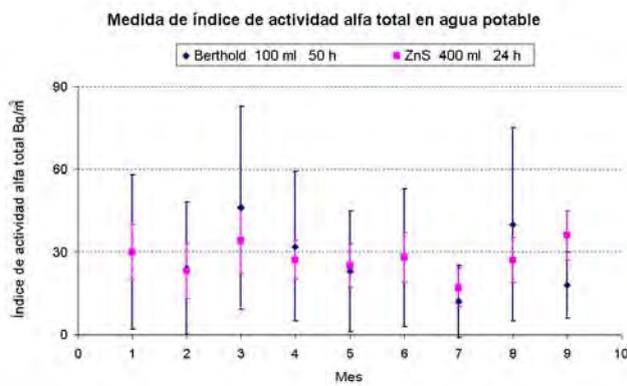
Para alcanzar el límite de detección de 25 Bq/m<sup>3</sup> con la plancheta de 8" tan solo se necesitaría medir durante un periodo aproximado de 1 hora y media. Con la plancheta de 5" el tiempo es ligeramente mayor, necesitando aproximadamente 2 horas y media. Mientras que para alcanzar dicho  $L_d$  con una plancheta de 2" de diámetro, se necesitaría estar midiendo más de 17 horas.



Gráfica 1. Límite de detección



Gráfica 2. Límite de detección (ampliada)



Gráfica 3. Índice de actividad alfa total con detector Berthold y ZnS

## COMPARACIÓN DETECTORES

Se tomaron muestras de agua potable de Burjassot (Valencia) en el período de Mayo de 2008 para determinar el índice de actividad alfa total y se realizaron medidas con el detector de ZnS empleando los tres tamaños de planchetas diferentes y un detector Berthold de flujo de gas, los resultados comparativos se pueden observar en la tabla siguiente.

Detector	Ø Plancheta	Tiempo (h)	Volumen (ml)	Actividad (Bq/m <sup>3</sup> )
ZnS	2"	24	100	20 ± 9
ZnS	5"	24	400	26 ± 7
ZnS	8"	24	1600	19 ± 5
Berthold (Flujo de gas)	2"	50	100	23 ± 23

Tabla 4. Actividad con diferentes diámetros de plancheta y dos detectores distintos

Los valores obtenidos para el índice de actividad alfa total son similares en los cuatro casos, se observa que la incertidumbre cometida con el detector de flujo de gas es mucho mayor que con el detector de centelleo sólido, a pesar de que ha estado midiendo el doble de tiempo (50 horas del Berthold frente a 24 horas del ZnS).

También se puede observar, dentro de los valores obtenidos con el ZnS, que a medida que aumenta el diámetro de la plancheta, la incertidumbre que se obtiene es menor.

Se ha realizado otra comparación entre el detector Berthold de flujo de gas y el detector de ZnS con plancheta de 5", en los que de nuevo se ha medido el índice de actividad alfa total de muestras de agua potable de Burjassot (Valencia) a lo largo de un período de 9 meses. Las muestras midieron durante 50 h en el detector Berthold y 24 h en el detector de ZnS, los resultados se muestran en la gráfica 3.

Se observa que la incertidumbre de la medida al utilizar un detector de flujo de gas es mucho mayor que si las medidas se realizan con un detector de ZnS, a pesar de que, de nuevo, el detector Berthold ha estado midiendo durante 50 h frente a las 24 h que midió el ZnS

## **CONCLUSIONES**

Viendo los resultados obtenidos en este trabajo, se puede concluir que:

- La utilización de detectores de ZnS de 5” desarrollados en el LARAM permite disminuir notablemente la incertidumbre en la medida.
- El Ld de 25 Bq/m<sup>3</sup> se alcanza con el detector de ZnS y plancheta de 8” en un tiempo de 1h30m evaporando 1600 ml.
- La utilización de planchetas de 8” de diámetro permite disminuir el Ld a valores alcanzables solo por el método de coprecipitación, evitando así el tratamiento químico previo.

## **REFERENCIAS**

[1] ISO 11929-7 Determination of the detection limit and decision threshold for ionizing radiation measurements – Part 7: Fundamentals and general applications

# CARACTERIZACIÓN RADIATIVA, FÍSICA y QUÍMICA DE CO-PRODUCTOS GENERADOS DE LA INDUSTRIA DE DIÓXIDO DE TITANIO PARA SU VALORIZACIÓN

M.J. Gázquez<sup>1</sup>, J. Mantero<sup>2</sup>, J.P. Bolívar<sup>1</sup>, R. García-Tenorio<sup>2</sup> y F. Vaca<sup>1</sup>

<sup>1)</sup> *Grupo de Física de las Radiaciones y Medio Ambiente (FRYMA). Universidad de Huelva*

<sup>2)</sup> *Grupo Física Nuclear Aplicada. Universidad de Sevilla*

## 1.- Introducción

El presente trabajo se ha realizado atendiendo a la problemática radiológica de los co-productos y residuos asociados a la industria NORM (“Natural Occurring Radioactive Materials”) de producción de dióxido de titanio ubicada en el Polo Industrial de Huelva, y para ello se han caracterizado las propiedades de éstos, tanto desde el punto de vista radiactivo como físico-químico.

Se ha escogido esta industria porque la Ilmenita, que es su principal materia prima, es claramente un material NORM debido al alto contenido en uranio y torio que presenta. La caracterización llevada a cabo en este estudio pretende obtener información con el fin último de realizar un estudio exhaustivo de futuras aplicaciones de interés comercial de los diferentes co-productos generados.

## 2.- Objetivo

La consecución del objetivo general requiere el cumplimiento de una serie de objetivos parciales que se detallan a continuación:

- Caracterizar las materias primas y co-productos desde el punto de vista radiactivo.
- Caracterizar estas materias desde el punto de vista físico y químico: mineralogía, composición, granulometría, etc.
- Evaluar y cuantificar el potencial impacto radiológico en cada una de las posibles aplicaciones futuras que se realicen para los distintos co-productos.

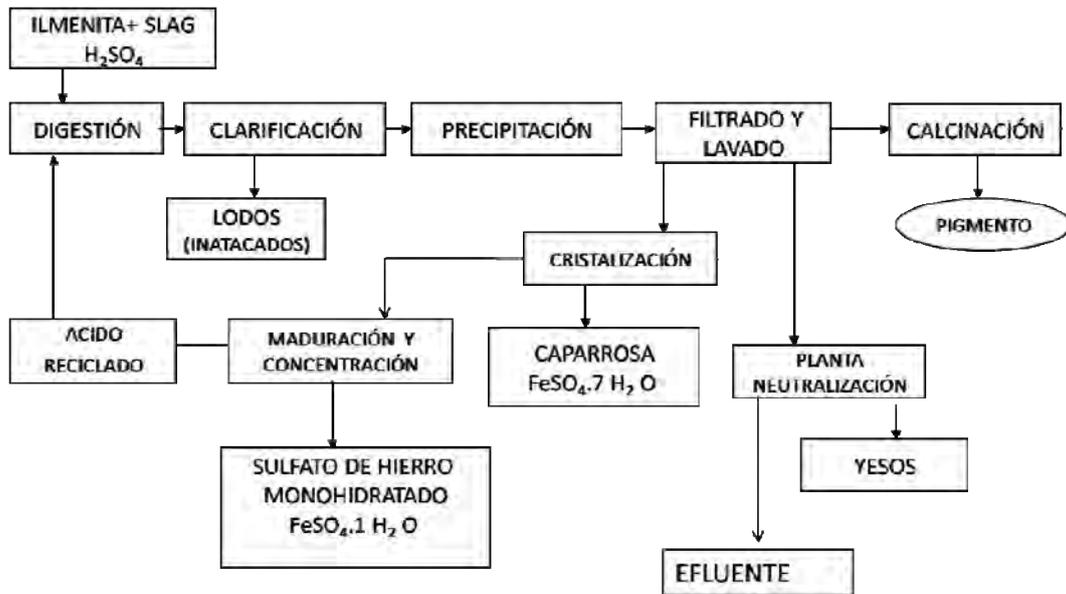
## 3.- Materiales y métodos

### 3.1 Esquema del proceso

Antes de comenzar con los métodos utilizados y con el muestreo realizado es necesario describir, aunque sea de forma resumida, el proceso industrial para la obtención del dióxido de titanio.

La planta ubicada en Huelva, que está especializada en la producción de TiO<sub>2</sub> para plásticos, produce este pigmento por la vía “vía sulfato”, utilizando como principales materias primas la ilmenita (Fe<sub>2</sub>TiO<sub>3</sub>) y el ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Un esquema general del proceso sería el que se muestra en la Figura 1.

La ilmenita se seca, formada principalmente por titanato de hierro, y muele hasta un tamaño de grano adecuado. Una vez molida, se introduce en digestores para su ataque con ácido sulfúrico al 98 %. Para que la reacción se lleve a cabo de forma eficiente, necesita ser activada con ácido sulfúrico diluido, que proviene de los ácidos filtrados y recuperados.



**Figura 1.** Esquema del proceso industrial para la obtención del dióxido de titanio.

Con objeto de mantener todo el hierro que entra en el proceso en disolución, todo el  $\text{Fe}^{3+}$  existente en la mezcla del digestor se reduce mediante el paso de ésta a través de chatarra férrica. A continuación, se separa el material sólido remanente e inatacado (lodos), los cuales son convenientemente inertizados y almacenados.

Una vez separados estos lodos, o inatacados de ilmenita, se realiza la precipitación del titanio disuelto por hidrólisis del dióxido de titanio. En el proceso de separación del  $\text{TiO}_2$  se generan una serie de efluentes, o corrientes ácidas, que mediante filtrados y lavados de la pulpa de dióxido de titanio permiten eliminar los restos ácidos y obtener un  $\text{TiO}_2$  de alta pureza, según las especificaciones técnicas de los clientes.

Por último, el dióxido de titanio purificado pasa a la etapa de calcinación, con objeto de eliminar la hidratación que presenta y acondicionarlo mediante molienda, revestimiento y micronizado, hasta la obtención del pigmento comercial.

Del sobrenadante de la precipitación del dióxido de titanio se obtiene una disolución muy ácida, rica en sulfatos metálicos en disolución. Esta disolución es tratada para obtener, en primer lugar, por cristalización el sulfato de hierro

heptahidratado  $\text{Fe SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , conocido comercialmente como Caparrosa (CAP). En segundo lugar, la disolución procedente de esta cristalización se concentra por evaporación a vacío hasta la precipitación del sulfato de hierro monohidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), conocido comercialmente como “Sulfafer” o “Monohidrato” (MON). Después de la precipitación del monohidrato nos queda líquido formado principalmente por ácido sulfúrico concentrado, conteniendo grandes concentraciones de diversos metales y radionucleidos, que se recicla en el proceso introduciéndolo nuevamente en la etapa de digestión como ácido débil para la activación de la digestión ácida.

De los lavados y lixiviados de la pulpa de  $\text{TiO}_2$  se obtiene una corriente, con un ligero contenido ácido, cuya acidez y metales presentes se neutraliza con cal dando lugar a los llamados yesos rojos, mientras que el líquido resultante de este proceso de neutralización se elimina mediante vertido directo a la ría de Huelva.

### 3.2 Muestreo

Con objeto de contrastar la estabilidad en el tiempo del proceso, y por tanto la variabilidad de los productos finales generados, se ha diseñado un muestreo de manera que se han tomado muestras a lo largo de 5 semanas, recogiendo un total de 30 muestras para 6 productos diferentes. Dichas muestras se corresponden con los siguientes productos y co-productos del proceso:

1. *Ilmenita*, es la materia prima que entra en el proceso de obtención del dióxido de titanio.
2. *Slag*, materia prima que se obtiene al someter a la ilmenita a un proceso de separación del hierro que contiene.
3. *Yesos Rojos*, con composición mayoritaria de sulfato de calcio, y se obtienen en la neutralización con óxido de calcio (cal viva) del ácido débil resultante del lavado de la pulpa de  $\text{TiO}_2$ .
4. *Tionite*, lodos inatacados del proceso de digestión de la ilmenita.
5. *Caparrosa*, sulfato ferroso heptahidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) obtenido mediante su precipitación en forma granizada en cristalizadores, al tratar el licor remanente de la precipitación del  $\text{TiO}_2$ .
6. *Sulfato Monohidrato*, sulfato ferroso monohidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ) obtenido en el proceso de concentración del efluente remanente de la precipitación de la caparrosa.

### 3.3 Métodos de medidas

Tras la recepción de las muestras se procedió a su adecuación y preparación (molienda y tamizado), para poder realizar tanto la caracterización físico-química como la radiológica. Ésta se ha realizado aplicando diversas técnicas tales como la Fluorescencia de Rayos X (FRX), granulometría láser, microscopía electrónica de barrido (MEB), ICP-MS para medida de elementos traza, o técnicas radiométricas como las espectrometrías alfa y gamma para la determinación de radionucleidos.

La identificación de las distintas fases minerales se realizó por DRX (difracción de rayos-X) mediante el método de polvo desorientado en un difractómetro Bruker de polvo, empleando radiación  $K\alpha$  de Cu excitada por una corriente de 30 mA de intensidad y 40 kv de tensión

Por otro lado, la detección de los rayos X emitidos por los átomos ionizados y su representación frente a la energía, da lugar a la obtención de un espectro de rayos X correspondiente a la parte de la muestra bombardeada. Este espectro, como ya veremos en el apartado de resultados, está compuesto por una serie de picos de intensidad variable, llamados rayos X característicos, que son emitidos por los átomos ionizados.

La fluorescencia de Rayos-X (FRX) es una técnica espectroscópica que utiliza la emisión secundaria o fluorescente generada al excitar una muestra con una fuente de radiación X. La radiación X incidente o primaria expulsa electrones de capas interiores del átomo. Los electrones de capas más externas ocupan los lugares vacantes, y el exceso energético resultante de esta transición se disipa en forma de fotones, radiación X fluorescente o secundaria, con una longitud de onda característica que depende del gradiente energético entre los orbitales electrónicos implicados, y una intensidad directamente relacionada con la concentración del elemento en la muestra. Para el análisis químico de los elementos mayoritarios se utilizó un espectrómetro marca Bruker S4 Pioneer, provisto con tubo de Rh y detectores de flujo y centelleo.

La medida de los elementos traza se realizó en los Servicios Centrales de Investigación de la Universidad de Huelva mediante la técnica de ICP-MS (“Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry”), utilizando un equipo de la marca HP modelo HP4500®.

Las concentraciones de los radionúclidos con emisiones gamma detectables se han determinado por espectrometría gamma con detectores de Germanio de alta resolución y bajo fondo. Al ser la técnica de espectrometría gamma una técnica multielemental y no destructiva, la preparación de las muestras para su medida se redujo simplemente a su secado hasta peso constante y su molido para homogeneizar el tamaño de grano. Asimismo, debido a la geometría utilizada (cilíndrica con un espesor de 2,5 cm de muestra) también se han aplicado correcciones por la diferente autoabsorción entre cada muestra problema y la de calibración [1].

Por otra parte, las concentraciones de los isótopos de uranio y de torio (emisores alfa) se determinaron mediante la aplicación de la técnica de espectrometría alfa con detectores semiconductores de Si. Para estas determinaciones ha sido necesario recurrir a la aplicación en alícuotas de las muestras tratadas de un método radioquímico que permitan el aislamiento secuencial del Po, Th y U con resinas UTEVA de Eichron [2], con algunas modificaciones incorporadas por nuestro grupo de investigación, y posterior deposición de cada radioelemento en finas capas por electrodeposición (U, Th) o autodeposición sobre discos de plata pulidos.

## 4.- Resultados

### 4.1 Resultados radiactivos

A continuación en la Tabla 1 se muestran los resultados radiactivos de las materias primas usadas en el proceso de obtención del dióxido de titanio.

En la Tabla 1 se observa que la ilmenita es claramente un mineral NORM, ya que está enriquecida en radionucleidos de las series del torio y uranio. Además, se constata los elementos de la serie del torio están presentes en una proporción unas cuatro veces superior los del uranio.

En cuanto al slag, que se obtiene mediante fusión de ilmenita [3,4] con objeto de que se enriquezca en titanio, los valores son claramente inferiores a los obtenidos para la ilmenita, e inferiores también a los valores que presenta un suelo típico no perturbado (20-30 Bq/kg) [5,6]. El uso por lo tanto de esta materia prima en el proceso de producción, sustituyendo en una proporción determinada a la ilmenita tiene un aspecto claramente positivo desde el punto de vista radiológico.

En la Tabla 2 vemos las concentraciones de los radionúclidos de los co-productos obtenidos en el proceso industrial, comparándolos con la ilmenita.

Vemos como casi totalidad de los isótopos de radio presentes en la materia prima, se encuentran asociados a los lodos inatacados, mientras que su presencia en los diferentes co-productos generados es bastante menor o casi testimonial. Es importante resaltar que la humedad relativa para los yesos rojos y lodos inatacados está en un 40-50%, implicando que las concentraciones en el producto que realmente sale del proceso serían casi la mitad de los valores indicados en la Tabla 2.

Para la caparrosa vemos como los resultados obtenidos indican que este co-producto se encuentra prácticamente libre de elementos radiactivos con concentraciones para la casi totalidad de los radioisótopos inferiores a 10 Bq/kg. Se puede decir que las implicaciones radiológicas asociadas a la manipulación, comercialización y utilización de este co-producto son nulas.

En cuanto al monohidrato observamos que existe poca presencia en este co-producto de los isótopos de Ra ( $^{226}\text{Ra}$  y  $^{228}\text{Ra}$ ), tal y como se esperaba al asociarse mayoritariamente este elemento a los lodos inatacados, pero también vemos que una proporción muy elevada de los isótopos de torio y una fracción considerable de los isótopos de uranio.

En el caso del yeso rojo el contenido radiactivo es moderado, indicando que solo una fracción minoritaria del contenido radiactivo inicial (para los isótopos de Th y U) presente en la materia prima tratada, se acumula en este co-producto. En el caso de los isótopos de radio, las concentraciones determinadas pueden tener un origen en la cal utilizada para la formación de estos yesos.

Por último señalar que la concentración de radionúclidos en la pulpa de dióxido de titanio es testimonial.

**Tabla 1. Concentraciones medias de actividad (Bq/kg) de los radionucleidos naturales en las materias primas.**

Muestra	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{40}\text{K}$
<b>Ilmenita (FeTiO<sub>3</sub>)</b>	95 ± 10	110 ± 10	420 ± 15	440 ± 30	30 ± 5
<b>Slag</b>	5,9 ± 0,6	6,1 ± 0,3	14 ± 1	9,0 ± 0,4	N.D.

**Tabla 2. Concentraciones medias de actividad Bq/kg seco de los radionúclidos naturales en los co-productos. H.R. (Humedad Relativa)**

Muestra	HR (%)	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{40}\text{K}$
<b>Ilmenita</b>	-	95 ± 10	110 ± 10	420 ± 15	440 ± 30	30 ± 5
<b>Lodos</b>	40,8	15 ± 2	600 ± 40	50 ± 5	1980±70	200 ± 30
<b>Caparrosa</b>	40,3	1,5± 0,2	N.D.	13 ± 2	4 ± 1	N.D.
<b>Monohidrato</b>	4,2	70 ± 3	5 ± 1	500 ± 25	60 ± 8	N.D.
<b>Yeso Rojo</b>	46,3	15 ± 1	15 ± 3	140 ± 5	70 ± 10	30 ± 5
<b>Pulpa TiO<sub>2</sub></b>	-	0,8± 0,2	5 ± 1	2,5 ± 0,1	15 ± 2	N.D.

## 4.2 Composición química

### 4.2.1 Fluorescencia de Rayos X

A continuación en la Tabla 3 se puede ver la concentración de elementos mayoritarios.

En la Ilmenita la composición mayoritaria que aparece es hierro y titanio, mientras que los demás metales presentan pequeños porcentajes de silicio, aluminio, manganeso y magnesio [7]. Por otra parte, observamos que las muestras de slag presentan una composición más elevada en titanio y más baja en hierro [3,4], debido fundamentalmente al proceso de formación, mientras que por otra parte aparece enriquecida en magnesio en relación con las muestras de ilmenita. Además, observamos que otros metales como el aluminio y el silicio presentan también cierto factor de enriquecimiento.

Para el caso de los lodos, o inatacados de ilmenita, presentan un elevado contenido en titanio (insoluble), así como concentraciones no despreciables de azufre, hierro y silicio.

Por otra parte, para la caparrosa ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) y para el monohidrato ( $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ) obtenemos lo esperado, altos porcentajes en hierro y azufre. Pero vemos que debido a su proceso de formación, la caparrosa (cristalización) presenta menos concentración de metales que el monohidrato (precipitación).

Por último para el caso de los yesos rojos, la composición mayoritaria es azufre y calcio, con un contenido elevado en hierro, que es lo que le confiere su característico color rojo [9]. Sorprende también el elevado contenido de titanio que presenta.

### 4.2.2 Elementos traza

En la Tabla 4 se obtiene la composición de los elementos traza de las materias primas y de los co-productos. En el caso de la ilmenita, la concentración de torio y de uranio corrobora lo obtenido por espectrometría alfa (ver Tabla 1). Para el slag observamos un enriquecimiento del vanadio y del cromo, mientras que la concentración del uranio y del torio, como ya se esperaba, es baja (similar a un suelo sin perturbar).

En el caso de la caparrosa, las concentraciones de metales traza son inferiores a la de suelos típicos no contaminados. Por el contrario, el monohidrato presenta concentraciones elevadas de vanadio, torio, uranio, y de otros metales tóxicos.

En los lodos se observa un alto contenido en zirconio y torio, así como cantidades elevadas de arsénico y cromo.

Por último, los yesos rojos presentan unos niveles de metales relativamente bajos si los comparamos con los encontrados en los lodos inatacados o la ilmenita. Por otra parte, también presenta valores superiores a la media de suelos en torio y arsénico.

**Tabla 3. Concentración media (%) de los compuestos mayoritarios por FRX. \*Composición media de la corteza terrestre [8].**

Muestra	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	FeO <sub>T</sub>	MnO	MgO	CaO	SO <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub>
<b>ILMENITA</b>	0,71±0,30	0,71±0,21	44±2	1,3±0,1	0,33±0,16	0,05±0,03	-	50 ± 1
<b>SLAG</b>	2,5 ± 0,1	2,34±0,03	10,7±0,3	0,26±0,02	5,06±0,06	0,56±0,02	-	75 ± 2
<b>YESO ROJO</b>	1,2 ± 0,2	1,4±0,2	14 ± 2	0,35±0,04	1,4 ± 0,2	33 ± 2	27 ± 1	7,6 ± 1,2
<b>CAPARROSA</b>	<0,01	<0,01	39 ± 3	0,35±0,04	0,25±0,03	<0,01	22 ± 2	0,18±0,02
<b>MONOHIDRATO</b>	<0,01	1,1 ± 0,3	31 ± 2	1,4 ± 0,1	0,61±0,12	0,10±0,02	25 ± 1	2,9 ± 0,3
<b>LODOS</b>	18 ± 2	2,5 ± 0,4	11,2±0,3	0,36±0,02	0,38±0,05	0,75±0,02	6,1±1,6	53 ± 3
<b>*SUELO</b>	66,6	15,4	5,04	0,10	2,48	3,6	-	0,64

**Tabla 4. Composición (ppm) de elementos traza de la materia prima y de los co-productos.\* Concentración media de la corteza terrestre [8].**

	Ilmenita	Slag	Caparrosa	Monohidrato	Yesos	Lodos	*suelo
<b>V</b>	940 ± 101	3131± 58	25 ± 7	1105 ± 172	277 ± 20	841±89	97
<b>Cr</b>	344 ± 134	1126±212	10 ± 3	467±55	133 ± 8	518±51	92
<b>Zr</b>	251 ± 41	324± 59	1,8 ± 0,6	62 ± 6	33 ± 5	912±217	193
<b>As</b>	22 ± 5	0,41±0,23	0,25 ± 0,06	1,32 ± 0,17	12 ± 1	57±11	4,8
<b>Th</b>	97±19	4,2±1,2	3,1 ± 1,1	92 ± 11	30 ± 2	70±8	3,1
<b>U</b>	6,5 ± 1,5	0,77±0,21	0,11 ± 0,03	5,0 ± 0,4	1,70±0,29	7,9 ± 0,9	2,7

**Tabla 5. Composición mineralógica (%) de las materias primas, de forma cualitativa.**

<b>ILMENITA</b>	<b>ILM 1</b>	<b>ILM 2</b>	<b>ILM 3</b>	<b>ILM 4</b>	<b>ILM 5</b>
<b>Ilmenita (FeTiO<sub>3</sub>)</b>	53	82	61	63	83
<b>Rutilo (TiO<sub>2</sub>)</b>	7	5	11	7	5
<b>Pseudorutilo (Fe<sup>3+</sup><sub>2</sub>Ti<sub>3</sub>O<sub>9</sub>)</b>	24	13	28	24	12
<b>Óxidos de Mg,Nb y Ti</b>	16	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

---

<b>SLAG</b>	<b>SLAG 1</b>	<b>SLAG 2</b>	<b>SLAG 3</b>	<b>SLAG 4</b>	<b>SLAG 5</b>
<b>Armalcolita((Mg,Fe<sup>2+</sup>)Ti<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)</b>	94	91	87	93	92
<b>Rutilo(TiO<sub>2</sub>)</b>	6	9	13	7	7

**Tabla 6. Composición mineralógica (%) de los co-productos.**

<b>CAPARROSA</b>	<b>CAP 1</b>	<b>CAP 2</b>	<b>CAP 3</b>	<b>CAP 4</b>	<b>CAP 5</b>
<b>Rozenita (FeSO<sub>4</sub>-4H<sub>2</sub>O)</b>	30	N.D.	18	58	61
<b>Melanterita (FeSO<sub>4</sub>-7H<sub>2</sub>O)</b>	70	100	82	42	39

---

<b>MONOHIDRATO</b>	<b>MON1</b>	<b>MON 2</b>	<b>MON3</b>	<b>MON4</b>	<b>MON5</b>
<b>Szomolnokita (FeSO<sub>4</sub>-1H<sub>2</sub>O)</b>	100	48	40	100	100
<b>Rozenita (FeSO<sub>4</sub>-4H<sub>2</sub>O)</b>	N.D.	52	60	N.D.	N.D.

---

<b>YESO ROJO</b>	<b>YR 1</b>	<b>YR 2</b>	<b>YR 3</b>	<b>YR 4</b>	<b>YR 5</b>
<b>Yeso (CaSO<sub>4</sub> – 2H<sub>2</sub>O)</b>	95	95	95	95	95
<b>Óxidos de hierro y titanio</b>	5	5	5	5	5

---

<b>TIONITE</b>	<b>LODO1</b>	<b>LODO2</b>	<b>LODO3</b>	<b>LODO4</b>	<b>LODO5</b>
<b>Rutilo (TiO<sub>2</sub>)</b>	40	35	34	31	32
<b>Circón (ZrSiO<sub>4</sub>)</b>	10	13	13	10	14
<b>Cuarzo (SiO<sub>2</sub>)</b>	10	13	11	13	19
<b>Óxido de hierro y titanio</b>	20	19	17	20	15
<b>Ilmenita</b>	20	20	25	26	20

### 4.3 Mineralogía

A continuación vamos a ver los resultados obtenidos por DRX para las materias primas y para los co-productos derivados del proceso industrial.

En la Tabla 5 se observa, que las muestras de ilmenita presentan una composición heterogénea [10]. Presentan distintos porcentajes de pseudorutilo y de ilmenita. Incluso la muestra de ilmenita 1, presenta un porcentaje importante de óxidos de Mg, Nb y titanio, compuesto que ninguna otra muestra de ilmenita tiene. Por el contrario las muestras de slag vemos como presentan una composición más homogénea.

A continuación en la Tabla 6 se presentan los patrones de difracción de los co-productos.

Se observa claramente como las muestras de monohidrato y de caparrosa son muy inestables. Como se puede ver una muestra tiende a perder agua de su estructura cristalina (caparrosa) [11], mientras que la otra tiende a ganar moléculas de agua en su estructura cristalina (monohidrato), hasta llegar a una configuración de 4 moléculas de agua

En el caso del yeso rojo, vemos una composición muy uniforme y lo que esperábamos, sulfato de calcio dihidratado, con cierta presencia de óxidos de hierro y titanio, que se corresponde con lo obtenido en FRX.

Por último, para el caso del tionite (lodos) vemos que presenta una composición compleja, esto es debido al factor de concentración (con 1 g de ilmenita obtenemos 0,16 g de lodos). De ahí que aparezcan compuestos que en la mineralogía de la ilmenita no aparecen, como es el caso del circón y el cuarzo.

## 6. Conclusiones y consideraciones finales

Mediante la aplicación de diversas técnicas instrumentales analíticas (FRX, DRX, ICP-MS, espectrometrías alfa y gamma con detectores de semiconductor) se han caracterizado, tanto desde el punto de vista físico-químico como radiactivo, las materias primas y co-productos procedentes de una fábrica de producción de dióxido de titanio ubicada en Huelva. Una relativa variabilidad en la composición de las materias primas ha sido encontrada y su influencia en la composición de los productos finales obtenidos.

Por otro lado, los niveles de contaminantes químicos metálicos en los co-productos están, en general, dentro de los límites establecidos aunque éstos depende mucho de la aplicación en la que se utilicen (agricultura, ingeniería civil, materiales de construcción, etc.). La caracterización físico-química realizada a los co-productos (yesos rojos, monohidrato, caparrosa y lodos o inatacados de ilmenita) da una información de gran utilidad a la hora de buscar aplicaciones comerciales de estos materiales.

El trabajo de caracterización que se ha presentado, se enmarca dentro de un proyecto de investigación para valorizar tanto los yesos rojos como los lodos. Las líneas de investigación abiertas son las siguientes:

- Se está estudiando la utilización de lodos y de los yesos rojos como aditivo del cemento, para ello se han planteado diferentes mezclas a las que se les van a medir los parámetros característicos que marca la legislación sobre recepción de cementos.
- También se está analizando la posibilidad de la mezcla de los dos co-productos para relleno de carretera, realizando también las mezclas oportunas ajustadas a norma (Orden Circular 10/2002 sobre secciones de firme).

## **7. Bibliografía**

[1] E.G. San Miguel, J.P. Pérez-Moreno, J.P. Bolívar, R. García-Tenorio, J.E. Martín,  $^{210}\text{Pb}$  determination by gamma spectrometry in voluminal samples (cylindrical geometry). Nuclear instruments & Methods in Physics Research A 493 (2002) 111-120.

[2] Riitta Pilvioé, Michael Bickel, Actinoid separations by extraction chromatography. Applied Radiation and Isotopes 53 (2000) 273-277

[3] Sahoo, P.K., Galgali, R.K., Singh, S.K., Bhattacharyee, S., Mishra, P.K., Mahanty, B.C., 1999. Preparation of titania-Rich Slag by plasma smelting of ilmenite. Scand. J. Metal. 28, 243– 248.

[4] M. Pourabdoli, Sh Raygan, H. Abdizadeh, K. Hanaei: Production of high titania slag by Electro-Slag Crucible Melting (ECSM) process. International journal of Mineral Processing 78 (2006) 175-181.

[5] United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report to the General Assembly, with annexes. New York, United Nations. 1988.

[6] United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations 2000, New York.

[7] T. Chernet. Applied mineralogical studies on Australian sand ilmenite concentrate with special reference to its behavior in the sulphate process. Minerals Engineering, Vol 12. No 5, 485-495, 1999.

[8] Rudnick et Gao (2003), Composition of the Continental Crust, Treatise of Geochemistry, vol.3, The Crust: Elsevier, 1-64.

- [9] I. Fauziah, S. Zauyah, T. Jamal: Characterization and land application of red gypsum: a waste product from the titanium dioxide industry. *The Science of the Total Environment* 188 (1996) 243-251.
- [10] Mark I. Pownceby, Graham J. Sparrow, Michael J. Fisher-White. Mineralogical characterisation of Eucla Basin ilmenite concentrates – First results from a new global resource. *Minerals Engineering* 21 (2008) 587–597.
- [11] Tong Wang, Kenneth A. Debelak, John A. Roth. Dehydration of iron (II) sulphate heptahydrate. *Thermochimica Acta* 462 (2007) 89-93.

# **CARACTERIZACIÓN DEL FONDO RADIATIVO DEL LABORATORIO DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL DEL CEDEX MEDIANTE ESPECTROMETRÍA GAMMA.**

**Raquel González de Orduña Martín**

*Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CEDEX).  
C/ Alfonso XII 3 y 5, 28014 Madrid*

## **Introducción**

Como parte del programa de vigilancia radiológica ambiental, en el Área de Aplicaciones Isotópicas del CEDEX, se realizan de forma rutinaria medidas de espectrometría gamma en muestras de aguas fluviales y costeras. Para ello, el laboratorio dispone de tres sistemas de espectrometría gamma basados en detectores de HPGe.

Para el cálculo correcto de la actividad de los radionucleidos que se analizan es necesario corregir la contribución del fondo. Por este motivo, se realizan de forma periódica medidas de espectros de fondo para los distintos detectores. El laboratorio dispone de un histórico de estos fondos medidos durante los últimos diez años. En este trabajo se presentan los resultados de sumar todos los espectros de fondo obtenidos para cada detector. En estos espectros es posible observar radionucleidos que no aparecen en los espectros de fondo rutinario que, generalmente, son de una semana de duración.

Una de las principales contribuciones al fondo radiactivo es la debida al radón y sus descendientes. En este trabajo se ha estudiado la eficacia de dos de los métodos comúnmente empleados para reducir la contribución de radón que son: la ventilación del laboratorio y la introducción de un gas inerte en el interior del blindaje.

## **Sistemas experimentales y métodos**

### **Descripción del laboratorio y detectores**

El laboratorio de espectrometría gamma del CEDEX dispone de tres detectores de germanio de la marca CANBERRA, todos ellos con geometría coaxial. Las especificaciones técnicas de estos detectores se detallan en la tabla 1.

La adquisición y análisis de los espectros se realizó con los analizadores multicanal analógico (MCA) Spectran (desde el año 1997 hasta el 2002) y GENIE 2000 de CANBERRA (desde el 2002 hasta ahora). El análisis de los espectros, consistente en: la búsqueda de picos, cálculo de área, corrección de eficiencias e identificación de fotopicos, se realiza mediante el módulo Gamma Acquisition & Analysis del sistema GENIE 2000.

	<b>Detector 1</b>	<b>Detector 2</b>	<b>Detector 3</b>
Tipo de electrodo	reverso	reverso	rango extendido
Modelo	GR2522	GR2520	GX4020
Diámetro del cristal	53mm	53mm	63mm
Longitud del cristal	49mm	61mm	55mm
Tipo de ventana	Berilio	Berilio	Berilio
Tensión de trabajo	-4500 V	-4500 V	+3000 V
FWHM	2,2 keV	2,0 keV	2,0 keV
Pico-Compton	48	49	57
Eficiencia relativa (%)	25%	25%	40%
Blindaje	Fe	Fe+Pb+Fe	Pb+Cd+Cu+ Polietileno

Tabla 1. Especificaciones técnicas de los detectores de germanio utilizados para la espectrometría gamma en los laboratorios del CEDEX.

### Método empleado para sumar espectros

La calibración canales-energía de los espectros puede variar a lo largo del tiempo debido a variaciones en la ganancia del amplificador. Por tanto, antes de realizar la suma de los espectros es necesario corregir este fenómeno para evitar el ensanchamiento de los fotopicos y el empeoramiento de la resolución energética en el espectro sumado. El método empleado para realizar esta corrección se encuentra descrito en [1] y consiste en elegir un espectro de referencia, con una calibración canal-energía dada por la siguiente ecuación:

$$E_1 = a_1 + b_1 i \quad (1)$$

El espectro que se desea modificar, para hacer que una determinada energía aparezca en el mismo canal que en el espectro de referencia, tiene una calibración canal-energía dada por la siguiente ecuación:

$$E_2 = a_2 + b_2 j \quad (2)$$

El canal  $i'$  del espectro de referencia al que corresponde la misma energía que a un canal  $j$  del espectro que se quiere cambiar es el siguiente:

$$E_2(j) = E = E_1(i) \quad i' = \frac{a_1 - a_2 + b_1 j}{b_2} \quad (3)$$

En general, este nuevo canal  $i'$  no es entero y se debe interpolar linealmente entre los valores enteros más cercanos:

$$Int(i') = i_1 \leq i' \leq i_2 = Int(i') + 1 \quad (4)$$

El número de cuentas por canal del espectro a modificar con la calibración canal-energía del espectro de referencia es el siguiente:

$$c_2(j) = \frac{b_2}{b_1} [c_1(i_1) + (i' - i_1)(c_1(i_2) - c_1(i_1))] \quad (5)$$

El número de cuentas obtenido se pasa a un número entero y se sustituye por los datos originales del espectro que se está modificando.

## Resultados y discusión

### Análisis de los espectros de fondo acumulados durante los últimos 10 años

Con el método descrito en el apartado anterior se realizó la suma de los espectros de fondo para los tres detectores de germanio. Los espectros resultantes normalizados al número de cuentas por segundo (cps) se muestran en la Figura 1.

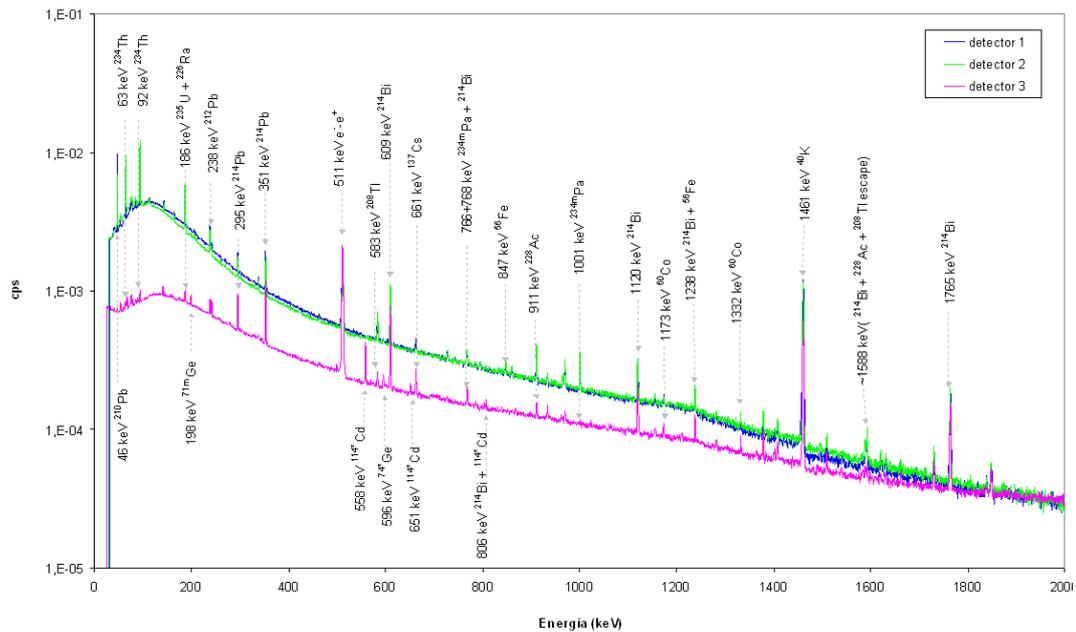


Figura 1. Espectro de fondo sumado para los detectores 1, 2 y 3.

Los espectros de los detectores 1 y 2 son similares puesto que tienen una eficiencia relativa parecida y el mismo tipo de electrodos.

El análisis de estos espectros mediante el programa GENIE 2000 ha permitido identificar los radionucleidos que se detallan en la tabla 2.

E ref. (keV)	Radio- nucleido	PE (%)	Energía D1 (keV)	cps D1 (10 <sup>-3</sup> )	Energía D2 (keV)	cps D2 (10 <sup>-3</sup> )	Energía D3 (keV)	cps D3 (10 <sup>-3</sup> )
46,54	<sup>210</sup> Pb	4,25	46,23	13,4	46,54	12,6	46,79	0,169
53,53	<sup>73m</sup> Ge	10,34	.....	.....	.....	.....	53,79	0,364
59,54	<sup>241</sup> Am	35,9	.....	.....	.....	.....	59,79	0,101
63,29	<sup>234</sup> Th	4,8	63,00	11,4	63,35	19,9	63,61	0,321
66,59	<sup>73m</sup> Ge		.....	.....	.....	.....	66,32	0,477
74,81	RX Plomo		74,55	1,498	74,87	2,054	74,95	0,378
77,11	RX Plomo		76,77	2,162	77,09	2,547	77,26	0,402
84,21	<sup>231</sup> Th	6,6	83,89	1,423	84,24	2,274	84,52	0,151
86,83	RX Plomo		87,00	0,814	87,46	0,942	87,40	0,188
87,30	RX Plomo							
92,38	<sup>234</sup> Th	2,8	92,37	15,4	92,70	27,8	92,80	0,447
92,80	<sup>234</sup> Th	2,8						
122,06	<sup>57*</sup> Fe		.....	.....	.....	.....	122,08	0,068
139,68	<sup>75m</sup> Ge	39,35	.....	.....	.....	.....	139,93	0,375
143,76	<sup>235</sup> U	10,9	143,57	1,498	143,91	2,285	143,97	0,120
159,70	<sup>77</sup> Ge	10,3	.....	.....	.....	.....	159,38	0,121
163,33	<sup>235</sup> U	5	163,08	0,868	163,54	1,132	.....	.....
186,10	<sup>226</sup> Ra	3,5	185,57	6,495	185,87	11,213	185,95	0,416
185,72	<sup>235</sup> U	57,5						
198,39	<sup>71m</sup> Ge		.....	.....	.....	.....	198,51	0,394
205,31	<sup>235</sup> U	5	205,14	0,329	205,46	0,889	.....	.....
238,63	<sup>212</sup> Pb	43,6	238,47	2,515	238,80	3,353	238,77	0,473
241,98	<sup>214</sup> Pb	7,5	241,68	0,736	241,99	0,968	242,10	0,497
278,24	<sup>64*</sup> Cu		.....	.....	.....	.....	278,32	0,111
295,21	<sup>214</sup> Pb	18,5	295,07	1,477	295,39	1,823	295,32	1,234
338,32	<sup>228</sup> Ac	11,3	338,24	0,415	338,43	0,621	338,44	0,087
351,92	<sup>214</sup> Pb	35,8	351,80	2,622	352,06	3,123	352,00	2,620
511,00	e <sup>+</sup> e <sup>-</sup>		510,88	6,592	511,03	7,598	511,03	10,877
510,77	<sup>208</sup> Tl	22,6						
558,46	<sup>114*</sup> Cd		.....	.....	.....	.....	558,48	0,667
569,70	<sup>207*</sup> Pb		.....	.....	.....	.....	569,61	0,045
583,19	<sup>208</sup> Tl	84,5	583,13	0,831	583,25	1,121	583,24	0,236

<b>E ref. (keV)</b>	<b>Radio- nucleido</b>	<b>PE (%)</b>	<b>Energía D1 (keV)</b>	<b>cps D1 (10<sup>-3</sup>)</b>	<b>Energía D2 (keV)</b>	<b>cps D2 (10<sup>-3</sup>)</b>	<b>Energía D3 (keV)</b>	<b>cps D3 (10<sup>-3</sup>)</b>
595,85	<sup>74</sup> Ge		.....	.....	.....	.....	595,97	0,130
609,31	<sup>214</sup> Bi	44,8	609,29	2,343	609,40	2,746	609,34	1,924
651,26	<sup>114</sup> Cd		.....	.....	.....	.....	651,21	0,136
661,65	<sup>137</sup> Cs	85,12	661,58	0,242	661,69	0,066	661,74	0,347
665,45	<sup>214</sup> Bi	1,29	665,59	0,055	665,82	0,073	665,34	0,049
727,33	<sup>212</sup> Bi	6,67	727,32	0,233	727,35	0,290	.....	.....
766,36	<sup>234m</sup> Pa	0,294	Los picos de Pa-234m y Bi-214				.....	.....
768,36	<sup>214</sup> Bi	4,8	están solapados en el detector 1 y 2				768,42	0,199
803,06	<sup>206</sup> Pb		.....	.....	.....	.....	803,27	0,046
805,89	<sup>114</sup> Cd		.....	.....	.....	.....	806,02	0,068
846,77	<sup>56</sup> Fe		846,75	0,139	846,85	0,264	.....	.....
911,21	<sup>228</sup> Ac	26,6	911,30	0,693	911,21	0,768	911,18	0,140
934,06	<sup>214</sup> Bi	3,03	934,03	0,088	934,17	0,144	934,08	0,080
968,97	<sup>228</sup> Ac	16,2	969,02	0,401	968,95	0,495	968,92	0,070
1001,03	<sup>234m</sup> Pa	0,59	1001,17	0,414	1001,01	0,715	1001,29	0,016
1120,09	<sup>214</sup> Bi	14,8	1120,55	0,701	1120,24	0,723	1120,27	0,446
1173,22	<sup>60</sup> Co	100	1173,46	0,090	1173,04	0,088	1173,28	0,084
1238,11	<sup>214</sup> Bi	5,86	1238,43	0,321	1238,07	0,303	1238,14	0,178
1238,28	<sup>56</sup> Fe							
1332,49	<sup>60</sup> Co	100	1332,83	0,107	1332,66	0,115	1332,49	0,094
1377,67	<sup>214</sup> Bi	3,92	1378,00	0,166	1377,76	0,211	1377,67	0,150
1407,98	<sup>214</sup> Bi	2,8	1408,40	0,104	1408,24	0,108	1407,95	0,091
1460,81	<sup>40</sup> K	10,67	1461,20	6,238	1460,77	5,261	1460,84	2,544
1509,23	<sup>214</sup> Bi	2,12	1509,81	0,067	1509,31	0,123	1509,25	0,098
1592,70	<sup>208</sup> Tl (es)		1592,97	0,250	1592,48	0,204	1592,66	0,087
1729,60	<sup>214</sup> Bi	2,88	1730,19	0,138	1729,60	0,166	1729,79	0,095
1764,49	<sup>214</sup> Bi	15,36	1765,22	0,797	1764,58	0,805	1764,67	0,602
1847,42	<sup>214</sup> Bi	2,04	1848,28	0,133	1847,55	0,100	1847,78	0,089

Tabla 2. Energías encontradas en los espectros de fondo sumados de los detectores 1, 2 y 3.

Las contribuciones al fondo pueden clasificarse en [2-5]:

- Electrónica asociada.
- Series naturales.
- Rayos cósmicos.
- Radionucleidos primordiales.
- Radionucleidos artificiales.

#### *Contribución de la electrónica*

Las regiones del espectro afectadas por ruido electrónico suelen ser las de baja energía. En la región espectral estudiada (entre 40 keV y 2000 keV) esta contribución puede considerarse despreciable.

#### *Rayos cósmicos*

Los rayos cósmicos interactúan tanto con el detector como con el blindaje y los materiales circundantes.

De la interacción de los rayos cósmicos con el detector se observan en el detector 3 una serie de líneas de distintos isótopos de germanio:  $^{73m}\text{Ge}$  (53,5 keV y 66,59 keV),  $^{75m}\text{Ge}$  (139,68 keV),  $^{77m}\text{Ge}$  (159,7 keV),  $^{71m}\text{Ge}$  (198,39 keV) y  $^{74*}\text{Ge}$  (595,85 keV). El hecho de que estas líneas de germanio sólo se observen en el detector 3 se debe a la mayor eficiencia relativa de éste y al menor fondo.

De la interacción de los rayos cósmicos con los materiales que rodean a los detectores se han observado las siguientes líneas en el detector 3:  $^{57*}\text{Fe}/^{57}\text{Co}$  (122,06 keV),  $^{64}\text{Cu}$  (278,24 keV),  $^{114}\text{Cd}$  (558,46 keV, 651,26 keV y 805,89 keV),  $^{207}\text{Pb}$  (569,7 keV) y  $^{206}\text{Pb}$  (803,06 keV). En los detectores 1 y 2 sólo se observa la línea de 846,77 keV del  $^{56}\text{Fe}$ , ya que éste es el material del que está construido su blindaje.

#### *Series naturales*

Los tres detectores presentan fotopicos correspondientes a los principales radionucleidos de las series naturales del  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  y  $^{232}\text{Th}$ .

De la serie del  $^{238}\text{U}$  se observan, en los tres detectores, fotopicos correspondientes a los principales radionucleidos de esta serie ( $^{234}\text{Th}$ ,  $^{234m}\text{Pa}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ). En general el número de cuentas por segundo (cps) en los detectores 1 y 2 es aproximadamente dos órdenes de magnitud mayor que en el detector 3. En cambio, para los descendientes del radón:  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$  se observan en los tres detectores con aproximadamente el mismo número de cps. Esto indica que el origen de este fondo está en el propio radón ambiental.

Los principales radionucleidos de la serie del  $^{232}\text{Th}$  ( $^{228}\text{Ac}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$  y  $^{208}\text{Tl}$ ) se observan en los tres detectores, pero el número de cps en los detectores 1 y 2 es aproximadamente 5 veces mayor que en el detector 3.

De la serie del  $^{235}\text{U}$  sólo se observan fotopicos de  $^{235}\text{U}$  y  $^{231}\text{Th}$  en los tres detectores pero con una diferencia en el número de cps de un orden de magnitud mayor en los detectores 1 y 2 respecto al detector 3.

#### *Radionucleidos primordiales*

El fotopico de 1460,81 keV del  $^{40}\text{K}$  está presente en los tres detectores. Para el detector 3 este fondo es aproximadamente 2,5 veces inferior al de los detectores 1 y 2, debido a la diferencia en el tipo de blindaje.

#### *Radionucleidos artificiales*

En los tres detectores se observan trazas de  $^{137}\text{Cs}$  (661,65 keV),  $^{60}\text{Co}$  (1173,22 y 1332,49 keV) y  $^{241}\text{Am}$  (59,54 keV). La presencia de estas líneas sólo puede ser debida a contaminación, debido al uso de patrones o muestras que contengan estos radionucleidos. Este fondo debe ser tenido en cuenta cuando se cuantifican muestras que contengan estos isótopos.

### **Comparación de dos métodos para la reducción de la contribución del radón al fondo.**

Una de las principales contribuciones al fondo radiactivo siempre es la debida al radón ( $^{222}\text{Rn}$ ), cuyos principales descendientes emisores gamma son el  $^{214}\text{Pb}$  y el  $^{214}\text{Bi}$ . Esta contribución depende mucho de la ubicación del laboratorio, del terreno, condiciones de ventilación, condiciones atmosféricas y época del año. En laboratorios por debajo del nivel del suelo, como es nuestro caso, los principales métodos para reducir la concentración de radón consisten en ventilar el laboratorio mediante un sistema que introduzca aire del exterior o introducir un gas inerte en la cámara de recuento del detector [2, 3]. En este último caso es corriente emplear el propio nitrógeno que se evapora del criostato del detector.

Para el detector 3 se han estudiado ambos métodos. En la tabla 3 se comparan el número de cuentas por segundo medidas para los fotopicos de  $^{214}\text{Pb}$ (351,9 keV),  $^{214}\text{Bi}$  (609,3 keV) y para el pico de aniquilación, que sirve de referencia al permanecer constante. Estos tres fotopicos se miden en las siguientes situaciones: 1) cuando se encuentra funcionando el sistema de ventilación, 2) cuando se utiliza el nitrógeno evaporado para desplazar el radón en el interior del blindaje, y 3) cuando no se emplea ninguno de estos dos métodos. cuando se utiliza el nitrógeno evaporado para desplazar el radón en el interior del blindaje y cuando no se emplea ninguno de estos dos métodos.

Como se aprecia en la tabla ambos métodos por separado son igualmente efectivos para la reducción de la contribución del radón al fondo radiactivo, permitiendo la reducción de éste en un factor 3.

	Sin ventilación ni nitrógeno	Con nitrógeno	Con ventilación
cps ( $^{214}\text{Pb}$ 352 keV)	0,006	0,002	0,002
cps ( $^{214}\text{Bi}$ 609 keV)	0,005	0,002	0,002
cps ( $e^-e^+$ 511 keV)	0,011	0,012	0,011

Tabla 3. Número de cps para distintos fotopicos medidos con el detector 3 en las siguientes situaciones: cuando se encuentra funcionando el sistema de ventilación,

## Conclusiones

El análisis de los espectros de fondo acumulados a lo largo de los últimos 10 años ha permitido caracterizar de forma muy precisa el fondo radiactivo para los distintos detectores de espectrometría gamma de que dispone el Área de Aplicaciones Isotópicas.

El efecto del blindaje en el fondo se pone de manifiesto en las diferencias en el número de cps que presentan los tres detectores. Sin embargo, para los descendientes del radón se encuentran las mismas cps para los tres detectores, lo cual confirma que esta contribución es debida al radón presente en el laboratorio.

La mayor eficiencia relativa del detector 3 y su menor fondo hacen que en éste estén presentes un mayor número de fotopicos cuyo origen es la interacción de la radiación cósmica con el detector y los materiales que rodean a éste.

Las trazas de contaminación encontradas en los tres detectores se deben tener en cuenta cuando se cuantifican muestras que tengan también estos radionucleidos.

Se ha comprobado que, mediante un buen sistema de ventilación o mediante la introducción de nitrógeno en el interior del blindaje, es posible reducir en un factor 3 la contribución del radón al fondo radiactivo.

## Referencias

1. Bossew, P., *A very long-term HPGe-background gamma spectrum*. Applied Radiation and Isotopes, 2005. **62**(4): p. 635-644.
2. Gilmore, G. and Hemingway, J. *Practical gamma ray spectrometry*. 1995, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley & Sons.
3. Nuñez-Lagos, R. and Virto, A. *Shielding and background reduction*. Applied Radiation and Isotopes, 1996. **47**(9-10): p. 1011-1021.
4. Gehrke, R.J. and Davidson, J.R. *Acquisition of quality gamma-ray spectra with HPGe spectrometers*. Applied Radiation and Isotopes, 2005. **62**(3): p. 479-499.
5. Debertin, K. and Helmer, R.G. *Gamma and X-ray spectrometry with semiconductor detectors*. 1988, Amsterdam: Elsevier Science.

# **ESTUDIO Y TRATAMIENTO DE DATOS DE PRECIPITACIÓN EN LA PENÍNSULA IBÉRICA, FRENTE A RESULTADOS DE INVENTARIO DE Cs-137.**

**Ángela Caro Benito<sup>1</sup>, Héctor Alejandro Cartas Aguila<sup>1</sup>, Manuel Barrera Izquierdo<sup>1</sup>, Fernando Valiño<sup>1</sup>, Kontxi Olondo<sup>2</sup>**

*(1) Laboratorio de Radiactividad Ambiental y Vigilancia Radiológica. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), Avda. Complutense, 22. 28040-MADRID*

*(2) Dpto. Ingeniería Nuclear y Mecánica de Fluidos. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Bilbao. Universidad del País Vasco, C/ Alameda de Urquijo s/n. 48013-BILBAO*

## **Abstract**

La ponencia presenta parte del trabajo realizado dentro del proyecto “Contenido y migración de radiocesio y radioestroncio en suelos españoles”, financiado por el CSN. El trabajo ha consistido en el estudio y posterior tratamiento de los datos de precipitaciones en la Península Ibérica (proporcionadas por el INM) y el inventario de actividad de Cs-137 obtenido en 30 perfiles de suelo español. Se procesaron los datos de lluvia durante el período 1950-1980 correspondientes a 778 estaciones meteorológicas distribuidas por todo el territorio español y se determinó la precipitación media anual y en particular la precipitación media anual en la década de los años sesenta (período de máxima incorporación de Cs-137 a la atmósfera debido a las pruebas de armamento nuclear) para cada estación.

Estos datos se consideran como variables geoestadísticas y se introducen en el sistema de información geográfico utilizado (ArcGis), mediante sus coordenadas UTM, para su posterior tratamiento. Una vez comprobada la existencia de una correlación entre las variables, se realizará posteriormente la interpolación de datos de inventario de actividad de Cs-137, a través de los datos de precipitación, necesaria para obtener una distribución del inventario de actividad de Cs137 en la península y presentar dicha información en el Sistema de Información Geográfica.

## **Introducción**

En el caso eventual de una liberación de material radiactivo al medio ambiente, su depósito deberá evaluarse con relación a los niveles de fondo existentes. Por tanto, es necesario tener bien establecido el contenido de radionucleidos artificiales depositados previamente, así como los parámetros que gobiernan su transferencia entre los diferentes compartimentos de la biosfera en cada región específica

La ponencia presenta el trabajo realizado dentro del proyecto de colaboración CIEMAT/DMA y UPV/EHU “Contenido y migración de radiocesio y

radioestroncio en suelos españoles” ”, financiado por el Plan de I+D del Consejo de Seguridad Nuclear, relativo al estudio y tratamiento de datos de precipitación en el suelo español de la península ibérica y la correlación existente con los resultados de Inventario de Actividad de Cs-137, para su posterior introducción en un Sistema de Información Geográfico y realización de una superficie de predicción de actividad de Cs-137 en suelos españoles.

### **Métodos y Cálculos.**

#### *Datos de inventario de Cs-137*

Para establecer la red de puntos de muestreo se ha estudiado la distribución de suelos en la España peninsular mediante:

- Base de datos de suelos junto con el índice de vulnerabilidad asociado a algunos puntos.
- Clasificación del suelo según la terminología de la FAO 1974.
- Mapa de Suelos de la Comunidad Europea.
- Sistema Español de Información de Suelos sobre Internet SEISnet, catálogo de suelos de Extremadura, Dep. de Edafología de la Est. Experimental Aula Dei, (búsqueda de puntos de muestreo caracterizados edafológicamente y no perturbados en los últimos 50 años).
- Instituto Nacional de Meteorología (pluviometría; establecimiento de un banco de datos con información mensual -897 estaciones- y diaria -876 estaciones).

Como resultado se ha establecido una distribución espacial homogénea de cuadrantes ( $\approx 150 \times 150$  km) y se han asociado los datos sobre tipo de suelo, caracterización edafológica y estaciones meteorológicas cercanas ( $< 10$  km) con datos pluviométricos desde 1950 (127 estaciones).

Partiendo de 1617 puntos con índice de vulnerabilidad asociado y las 127 estaciones meteorológicas, se ha establecido una malla de 30 cuadrantes donde se han seleccionado las estaciones de muestreo que reúnen las condiciones necesarias de caracterización y en suelos representativos de los mayoritarios de la península (cubriéndose el 85%). Se han seleccionado, además, estaciones en las zonas de influencia de las CCNN operativas.

Las coordenadas UTM para cada punto de muestreo elegido se han situado en un mapa de la península a través de un Sistema de Información Geográfico (SIG), obteniéndose la distribución que se ve en la figura 1

La siguiente tabla presenta los resultados de inventario de actividad ( $\text{Bq/m}^2$ ) obtenidos en cada punto de muestreo

CODIGO	PROVINCIA	ACTIVIDAD (Bq/m <sup>2</sup> )	INCERTIDUMBRE (Bq/m <sup>2</sup> ) (k=2).
C01	La Coruña	2132	
LE02	León	2711	29
P03	Palencia	1493	
BI04	Bilbao	2518	
NA05	Navarra	928.	25
HU06	Huesca	5859	47
ZA07	Zamora	1505	25
VA08	Valladolid	988	
SO09	Soria	1090	20
Z10	Zaragoza	2518	
ASCO11	Tarragona	1154	
B12	Barcelona	2362	64
CC13	Cáceres	2595	36
SA14	Salamanca	799	47
M15	Madrid	1213	
TE16	Teruel	358	
T17	Tarragona	1004	42
CC18	Cáceres	2359	82
BA19	Badajoz	1476	
CR20	Ciudad Real	1227	
V21	Valencia	1112	15
V22	Valencia	614	
BA23	BADAJOZ	994	
CO24	Córdoba	1404	96
J25	Jaén	2069	20
MU26	Murcia	1939	
CA28	Cádiz	2560	
MA29	Málaga	896	112
GR30	Granada	632	41
GAROÑA04	Burgos	610	59
ALMARAZ14	Salamanca	901	
TRILLO15	Guadalajara	1493	71
COFRENTES21	Valencia	4055	118



Fig.1. . Distribución de los 34 puntos de muestreo, que incluyen las zonas de influencia de las centrales nucleares

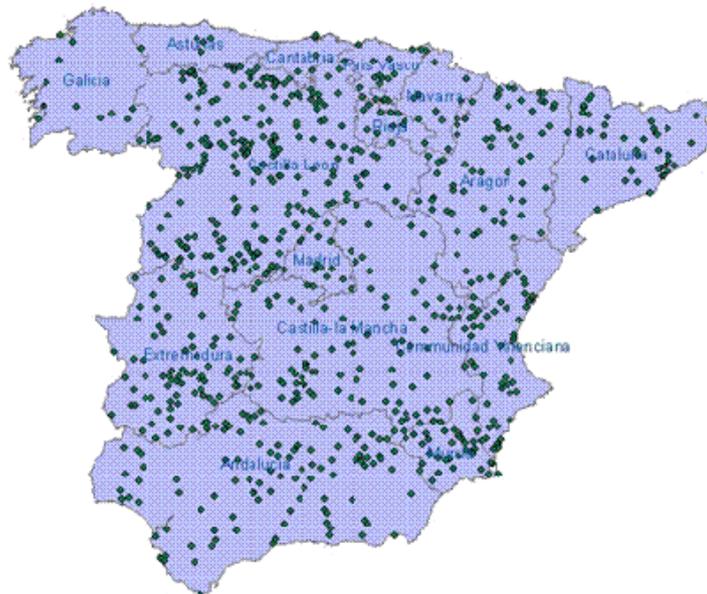


Figura 2: Situación de estaciones meteorológicas

Para poder obtener una estimación del depósito de Cs-137 en toda la península, se parte de los datos de inventario de Cs-137 obtenidos en los 34 puntos de muestreo, y se realiza una interpolación para obtener una superficie de predicción de inventario de Cs-137. El SIG utilizado proporciona la herramienta de análisis geoestadístico que permite analizar la estadística y correlaciones de las variables involucradas en el estudio, para los distintos métodos de interpolación usados.

Para realizar una interpolación más representativa y que la superficie de predicción resultante sea mejor se utiliza una segunda variable: la precipitación, de la que se dispone de 778 puntos con valor. La relación de la precipitación con el depósito de materias procedente de la atmósfera esta documentado por numerosos autores (Coughtrey y Thorne; 1983)), Isaksson (2001).

#### *Datos meteorológicos*

Los datos de pluviometría se obtuvieron del Instituto Nacional de Meteorología. Se procesaron 263.735 registros, con datos de 778 estaciones meteorológicas, repartidas por toda la geografía española en un periodo de tiempo que abarca desde 1950 hasta 1980. Se revisó la integridad de los datos, se determinó el promedio anual para cada estación, a partir de estos valores promedio se determinó la precipitación media anual para todo el período, la precipitación media anual en la década de los años 60 y la precipitación media anual en el período 1950. Con todos los resultados obtenidos se conformó una base de datos para ser utilizada en distintos modelos ensayados. Inicialmente se ha trabajado con el promedio anual total. Los promedios de precipitación en la década de los 50 y 60 se utilizarán posteriormente para evaluar la incidencia del fall-out.

Se sitúan las coordenadas UTM de cada estación meteorológica en un mapa de la península a través de un Sistema de Información Geográfico, como se observa en la siguiente figura.

#### *Métodos de interpolación: Kriging y Cokriging*

El Sistema de Información Geográfico utilizado permite analizar la estadística y correlaciones de las variables involucradas en el estudio mediante su herramienta de análisis geoestadístico, también facilita la realización de interpolaciones con método *kriging* y *cokriging*.

*Kriging* es un método geoestadístico de estimación de puntos, a partir de otros con valor conocido de la variable considerada, que utiliza un modelo de variograma, y está basado en modelos estadísticos que incluyen autocorrelación y permite explorar las características de variabilidad espacial

A través de la nube de puntos que forma el semivariograma se ajusta el modelo obteniéndose el semivariograma empírico, similar a la recta proporcionada en un análisis de regresión por mínimos cuadrados y que cuantifica la autocorrelación espacial.

*Cokriging* es un método de modelado de superficies, similar al Kriging, en el que la superficie de predicción realizada a través de una variable primaria es mejorada por una variable secundaria de la que se poseen más datos, siempre que exista una correlación entre ellas.

Se realiza análisis geoestadístico univariante (método *kriging*) para cada una de las variables involucradas en el estudio: precipitación e inventario de Cs-137 y se obtiene el semivariograma empírico (y la covarianza) de la figura 3 en el que se observa que la variabilidad espacial para los datos de precipitación se ajusta más a la línea del modelo teórico que para los datos de inventario de Cs-137.

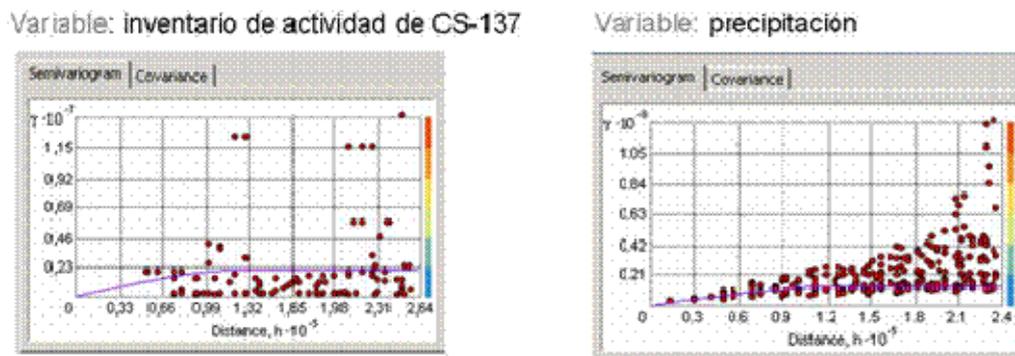
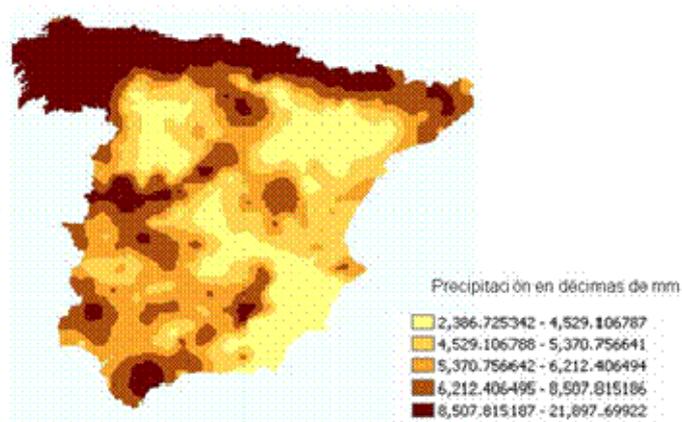


Figura 3: Semivariogramas

De la observación de los resultados estadísticos se concluye la posibilidad de realizar un mapa de predicción de precipitaciones (Fig.4) que se ajuste a los datos medidos, sin embargo para realizar una superficie de predicción de inventario de Cs-137 es necesario realizar un análisis geoestadístico multivariante (método *cokriging*) y establecer las correlaciones entre las variables a través de la covarianza cruzada. Aunque es posible el análisis de todo el conjunto de datos, los resultados preliminares indican la conveniencia de la realización de un estudio por zonas peninsulares con régimen de precipitación similar. Así se ha subdividido el territorio peninsular español en 3 zonas: NO, E, y CS. En la figura 5 y 6 vemos el análisis de covarianza cruzada realizado para el modelo propuesto con el método *cokriging* de interpolación. Y la estadística asociada para la zona NO, E, y S por separado.



Mapa de predicción de precipitaciones.

Figura 4: Superficie de predicción precipitación realizado a través de interpolación de datos con método kriging

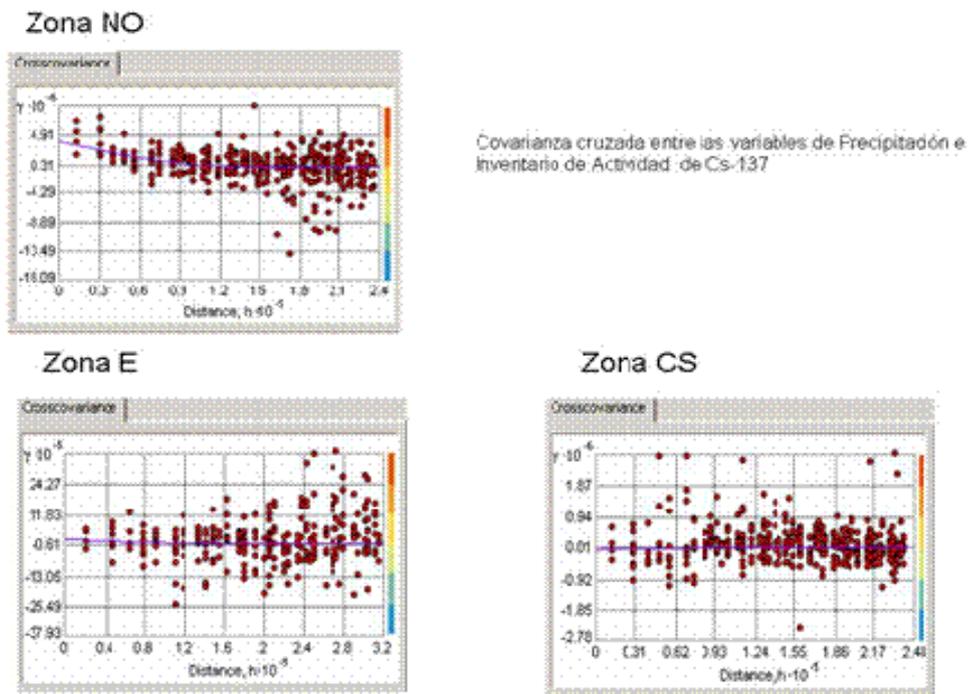
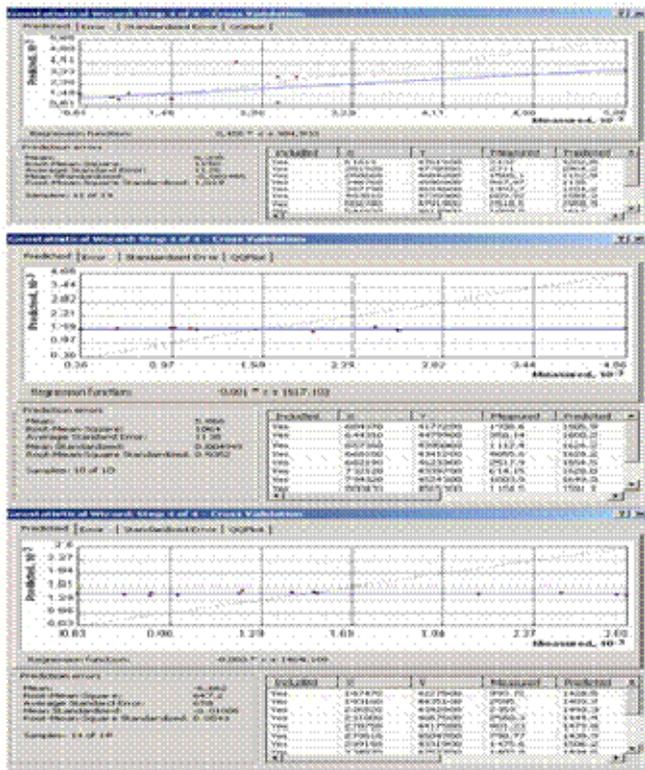


Figura 5: Covarianza cruzada para las variables inventario de Cs-137 y precipitación en las tres zonas geográficas en que se subdivide la



Estadística asociada a las superficies de predicción interpoladas

Zona N

Zona E

Zona CE

Figura 6: Estadística asociada a las interpolaciones realizadas

## Conclusiones

La metodología desarrollada ha proporcionado un modelo representativo de la distribución espacial del depósito global de Cs-137 en el territorio español de la península,

La utilización del método *cokriging* de predicción ha resultado ser apropiado para, con los datos disponibles, realizar un mapa de los niveles de fondo de Cs-137 en el suelo español, que permitirá, en el caso eventual de una liberación accidental de este radionucleido al medioambiente, establecer la magnitud del depósito y su evolución en el suelo

La implementación de los resultados del proyecto en un Sistema de Información Geográfica permite una rápida visualización de la zona de estudio, y su información asociada (niveles de fondo, características geográficas, etc.) lo cual facilitará las acciones de remedio a establecer en situación post-accidente.

## Referencias

- Using geostatistical analyst. ArcGis9.2 ESRI (2003-2004)
- Memoria científico-técnica del proyecto. Convocatoria de Subvenciones de Proyectos de Investigación del CSN (2004).
- Distribution and cumulative deposition of  $^{137}\text{Cs}$  in soils from northern Spain. M.L. Romero, M. Herranz, M. Barrera, K. Olondo, F. Valiño, R. Idoeta, R. García y F. Legarda. International Conference on Environmental Radioactivity: From Measurements and Assessments to Regulation. Viena (Austria). 23-27 Abril 2007.
- Proyecto de colaboración CIEMAT-UPV: “Contenido y migración de radiocesio y radioestroncio en suelos españoles”. CIEMAT/DMA/DMAR/URAVR/06/07. Oct.2007
- Almgren, S., Nilsson, E., Erlandsson, B., Isaksson, M. GIS supported calculations of  $^{137}\text{Cs}$  deposition in Sweden based on precipitation data. Science of the Total Environment 368 (2006)
- Coughtrey, P.J., Thorne, M.C. (1983) “Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic Ecosystem. A critical review of data” Vol.1
- Isaksson, M.; Erlandsson, B.; Mattson, S. A 10-years study of the  $^{137}\text{Cs}$  distribution in soils and a comparison of Cs soil inventory with precipitation determined deposition. J. Environ. Radioactivity 2001,55,47-59

# DETERMINACIÓN CONSISTENTE DE LA ACTIVIDAD BETA EN MUESTRAS DE AGUA MEDIANTE DETECTOR PROPORCIONAL

**Beatriz Salinas Rodríguez**

*Laboratorio de Radiaciones Ionizantes, Universidad de Salamanca  
C/ del Parque, 1. SALAMANCA*

## 1. Resumen

La medida de la actividad beta en una muestra requiere, por una parte, la preparación de la fuente mediante un método que proporcione valores de la actividad reproducibles y por otra, la determinación de la eficiencia aplicada a la medida. Para el cálculo de la eficiencia se suele recurrir a una curva de la eficiencia frente a masa final de la muestra en la fuente dado que, en general, partir de una misma cantidad de la muestra no implica que al final del proceso de preparación esta siempre sea igual.

En el estudio que se presenta se ha realizado el cálculo experimental de la eficiencia para la medida de aguas, tanto potables como superficiales, con diferentes orígenes dentro de la provincia de Salamanca: el entorno de la instalación Quercus en Saelices el Chico (Salamanca), la fábrica de elementos combustibles de uranio de Juzbado (Salamanca) y el punto de muestreo de aguas potables para el proyecto REM en la ciudad de Salamanca. Dichas muestras acuosas han sido preparadas mediante un proceso de evaporación a sequedad sobre plancheta de acero inoxidable, tomando diferentes volúmenes de partida: 750ml, 1000ml, 1500ml y 2000ml; con el fin de construir las curvas de eficiencia que la sistemática de los resultados nos permita.

Los resultados obtenidos muestran que, partiendo de muestras de origen natural para preparar las fuentes de calibración, incluso cuando el origen de la muestra es el mismo, las eficiencias resultantes presentan fluctuaciones superiores a las asociadas a las fuentes de incertidumbre consideradas (preparación de fuente, actividad patrón y estadística de conteo). Esto implica que el uso de curvas de calibración no es adecuado y que es necesario calcular la eficiencia de la medida cada vez que se mide una fuente para obtener valores de la actividad consistente con los presentes en la fuente, como se demuestra en este trabajo.

## 2. Introducción

El objetivo del estudio fue calibrar el detector de flujo proporcional CANBERRA MODEL 2404 y establecer la curva de eficiencias empleando muestras de sedimentos acuosos analizados en el Laboratorio de Radiaciones Ionizantes para la vigilancia de contaminación medioambiental.

Durante el proceso experimental de preparación de muestras, las aguas a analizar fueron marcadas con disoluciones patrón de Estroncio (Sr-90) para optimizar la

determinación de la efectividad de las mismas. El hecho de que el Sr-90 presente un equilibrio secular afecta a las actividades de tal forma que la actividad del radionúclido hijo llega a ser igual a la actividad del padre, por lo que podemos considerar que la actividad total de la disolución marcadora será igual a dos veces la actividad del Sr-90 (radionúclido padre)

Con respecto al sistema contador, para el estudio de las muestras se ha utilizado un detector de flujo proporcional CANBERRA Model 2404 diseñado especialmente para la medida de bajas actividades en medidas medioambientales como las analizadas en este estudio. Cuando los detectores de ionización gaseosos son usados para propósitos de control radiológico, la manera en la que la respuesta (cuantificación de la producción de ión-par) depende de la energía, de la cuantificación y/o tipo de radiación deber de ser conocida y calibrada. Factores como la medida y configuración del detector, la presión y composición del gas, la intensidad del voltaje asociada a los electrodos, el material de construcción, el tipo de radiación, la cuantificación de la radiación y la energía de la misma pueden afectar a la respuesta del detector. Debido a ello, para asegurar que la respuesta es la adecuada buscamos la optimización de todos estos factores, formando así parte del proceso experimental la calibración de los parámetros como son el voltaje de operación, la curva de plató o la ventana de discriminación.

### 3. Metodología

Para llevar a cabo este estudio se ha realizado el cálculo experimental de la eficiencia para la medida de aguas, tanto potables como superficiales, con diferentes orígenes dentro de la provincia de Salamanca: el entorno de la instalación Quercus en Saelices el Chico (Salamanca), la fábrica de elementos combustibles de uranio de Juzbado (Salamanca) y el punto de muestreo de aguas potables para el proyecto REM en la ciudad de Salamanca. Según el punto de origen de las muestras éstas siguieron tratamientos diferentes:

#### 3.1. Tratamiento para aguas REM y Quercus:

Para abarcar un mayor rango de muestras, se estudian aguas de distintas localizaciones y épocas. Las aguas empleadas fueron:

AP0903R	AS103Q
AP1201R	AS102Q
AP1001R	AS202Q
AP0204R	AS203Q
AP0503R	AS204 Q

En la nomenclatura empleada, con respecto a las letras, las dos primeras indican si se trata de aguas potables, AP, o superficiales, AS, y la última la fuente de origen; R para REM y Q para Quercus. Con respecto a los dígitos los dos últimos

representan el año (04 indica 2004) y los restantes, en Quercus el semestre y en REM el mes de muestreo (1 en Quercus indica que es del primer trimestre y 02 en REM que es de enero).

El tratamiento llevado a cabo comienza con una primera etapa en la que se concentran 30 l de muestra inicial mediante evaporación hasta obtener 50 ml de disolución concentrada, que serán introducidos en un bote duquesa de 60 ml para su almacenaje (ya que trabajamos con muestras de diversos años) y protección. A la hora de trabajar con las muestras se toma el contenido de los botes, se introduce en un vaso de precipitado y se calienta en estufa calefactora con agitación constante para homogeneizar. La disolución resultante se vierte en un matraz Erlenmeyer de 100 ml, completando el volumen con agua desionizada. De estos nuevos 100 ml se toman 25 ml (correspondientes a 7,5 l de aguas originales) con una pipeta de cristal y se trasvasan a un vaso de precipitado para agitar nuevamente. A esta fracción trasvasada se le añade 1ml de disolución marcadora de Sr-90 con actividad certificada de 56,7 Bq/mg por el CIEMAT. Para cubrir un amplio rango de cantidades de sedimentos se preparan planchetas que contengan cantidades correspondientes a 750, 1000, 1500 y 2000ml de aguas originales. Estos volúmenes se tomarán de la disolución marcada, por lo que deberemos establecer una relación:

Cantidad de agua original (ml)	Cantidad correspondiente de disolución preparada (ml)
750	2.60
1000	3.47
1500	5.20
2000	7.00

Los volúmenes correspondientes a las aguas originales son tomados con pipetas previamente calibradas y transferidos a planchetas de acero inoxidable. Dichas planchetas se colocan sobre estufas (de temperaturas comprendidas entre 40° y 28°) a fin de evaporar la muestra hasta sequedad durante aproximadamente 5 horas. Finalmente estas planchetas se introducen en placas Petri de plástico que las protegen de agentes externos y se introducen en nuestro detector para su medición.

### **3.2. Aguas de Juzbado:**

El tratamiento de estas aguas es muy semejante al llevado a cabo en las muestras anteriores con la diferencia de que en este caso las aguas originales no son preconcentradas; en el primer paso no se toman 60 ml de aguas tratadas (procedentes de 30 litros de aguas originales) sino 800 ml de aguas originales. Así pues este volumen de agua original se calienta en estufa calefactora con ayuda de agitador magnético hasta obtener un volumen final de 10 ml (en vez de los 100 obtenidos en el proceso anterior). Esta nueva disolución es marcada con 0,1 ml de

la disolución de Sr-90 anteriormente empleada, utilizando para ello una pipeta automática NICHIRYO Model 5000F también calibrada.

A partir de estas disoluciones concentradas y marcadas se preparan planchetas de 400 y/ó 600 ml. Así pues los volúmenes transferidos a la plancheta (con ayuda de micropipetas automáticas y calibradas) serán para cada tipo:

Cantidad de agua original (ml)	Cantidad correspondiente de disolución preparada (ml)
400	5,05
600	7,58

Mediante este procedimiento a partir de 13 muestras procedentes de aguas de Juzbado distintas se prepararon 18 planchetas que fueron finalmente desecadas frente a un radiador, introducidas en placas Petri y medidas en el detector.

Dentro del apartado de preparación habría que hacer especial mención a la etapa de calibración, tanto de las pipetas automáticas empleadas como del detector y sus parámetros más importantes; la ventana discriminatoria, el voltaje de operación o el tiempo de medida, cuyas optimizaciones aseguran una disminución de los errores en los resultados.

#### 4. Resultados:

La actividad de la muestra es la suma de la actividad de la disolución marcadora y de los sedimentos acuosos, donde la actividad de la disolución marcadora será de mayor magnitud y por lo tanto contribuirá en mayor medida.

##### 4.1. Actividad de la disolución marcadora:

En el caso de las aguas provenientes de REM y QUERCUS la actividad de la disolución marcadora vendrá dada por las ecuaciones siguientes:

$$A_D = a(t) \cdot V_D \quad [1]$$

$$V_D = \frac{(1ml)}{(25ml + 1ml)} \cdot (V_{plancheta}) \quad [2]$$

Para el caso de las aguas procedentes de Juzbado la ecuación [2] sufre modificaciones con respecto a los volúmenes:

$$V_D = \frac{[0.1ml]}{[10ml] + [0.1ml]} \cdot ([V_{plancheta1}] + [V_{plancheta2}]) \quad [3]$$

Dónde:

$A_D$  ---- actividad de la disolución marcadora en la plancheta.

$a(t)$  ---- actividad de la disolución marcadora por unidad de volumen al tiempo t.

$V_D$  --- volumen de la disolución en la plancheta.

$V_{plancheta}$  ----- volumen, medido en ml, de la alicuota transferida a la plancheta (2.60, 3.46, 5.2, 7.00).

La actividad de la disolución de Sr90 esta certificada por el CIEMAT como:

$$a_{Sr}(0) = (56.7 \pm 0.1) \text{ Bq/ml}$$

Como ya indicamos anteriormente, el Sr90 presenta un equilibrio secular con su radionuclido hijo, el Y90, por lo que la actividad final de la disolución marcadora es dos veces la actividad del Sr90.

$$a(t) = 2 \cdot a_{Sr}(0) \cdot e^{\frac{-\ln 2 \cdot t}{T_{1/2}}}$$

Con las variables:

$a(t)$  -- actividad de la disolución marcadora por unidad de volumen a un tiempo  $t$ .

$a_{Sr}(0)$  -- actividad por unidad de volumen de la disolución de Sr90 a 1 de marzo de 2006.

$T_{1/2}$  -- tiempo de vida media del elemento en cuestión; en este caso 28.78 años.

#### 4.2. Actividad de los sedimentos acuosos:

La actividad de los sedimentos acuosos depende de la cantidad de sedimentos en la plancheta y de la actividad de los mismos.

La actividad procedente de los sedimentos acuosos en la plancheta,  $A_w$ , es calculada simplemente como el producto entre el volumen de agua en la plancheta,  $V_w$ , y la actividad por unidad de volumen de la muestra específica de agua,  $a_{sample}$

$$A_w = V_w \cdot a_{sample}$$

En dicha ecuación el  $V_w$  característico de cada tipo de muestra debido al proceso de preparación y esto se pondrá de manifiesto en las ecuaciones empleadas en el cálculo de actividades.

##### 4.2.1 Muestras REM y Quercus:

Las ecuaciones resultantes teniendo en cuenta los 30 l iniciales son:

$$\begin{aligned} A &= A_D + A_W \\ A &= 2 \cdot a_{Sr}(0) \cdot e^{\frac{-\ln 2}{T_{1/2}} \cdot t} \cdot \frac{[1\text{ml}]}{[25\text{ml}] + [1\text{ml}]} [V_{planchet}] \\ &\quad + a_{sample} \cdot 30 \cdot 10^3 \text{ml} \cdot \frac{[25\text{ml}]}{[100\text{ml}]} \frac{[V_{planchet}]}{[25\text{ml}] + [1\text{ml}]} \end{aligned}$$

##### 4.2.2 Muestras Juzbado:

Para las muestras de Juzbado los volúmenes de partida son de 800 ml, obteniéndose las ecuaciones:

$$A = A_D + A_W$$

$$A = 2 \cdot a_{Sr}(0) \cdot e^{-\frac{\ln 2}{T_{1/2}} \cdot t} \cdot \frac{[0.1\text{ml}]}{[10\text{ml}] + [0.1\text{ml}]} ([V_{\text{planchet},1}] + [V_{\text{planchet},2}])$$

$$+ a_{\text{sample}} \cdot 800\text{ml} \cdot \frac{[V_{\text{planchet},1}] + [V_{\text{planchet},2}]}{[10\text{ml}] + [0.1\text{ml}]}$$

### 4.3. Eficiencias:

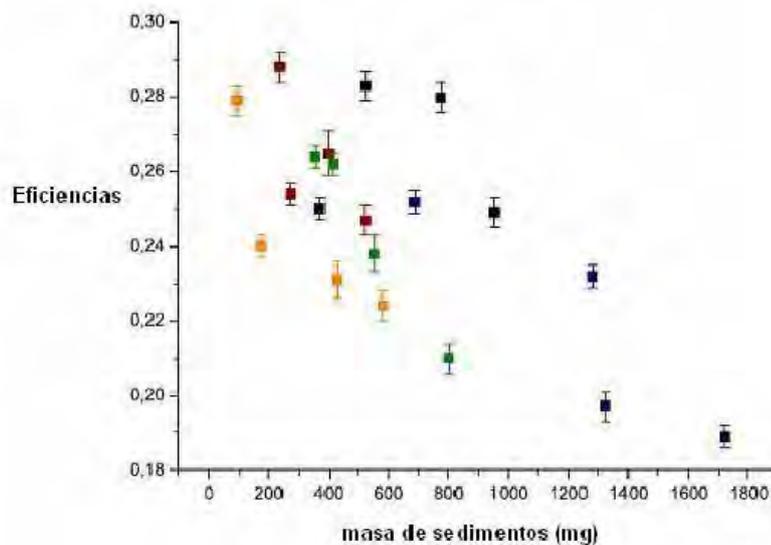
Una vez calculadas las actividades de cada plancheta, la eficiencia del contador es la relación entre las actividades medidas y la verdadera actividad:

$$\mathcal{E} = \frac{A_{\text{medida}}}{A_{\text{verdadera}}}$$

Las medidas de las actividades de las muestras fueron llevadas a cabo en el detector CANBERRA model 5000V durante un tiempo de medida de 120 minutos. El fondo fue medido dos veces, una primera anterior a la primera medida realizada y una segunda posterior a la última medida muestral. Durante las medidas el contador trabajaba con un voltaje de 1650 V y una ventana discriminatoria con una ventana máxima de disco de 1000 V.

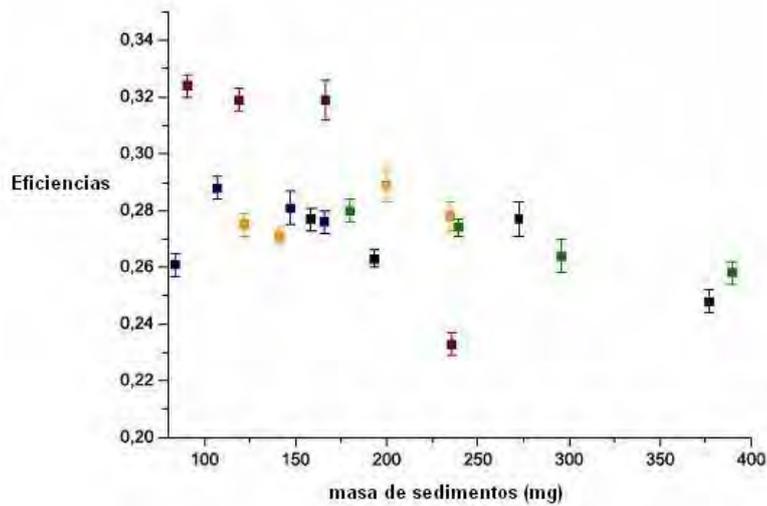
Como hemos aclarado desde un principio, el objetivo del estudio es establecer la dependencia de la eficiencia de detector con el grosor de la masa de las muestras en las planchetas.

Las muestras procedentes de Quercus dieron lugar a la gráfica en la que se representa la eficiencia frente a la masa del sedimento acuoso. Se establecen diferentes colores para cada serie de cuatro planchetas con la misma muestra de agua:



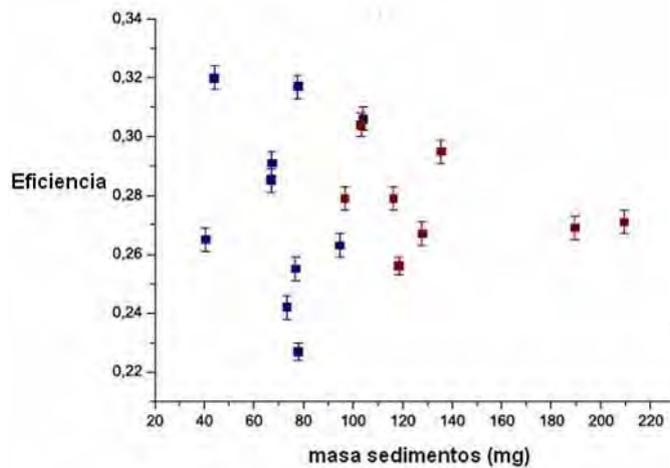
Gráfica 1. Eficiencia de aguas

Las curvas de eficiencias de REM presentaron la siguiente morfología, gráfica 2, dónde los distintos colores corresponden a cada serie de cuatro planchetas con sedimentos de la misma muestra de agua



Gráfica 2. Eficiencia de aguas REM

Finalmente, la representación de las eficiencias frente a la masa de los sedimentos procedentes de Juzbado depositados en planchetas da lugar a la gráfica 3. Los distintos colores corresponden a las planchetas que presentan 400 ml y 800 ml de aguas originales respectivamente.



Gráfica 3. Eficiencia de aguas

**Conclusiones:**

Como podemos ver, ninguna de las representaciones da lugar a una curva definida si consideramos todos los puntos en conjunto, sino que los datos se distribuyen aleatoriamente. En nuestra opinión esto nos muestra que, como ya vinimos anunciando, partiendo de muestras de origen natural para preparar las fuentes de calibración, incluso cuando el origen de la muestra es el mismo, las eficiencias resultantes presentan fluctuaciones superiores a la asociadas a las fuentes de incertidumbre consideradas (preparación de fuente, actividad patrón y estadística de contaje). Esto implica que el uso de curvas de calibración no es adecuado por lo que es necesario calcular la eficiencia de la medida cada vez que se mide una fuente para obtener valores de la actividad consistente con los presentes en la fuente.

***ANEXOS***

## RELACIÓN DE PARTICIPANTES

APELLIDOS NOMBRE	CENTRO	CIUDAD
Abarrategui Rodríguez José Alberto	TECNASA	Madrid
Aguilar i Anguera Carme	Universidad Rovira i Virgili	Tarragona
Aguirre Gomes Jaime	CIEMAT	Madrid
Alcaide Trenas Elena	IBERINCO	Madrid
Alegría Gutiérrez Natalia	Universidad del País Vasco	Bilbao
Alonso Fernández Adela	Geotecnia y Cimientos (GEOCISA)	Coslada (Madrid)
Aragón Rodrigo Susana	Universidad Autónoma de Barcelona	Barcelona
Aragón Santamaría Pilar	Instituto de Salud Carlos III	Madrid
Baeza Espasa Antonio	Universidad de Extremadura. Cáceres	Cáceres
Baixeras Divar Carmen	Universidad Autónoma de Barcelona	Bellaterra (Barcelona)
Ballesteros Pascual Luisa	Universidad Politécnica de Valencia	Valencia
Barrera Izquierdo Manuel	CIEMAT	Madrid
Batalla Colomer Enric	Generalitat de Catalunya	Barcelona
Benavente Ruiz M <sup>a</sup> Ángeles	F.N. de la Marañosa	Aranjuez
Blázquez Pérez Sonia	Universidad Politécnica de Cataluña	Barcelona

Bolivar Raya Juan Pedro	Universidad de Huelva	Huelva
Bombard Aude Françoise	Eichrom Environment	Bruz (Francia)
Boya Balet Luis Joaquín	Universidad de Zaragoza	Zaragoza
Bruach Menchén Joan Manuel	Universidad Autónoma de Barcelona	Cerdanyola del Vallés
Brun Borraz Manuel	Central Nuclear de Garoña	Sta María de Garoña
Buergo Mateo M <sup>a</sup> Antonia	Universidad de Oviedo	Oviedo
Callarisa Bel Raquel	Generalitat de Catalunya	Barcelona
Calleja García Alfonso	Universidad de La Coruña	Ferrol
Calleja López Ana	Universidad de Sevilla	Sevilla
Camacho García M <sup>a</sup> Antonia	Universidad Politécnica de Cataluña	Barcelona
Cañete Hidalgo Sergio	Universidad de Málaga	Málaga
Carmena Servert Pío	SEPR	Madrid
Caro Benito Ángela	CIEMAT	Madrid
Carrión Sanjuán Alberto	Universidad de Zaragoza	Zaragoza
Cartas Aguila Héctor Alejandro	CIEMAT	Madrid
Castro Catalina Jesús	Instituto de Salud Carlos III	Madrid
Colino Martínez Antonio	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid

Couchoud Gregori Milagros	CIEMAT	Madrid
Crespo Vázquez M <sup>a</sup> Teresa	CIEMAT	Madrid
De Caralt Munne Anna Rosa	Generalitat de Catalunya	Barcelona
De Celis Carrillo Benito	Universidad de León	León
De la Torre Pérez Julián	Universidad de Extremadura. Badajoz	Badajoz
De Melo Ferreira Ana Cristina	CIEMAT	Madrid
De Pablo Sanmartín M <sup>a</sup> Ángeles	CEDEX - CETA	Madrid
Delgado Martínez Antonio	CIEMAT	Madrid
Durán Escribano Ignacio	Univ. Santiago de Compostela	Santiago de Compostela
Echagüe Méndez de Vigo, Gonzalo	Colegio Oficial de Físicos	Madrid
Elduque Palomo Anabel	Universidad Zaragoza	Zaragoza
Fernández Gómez Isis María	CIEMAT	Madrid
Fernández Jiménez M <sup>a</sup> Carmen	Universidad de Málaga	Málaga
Fernández Navarro Pedro	Universidad de Cantabria	Santander
Ferrer Trovato Laura	Universidad de las Islas Baleares	Palma de Mallorca
Ferrero Calabuig José Lorenzo	Universidad de Valencia	Valencia
Ferro García M <sup>a</sup> Ángeles	Universidad de Granada	Granada

Flores Méndez Yasmine	CIEMAT	Madrid
Gálvez Delgado Manuel	Universidad de Córdoba	Córdoba
García Aparicio José Armando	ENRESA	Madrid
García Vidal Pedro	Iberdrola Generación	Bilbao
García-Tenorio García- Balmaseda, Rafael	Universidad de Sevilla	Sevilla
Gascó Leonarte Catalina	CIEMAT	Madrid
Gázquez González Manuel José	Universidad de Huelva	Utrera (Sevilla)
Gil Sanz Javier	Universidad de Zaragoza	Castellón
Gómez Arozamena José E.	Universidad de Cantabria	Santander
González Corral Óscar	ENRESA	Madrid
González de Orduña Raquel	CEDEX	Madrid
Heras Iñiguez M <sup>a</sup> del Carmen	CIEMAT	Madrid
Herranz Soler Margarita	Universidad del País Vasco	Bilbao
Herrero Payo Javier	Enusa Industrias Avanzadas S.A	Juzbado (Salamanca)
Hortiguela Martínez Rubén	Central Nuclear de Garoña	Sta María de Garoña
Idoeta Hernandorena Raquel	Universidad del País Vasco	Bilbao
Iglicki Gómez Flora Amanda	CIEMAT	Madrid

Legarda Ibáñez Fernando	Universidad del País Vasco	Bilbao
Lehritani Hamine Mouloud	Universidad de Sevilla	Sevilla
Llauradó Tarragó Montserrat	Universidad de Barcelona	Barcelona
Llerena Cristobo Juan José	Univ. Santiago de Compostela	Santiago de Compostela
López López Carlos	ANALAB	Madrid
López Tortosa Miguel	Universidad Rovira i Virgili	Tarragona
Luque Heredia Sofía	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Manjón Collado Guillermo	Universidad de Sevilla	Sevilla
Mantero Cabrera Juan	Universidad de Sevilla	Sevilla
Marcellán Español Francisco J.	Universidad Carlos III	Madrid
Martín Matarranz José Luis	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Martín Sánchez Alejandro	Universidad de Extremadura	Badajoz
Marugán Tovar Inmaculada	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Mestres Torres Joan Salvador	Universidad de Barcelona	Barcelona
Montero Ramos Marcial	CEDEX	Madrid
Muro de Zaro Concepción	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Navarro Anglés Elisa	Universidad de Valencia	Valencia

Núñez-Lagos Roglá Rafael	Universidad de Zaragoza	Zaragoza
Ortiz Moragón Josefina	Universidad Politécnica de Valencia	Valencia
Osores José Manuel	CIEMAT	Madrid
Otero Pazos Alberto	Universidad de La Coruña	Ferrol
Paradell Barenys Carme	Generalitat de Catalunya	Barcelona
Peñalver Hernando Sandra	Universidad Rovira i Virgili	L'Ampolla (Tarragona)
Pérez Iglesias José Manuel	Universidad de Oviedo	Oviedo
Pérez Marin Carmen	Universidad de Zaragoza	Zaragoza
Piñero García Francisco	Universidad de Granada	Granada
Quindós Poncela Luis S.	Universidad de Cantabria	Santander
Quintana Arnés Begoña	Universidad de Salamanca	Salamanca
Ramos Salvador Lucila	Consejo Seguridad Nuclear	Madrid
Recuero Fernández Óscar	ENAC	Madrid
Rey del Castillo Carmen	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Robredo Angulo Luz María	CIEMAT	Madrid
Rocamora Merce Gloria	Generalitat de Catalunya	Barcelona
Rodenas Marín Isabel	Universidad de Valencia	Mislata (Valencia)

Rodríguez Castro Gloria Virgen	CIEMAT	Madrid
Rodríguez Vallejo Santiago	Universidad de Zaragoza	Zaragoza
Romero del Hombre- bueno, Beatriz	CIEMAT	Madrid
Romero González M <sup>a</sup> Lourdes	CIEMAT	Madrid
Rovira Badal Carme	Generalitat de Catalunya	Barcelona
Rovira Martí Amadeu	Generalitat de Catalunya	Barcelona
Ruano Sánchez Ana Belén	Universidad de Extremadura. Badajoz	Badajoz
Sabadell Mellado Miguel Ángel	Revista Muy Interesante	Zaragoza
Sáenz García Guadalupe	Universidad de Extremadura	Badajoz
Sainz Fernández Carlos	Universidad de Cantabria	Santander
Salas Collantes Rosario	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Salinas Rodríguez Beatriz	Universidad de Salamanca	Salamanca
Salvadó Artells Marçal	Universidad Rovira i Virgili	Alforja (Tarragona)
Sánchez Aixart Manuel	C.N. Vandellos II	L'Hospitalet de L'Infant (Tarragona)
Sancho Pascual Ana M <sup>a</sup>	Instituto de Salud Carlos III	Madrid
Sansone Umberto	IAEA	Seibersdorf (Austria)
Santos Arevalo Javier	Universidad de Sevilla	Sevilla

Sanz Alduan María Teresa	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Savirón Sánchez María	Universidad de Zaragoza	Zaragoza
Serradell García Vicente	Universidad Politécnica de Valencia	Valencia
Sierra Gil M <sup>a</sup> Soledad	Enusa Industrias Avanzadas S.A	Juzbado (Salamanca)
Simon Arauzo María Antonia	CIEMAT	Madrid
Sterling Carmona Agustina	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Suañez Fidalgo Ana	CIEMAT	Madrid
Tent Petrus Joana M <sup>a</sup>	Universidad de Barcelona	Barcelona
Trinidad Ruiz José Antonio	CIEMAT	Madrid
Vallés Murciano M <sup>a</sup> Isabel	Universidad Politécnica de Cataluña	Barcelona
Vargas Drechsler Arturo	Universidad Politécnica de Cataluña	Barcelona
Vasquez Bolaños Luis Ramiro	CIEMAT	Madrid
Veiga Ochoa M <sup>a</sup> Elena	Instituto de Salud Carlos III	Majadahonda
Ventosa de la Cruz Teresa	Consejo de Seguridad Nuclear	Madrid
Vicente Gaspar José Manuel	Academia General Militar	Zaragoza
Villar Rivacoba José Ángel	Universidad de Zaragoza	Zaragoza
Virto Medina Alberto	Universidad de Zaragoza	Zaragoza



# PROGRAMA GENERAL

Las Sesiones tendrán lugar en el Palacio de Congresos



	Miércoles 28	Jueves 29	Viernes 30
8:30 h			
9:00 h	Entrega Documentación en Residencia Universidad		
9:30 h	Inauguración de las Jornadas	Mesa Redonda 3	Mesa Redonda 5
10:00 h	Conferencia Inaugural		
10:30 h			
11:00 h	Café	Café	Café
11:30 h			
12:00 h	Mesa Redonda 1	Mesa Redonda 4	Mesa Redonda 6
12:30 h			
13:00 h			Clausura de las Jornadas
13:30 h			
14:00 h			
14:30 h	Comida en Palacio de Congresos	Comida en Palacio de Congresos	Cóctel de Despedida en los jardines de la Residencia
15:00 h			
15:30 h			
16:00 h			
16:30 h	Mesa Redonda 2	Ponencias Jóvenes Investigadores	Excursión a San Juan de la Peña
17:00 h		En Residencia de la Universidad	
17:30 h			
18:00 h			
18:30 h			
19:00 h	Visita Turística a la Ciudadela Vino Español de Bienvenida	21:00 h Cena del Congreso en Gran Hotel	
	Cena Libre		



## ÍNDICE

COMITÉS DE LAS V JORNADAS SOBRE CALIDAD .....	3
<b>PRÓLOGO</b> .....	5
<b>MESA REDONDA 1</b> .....	9
NORMAS Y PROCEDIMIENTOS: EXPERIENCIA EN LA IMPLEMENTACIÓN Y PROYECTOS DE DESARROLLO. Moderador: Margarita Herranz .....	11
EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DE GEOCISA. Adela Alonso .....	13
EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE LA UNIVERSIDAD. Luisa Ballesteros .....	19
EXPERIENCIA DE IMPLANTACIÓN DESDE EL PUNTO DE VISTA DEL CSN. Carmen Rey del Castillo .....	27
<b>MESA REDONDA 2</b> .....	35
CALIDAD. Moderador: Juan Pedro Bolivar .....	37
VALIDACIÓN DE PROCEDIMIENTOS. Montserrat Llauradó .....	43
POLÍTICA DE INTERCOMPARACIONES (NT-03). Óscar Recuero .....	51
INTERCOMPARACIONES Y ENSAYOS DE APTITUD. M. Herranz, R. Idoeta y F. Legarda .....	57
FRECUENCIA DE CALIBRACIÓN. Rafael García-Tenorio .....	63
CONTROL RADIOLÓGICO DEL AGUA . M <sup>a</sup> Ángeles de Pablo .....	73
¿CÓMO ACREDITAR UN LABORATORIO? Antonio Baeza .....	103
<b>MESA REDONDA 3</b> .....	113
RADIACIÓN NATURAL. Moderador: Alejandro Martín .....	115
LA PROTECCIÓN AL RADÓN EN NUEVOS EDIFICIOS. José Luis Martín .....	119

ESTUDIOS SOBRE LA CALIDAD METROLÓGICA DEL RADÓN EN AIRE. Arturo Vargas .....	129
DÓNDE, CÓMO Y CUÁNDO MEDIR EL RADÓN. C. Baixeras y Ll. Font .....	141
EL TORIO EN LA INDUSTRIA NO NUCLEAR ESPAÑOLA. A. Carrión, M. Herranz, R. Idoeta, F. Legarda, R. Núñez-Lagos, C. Pérez y M. Savirón .....	147
EXPOSICIONES OCUPACIONALES Y DISTRIBUCIÓN DE RADIO-NUCLEIDOS EN EL PROCESO DE PRODUCCIÓN DE DIÓXIDO DE TITANIO POR LA VÍA SULFATO. M.J. Gázquez, J. Mantero, J.P. Bolivar, R. García-Tenorio y F. Vaca ..	167
<b>MESA REDONDA 4</b> .....	181
ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICA DE LOS LABORATORIOS Moderador: M <sup>a</sup> Carmen Fernández .....	183
ACERCA DEL LABORATORIO DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE A CORUÑA. Alfonso Calleja .....	185
EL LABORATORIO DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE OVIEDO. J. Manuel Pérez Iglesias .....	191
LABORATORIO DE RADIOQUÍMICA Y RADIATIVIDAD AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE GRANADA. M <sup>a</sup> Ángeles Ferro .....	195
ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICAS DE LOS LABORATORIOS. Carme Aguilar .....	199
ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICA DEL SERVICIO DE RADIOPROTECCIÓN DEL INSTITUTO DE SALUD CARLOS III J. Castro, P Santamaría, M. E. Veiga, A. M. ....	201
ACTIVIDADES Y PROBLEMÁTICA DE LOS LABORATORIOS DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL. M <sup>a</sup> Ángeles Benavente y Raúl López .....	205
<b>MESA REDONDA 5</b> .....	209
NUEVAS TÉCNICAS. Moderador: Vicente Serradell .....	211
EL CENTRO NACIONAL DE ACELERADORES (CNA): QUÉ ES, QUÉ OFRECE Y CÓMO UTILIZARLO. Francisco Javier Santos .....	213

CRITERIOS DEL CONSEJO DE SEGURIDAD NUCLEAR PARA LA PROTECCIÓN RADIOLÓGICA FRENTE A LA EXPOSICIÓN A LA RADIACIÓN NATURAL.	
M <sup>a</sup> Teresa Sanz .....	223
<b>MESA REDONDA 6</b> .....	241
ASOCIACIONES Y NUEVOS PROYECTOS.	
PRESENTE Y FUTURO DE LAS JORNADAS.	
Fernando Legarda .....	243
REDRADNA: Red de Radiación Natural.	
Grupo Radón .....	247
<b>PONENCIAS DE JÓVENES INVESTIGADORES</b> .....	
CALIDAD EN LA RED DE VIGILANCIA RAIOLÓGICA AUTOMÁTICA DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO.	
Natalia Alegría .....	253
PUESTA A PUNTO DE UN SISTEMA DE ESPECTROMETRÍA GAMMA PARA LA DETERMINACIÓN DE PERFILES DEL Cs-137 EN SUELOS ESPAÑOLES: CALIBRACIÓN EN EFICIENCIA DEL DETECTOR, CONDICIONES DE MEDIDA Y ANÁLISIS DE ESPECTROS.	
Manuel Barrera y Fernando Valiño .....	263
RADIOACTIVIDAD Y DOSIMETRÍA EN LOS PROCESOS DE SOLDADURA CON ELECTRODOS TORIADOS.	
Carmen Pérez .....	273
SEPARACIÓN SECUENCIAL DE U Y Th EN MUESTRAS AMBIENTALES MEDIANTE EXTRACCIÓN CROMATOGRÁFICA PARA SU DETERMINACIÓN POR ESPECTROMETRÍA ALFA.	
Mouloud Lehritani .....	289
ESTUDIO COMPARATIVO DE MÉTODOS DE CORRECCIÓN POR AUTOABSORCIÓN EN ESPECTROMETRÍA GAMMA: APLICACIÓN A MUESTRAS NORM.	
Juan Mantero .....	301
ANÁLISIS Y VALORACIÓN DE LOS DATOS OBTENIDOS EN LAS REDES DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DE LA GENERALITAT DE CATALUNYA EN EL PERÍODO SEPTIEMBRE 2006 – ABRIL 2008.	
Marçal Salvadó .....	311
DISMINUCIÓN DEL LÍMITE DE DETECCIÓN ( $L_d$ ) EN LA DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE DE ACTIVIDAD ALFA TOTAL EN MUESTRAS DE AGUA.	
Isabel Ródenas .....	321

CARACTERIZACIÓN RADIATIVA, FÍSICA Y QUÍMICA DE CO-PRODUCTOS GENERADOS DE LA INDUSTRIA DE DIÓXIDO DE TITANIO PARA SU VALORACIÓN. M.J. Gázquez, J. Mantero, J.P. Bolivar, R. García-Tenorio y F. Vaca	329
CARACTERIZACIÓN DEL FONDO RADIATIVO DEL LABORATORIO DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL DEL CEDEX MEDIANTE ESPECTROMETRÍA GAMMA. Raquel González de Orduña	341
ESTUDIO Y TRATAMIENTO DE DATOS DE PRECIPITACIÓN EN LA PENÍNSULA IBÉRICA, FRENTE A RESULTADOS DE INVENTARIO DE Cs-137. A. Caro, H.A.Cartas, M. Barrera, F. Valiño y K. Olondo	349
DETERMINACIÓN CONSISTENTE DE LA ACTIVIDAD BETA EN MUESTRAS DE AGUA MEDIANTE DETECTOR PROPORCIONAL. Beatriz Salinas	359
<b>ANEXOS</b>	367
RELACIÓN DE PARTICIPANTES	369
REPORTAJE FOTOGRÁFICO	377
<b>ÍNDICE</b>	381