

Gestión  
de la **RADIATIVIDAD**  
en el **AGUA DE CONSUMO**

## Créditos

Todos los derechos reservados a

© SOCIEDAD ESPAÑOLA DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA (SEPR), 2022

ISBN: 978-84-09-45041-1

Maquetación: Grupo SENDA

Imprenta: GRÁFICAS ROAL

**TRADUCCIÓN REALIZADA POR:**

**Juan Carlos Mora (CIEMAT);**

**Javier Guillen, (Universidad de Extremadura);**

**Margarita Herranz, (Universidad del País Vasco);**

*Con la inestimable colaboración de M<sup>a</sup> Rosario Pérez (anteriormente OMS).*

Esta traducción ha sido efectuada por la Sociedad Española de Protección Radiológica (SEPR), responsable única de la calidad y fidelidad de dicha versión en español. La OMS no es responsable por el contenido y precisión de esta traducción. En caso de discrepancia entre la versión en inglés y la versión en español, la edición original en inglés: "Management of radioactivity in drinking-water. Geneva: World Health Organization; 2018. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO" será la versión vinculante y auténtica. Esta versión traducida está disponible bajo la licencia CC BY-NC-SA 3.0.

Gestión  
de la **RADIOACTIVIDAD**  
en el **AGUA DE CONSUMO**



---

<b>LISTA DE TABLAS Y FIGURAS</b>	<b>VII</b>
<b>PRÓLOGO</b>	<b>VIII</b>
Justificación de este documento	
Público objetivo	
Descripción de este documento	
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	<b>X</b>
<b>ABREVIATURAS</b>	<b>XII</b>
<b>GLOSARIO</b>	<b>XIII</b>
<b>CAPÍTULO 1. SITUACIONES DE NO-EMERGENCIA</b>	<b>1</b>
1.1 Conceptos básicos	2
1.2 Propósito y alcance de las guías para la calidad del agua de consumo	6
1.3 Enfoque adoptado por la OMS para evaluar el riesgo para la salud pública de radionucleidos en agua de consumo	11
1.4. Medida de radionucleidos en el agua de consumo	16
1.5 Cómo aplicar la metodología GDWQ en radionucleidos del agua de consumo	21
1.6 Radón en el agua de consumo	37
<b>CAPÍTULO 2. SITUACIONES DE EMERGENCIA</b>	<b>41</b>
2.1 Conceptos básicos de las situaciones de emergencia y criterios de gestión de la calidad del agua de consumo	42
2.2 Riesgos sanitarios del agua de consumo en caso de emergencia nuclear o radiológica	45
2.3 Midiendo radionúcleidos en el agua bebida en una situación de emergencia	49
2.4 Gestión de la superación de criterios para el agua de consumo en situaciones de emergencia	52

3.1 ¿Se reduce la exposición a los radionucleidos en el agua de consumo al hervir el agua?	58
3.2 ¿Qué eficacia tienen las opciones de tratamiento del agua para eliminar los radionucleidos del agua de consumo?	59
3.3 Si mediante tratamientos se eliminan del agua de consumo humano los radionucleidos, ¿dónde terminan estos? ¿Se deberían tratar los desechos de los procesos de tratamiento de agua como residuos radiactivos?	62
3.4 ¿Cuáles son los riesgos a la salud de los trabajadores de instalaciones de tratamiento de aguas donde se ha procesado agua que contiene radionucleidos?	65
3.5 ¿Qué métodos se pueden utilizar para medir los radionucleidos en los suministros de agua de consumo?	67
<b>CAPÍTULO 4. SUPUESTOS PRÁCTICOS</b>	<b>73</b>
4.1 Brasil	74
4.2 Canadá	78
4.3 Jordania	81
4.4 Suecia	86
4.5 Japón	90
<b>REFERENCIAS</b>	<b>95</b>
<b>ANEXO CÁLCULO DE DOSIS Y NIVELES ORIENTATIVOS PARA SITUACIONES ESPECÍFICAS DE NO EMERGENCIA</b>	<b>101</b>

---

<b>Figura 1.1.</b> Interrelaciones entre los distintos capítulos de las Guías para la calidad del agua de consumo (GDWQ) para asegurar la seguridad radiológica del agua de consumo.	7
<b>Figura 1.2.</b> Diagrama de flujo para la medida de los radionucleidos en el agua de consumo.	24
<b>Tabla 1.1.</b> Resumen de los niveles de referencia de la OMS para los radionucleidos comunes en el agua de consumo.	26
<b>Tabla 1.2.</b> Niveles de referencia para los radionucleidos comunes.	29
<b>Tabla 1.3.</b> Resumen de las acciones sugeridas en función de los niveles de dosis individuales.	32
<b>Tabla 1.4.</b> Marco para el establecimiento de una norma o nivel de referencia nacional.	33
<b>Tabla 2.1.</b> Radionucleidos potencialmente relevantes para el agua de consumo tras una emergencia nuclear o radiológica.	46
<b>Figura 2.1.</b> Aproximación por etapas para la aplicación de los NIOs en situaciones de emergencia.	53
<b>Tabla 3.1.</b> Características de las aguas superficiales y subterráneas.	59
<b>Tabla 3.2.</b> Eficiencia de los procesos de tratamiento de aguas.	60
<b>Tabla 3.3.</b> Principales características de los diferentes métodos de determinación de radionucleidos en el agua de consumo.	70
<b>Figura 4.1.</b> Un esquema simplista del sistema de conducción de Disi-Mudawarra hacia Ammán.	83
<b>Tabla 4.1.</b> Protocolo de intervención que se debe seguir en Jordania tras la monitorización de radionucleidos en el agua de consumo.	84
<b>Tabla A.1.</b> Tasas de consumo por defecto de agua de consumo para niños.	102
<b>Tabla A.2.</b> Coeficientes de dosis por ingestión en función de la edad.	103

---

## Justificación de este documento

Las Guías para la calidad del agua de consumo de la Organización Mundial de la Salud (GDWQ) (OMS, 2017a) proporcionan las bases para el desarrollo de reglamentos y normas nacionales, y también estrategias de gestión del riesgo que garanticen la seguridad del agua de consumo.

Aunque incluyen directrices relativas a los aspectos radiológicos del agua de consumo en situaciones que no son de emergencia (ver el [Capítulo 9](#), desarrollado en la edición de 2011 y mantenido en la edición de 2017), los Estados miembros solicitaron consejos prácticos para apoyar a las partes interesadas en la interpretación y la aplicación de las GDWQ con el fin de adoptar medidas adecuadas sobre estos aspectos. En consecuencia, se han elaborado estas directrices sobre la gestión de la radiactividad en el agua de consumo, teniendo en cuenta la experiencia y los conocimientos adquiridos con la aplicación del capítulo 9 de las GDWQ. Estas directrices también facilitarán el desarrollo de las normas nacionales pertinentes sobre el agua de consumo y apoyarán su aplicación.

Además, en respuesta a las peticiones de los Estados miembros, se han redactado directrices adicionales en caso de emergencia nuclear o radiológica con el objetivo de dar a conocer las normas y criterios internacionales aplicables en estos casos y así, facilitar la gestión del suministro de agua de consumo.

## Público objetivo

Las preguntas y respuestas (PyR) de este documento están dirigidas a las organizaciones que establecen o aplican normas relacionadas con la radiactividad en el agua de consumo, o que gestionan los riesgos derivados de su presencia, tanto a nivel local como nacional. El documento también será útil para los organismos que pueden prestar apoyo en cuestiones relacionadas con la radiactividad en el agua de consumo. Por lo tanto, el documento será útil tanto para los proveedores de agua y reguladores del agua de consumo como para los especialistas en protección radiológica y los planificadores de emergencias.

Las directrices no están escritas para ser usadas como material de comunicación para los miembros del público, aunque pueden ser útiles para desarrollar ese material.

## Descripción de este documento

Estas directrices sobre los aspectos radiológicos de la calidad del agua de consumo están redactadas en forma de preguntas y respuestas. Cada pregunta y su correspondiente respuesta se han redactado de forma independiente, con enlaces a otras preguntas y respuestas que proporcionan información adicional pertinente; no es necesario leer el documento de principio a fin.

El contenido de este documento se divide en cuatro secciones:

- La **Sección 1**, relativa a las **situaciones de no-emergencia**, proporciona información básica sobre la GDWQ, explica el enfoque adoptado por la OMS para evaluar los riesgos para la salud pública derivados de la existencia de radionucleidos en el agua de consumo y los aspectos que apoyan su gestión en estas situaciones. La información sobre el radón, incluida la evaluación y la gestión de los riesgos asociados, se proporciona en una sección separada, ya que el enfoque usado para el radón es distinto al usado para los demás radionucleidos.
- La **Sección 2**, relativa a las **situaciones de emergencia**, ofrece información similar a la incluida en la sección de no-emergencia, pero dentro de un contexto de emergencia.
- La **Sección 3** proporciona **información de apoyo** que es en gran medida común a las situaciones tanto de no-emergencia como de emergencia, incluida información sobre tratamiento y métodos analíticos.
- La **Sección 4** incluye **supuestos prácticos** que ilustran cómo han gestionado algunos países la presencia de radiactividad en el agua de consumo.

Este documento también incluye un **Anexo** como apoyo al cálculo de las dosis y de los niveles de referencia para situaciones específicas de no-emergencia.

Para las situaciones de no-emergencia, se prevé que el lector utilice estas directrices junto con el capítulo 9 del GDWQ (OMS, 2017a); sin embargo, parte de la información del GDWQ se resume en estas directrices para facilitar su aplicación práctica.

---

Estas directrices son el resultado de la colaboración entre el grupo “*Water, Sanitation, Hygiene and Health*” y el grupo “*Radiation Programme*” de la Organización Mundial de la Salud. La OMS desea expresar su agradecimiento a todas las personas que han hecho posible la elaboración de este documento, aportando su tiempo, sus conocimientos y su experiencia.

La Secretaría de la OMS, compuesta por Jennifer De France, María Pérez, Bruce Gordon y Emillie van Deventer, actuó como grupo editorial y coordinó la elaboración de este documento. La OMS agradece especialmente a la redactora principal, Joanne Brown, consultora independiente (anteriormente en Public Health England), su valioso asesoramiento y su decisiva ayuda al grupo editorial durante el proceso de redacción y revisión de este documento. También se agradece la aportación técnica de Koichi Ohno en la preparación de la primera reunión del grupo de trabajo.

Se expresa nuestro agradecimiento a los siguientes expertos que contribuyeron de forma colectiva a la elaboración de este documento, mediante su participación en dos reuniones del grupo de trabajo y su posterior redacción y revisión:

- Hamed Bakir, Oficina Regional de la OMS para el Mediterráneo Oriental, Jordania.
- Jing Chen, Health Canada, Canadá.
- John Fawell, Cranfield University, Reino Unido.
- Susan Kilani, Ministerio de Agua y Riego, Jordania.
- Nthabiseng Mohlala, National Nuclear Regulator, Sudáfrica.
- Teofilo Monteiro, Organización Panamericana de la Salud de la OMS, Perú.
- Koichi Ohno, anteriormente en el Instituto Nacional de Salud Pública, Japón.
- Kirlna Skeppström, anteriormente en la Autoridad Sueca para la Seguridad ante las Radiaciones, Suecia.
- Barry Smith, Consultor independiente, Reino Unido.
- Katherine Snead, United States Environmental Protection Agency, EE.UU.
- Lene Veiga, anteriormente en el Instituto de Protección Radiológica y Dosimetría, Brasil.

También hay que agradecer a los participantes del grupo de trabajo de Brasil, Canadá, Japón, Jordania y Suecia la elaboración de los supuestos prácticos incluidos en la Sección 4.

Varios expertos y profesionales de los sectores del agua de consumo y de la comunidad de protección radiológica contribuyeron mediante la revisión por pares y, en algunos casos, aportando texto adicional:

- Mari Asami, Instituto Nacional de Salud Pública, Japón.
- Francesco Bochicchio, Centro Nacional para la Protección Radiológica y la Física Computacional.

- Jane Bradley, Public Health England, Reino Unido.
- Tony Colgan, Organización Internacional de la Energía Atómica, Austria.
- Joseph Cotruvo, Consultor independiente, EE.UU.
- David Cunliffe, South Australia Health, Australia.
- Isabelle Dublineau, Instituto para la Protección Radiológica y Seguridad Nuclear, Francia.
- Sybille Estier, Oficina Federal de Salud Pública, Suiza.
- Mariza Ramalho Franklin, Instituto de Protección Radiológica y Dosimetría, Brasil.
- Klaus Gehrcke, Oficina Federal para la Protección Radiológica, Alemania.
- Marc Gleizes, Instituto para la Protección Radiológica y Seguridad Nuclear, Francia.
- Hans-Jürgen Grummt, German Environment Agency, Alemania.
- Joanne Hunt, DrinkingWater Inspectorate, Reino Unido.
- Darryl Jackson, Independent Consultant, Australia.
- Christian Lucks, Oficina Federal para la Protección Radiológica, Alemania.
- Kelly Jones, Public Health England, Reino Unido.
- Neil McColl, Public Health England, Reino Unido.
- Helgard Muller, Independent Consultant, Sudáfrica.
- Svetlana Nestoroska-Madjunarova, Organización Internacional de la Energía Atómica, Austria.
- Jan Pietersen, Midvaal Water Company, Sudáfrica.
- Alain Rannou, Instituto para la Protección Radiológica y Seguridad Nuclear, Francia.
- Donald Reid, Environment and Parks, Canadá.
- David Sheehan, Coliban Water, Australia.
- Luís Simas, Autoridad Reguladora del Agua y Servicios de Residuos, Portugal .
- Bo Thunholm, Geological Survey of Sweden, Suecia.
- Rick Tinker, Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, Australia.
- Christiane Wittwer, Oficina Federal para la Protección Radiológica, Alemania.
- Muhd Noor M. Yunus, Atomic Energy Licensing Board Member, Malasia.

También aportaron sus comentarios los participantes en los tres talleres regionales organizados conjuntamente por la OMS, la Organización Internacional de la Energía Atómica (OIEA) y otros colaboradores.

La OMS agradece el apoyo financiero prestado por el Departamento de Desarrollo Internacional del Reino Unido, el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar de Japón y el Ministerio de Agua y Riego de Jordania.

---

**ALARA** Tan Bajo Como sea Razonablemente Alcanzable.

**Bq** becquerel.

**NBS** Normas Básicas de Seguridad.

**CE** Comisión Europea.

**FAO** Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

**GDWQ** Guías de calidad del agua de consumo humano.

**OIEA** Organismo Internacional de la Energía Atómica.

**ICP-MS** espectrometría de masa con plasma acoplado inductivamente (del inglés: “inductively-coupled plasma mass spectrometry”).

**CIPR** Comisión Internacional de Protección Radiológica.

**CDI** criterio de dosis individual.

**OIT** Organización Internacional del Trabajo.

**LD** límite de detección.

**mSv** millisieverts.

**NaI** Ioduro de Sodio .

**AEN** Agencia para la Energía Nuclear.

**OCDE** Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos.

**NIO** Nivel de Intervención Operacional.

**OPS** Organización Panamericana de la Salud.

**Sv** Sieverts.

**PNUMA** Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

**UNSCEAR** Comité Científico de las Naciones Unidas sobre los Efectos de las Radiaciones Atómicas.

**OMS** Organización Mundial de la Salud.

---

**Actividad:** ver “radiactividad”.

**Acción reparadora:** Ver “restauración”.

**Agua mineral:** Agua obtenida directamente de aguas subterráneas a través de fuentes naturales o perforaciones. Para ser caracterizada como agua mineral natural, el agua debe cumplir una serie de criterios definidos por la norma Codex 108-1981<sup>1</sup>.

**Agua subterránea:** Agua contenida bajo la superficie de la tierra en las rocas o el subsuelo, que puede acumularse bajo tierra en acuíferos.

**Alfa total (concentración de actividad):** Índice de actividad total de todos los emisores de partículas alfa, expresada en términos de unidad de actividad por unidad de volumen (por ejemplo, becquerel /litro). Las medidas de alfa total son medidas de cribado y no proporcionan la identidad ni la concentración de actividad de los radionucleidos específicos emisores alfa.

**Átomos:** Las partículas más pequeñas de un elemento químico que conservan sus propiedades químicas. Están compuestas por partículas distribuidas en un denso núcleo de protones con carga positiva y neutrones eléctricamente neutros, rodeado por una nube de electrones con carga negativa.

**Becquerel:** La desintegración espontánea de los átomos radiactivos se denomina “radiactividad” o simplemente “actividad”. La cantidad de radiactividad se mide como el número de desintegraciones espontáneas por segundo. El becquerel (Bq) es la unidad de actividad en el Sistema Internacional de Unidades. Equivale a una desintegración por segundo.

**Beta total (concentración de actividad):** Índice de actividad total de todos los emisores de partículas beta, excluyendo el tritio, aunque en la mayoría de las técnicas de medida de cribado también se excluyen otros emisores beta de baja energía; se expresa en términos de unidad de actividad por unidad de volumen (por ejemplo, becquerel /litro). Las medidas de beta total son medidas de cribado y no proporcionan la identidad ni la concentración de actividad de los radionucleidos específicos emisores beta.

---

<sup>1</sup> [http://www.fao.org/input/download/standards/223/CXS\\_108e.pdf](http://www.fao.org/input/download/standards/223/CXS_108e.pdf)

**Coeficientes de dosis:** Coeficientes utilizados para convertir la cantidad de sustancias radiactivas incorporadas (ingesta de radionucleidos) en la dosis en los tejidos u órganos, o en la dosis efectiva. Estos coeficientes (también llamados “factores de conversión de dosis”) pueden depender del radionucleido, de la vía de incorporación (por ejemplo, inhalación, ingestión), del compuesto químico y de la edad de la persona. Suele expresarse como dosis por unidad de incorporación, por ejemplo, sieverts/becquerel.

**Concentración de actividad:** Cantidad de radiactividad expresada en unidad de actividad por unidad de volumen, por ejemplo, becquerel/litro o becquerel/kilogramo. Ver también “radiactividad” y “becquerel”.

**Conservativo:** Enfoque que elige deliberadamente una opción (por ejemplo, una hipótesis) que tiene más probabilidades de sobrestimar que de subestimar el riesgo.

**Criterio de dosis individual:** En el contexto de este documento, el criterio para evaluar los riesgos para la salud derivados de la exposición prolongada a radionucleidos en el agua de consumo. El criterio de dosis individual (CDI) es de 0,1 milisievert (mSv) por un año de bebida de agua de consumo. En la práctica, este criterio se traduce en dos cantidades operativas: los niveles de cribado y los niveles de referencia. Ver también “nivel de cribado” y “nivel de referencia”.

**Desintegración radiactiva:** Proceso de transformación espontánea del núcleo de átomos inestables que da lugar a la liberación de radiación en forma de partículas alfa, partículas beta, rayos gamma y otras partículas. Ver también “átomos”, “radiación”, “partículas alfa”, “partículas beta” y “rayos gamma”.

**Dosis:** En el contexto de este documento, una medida de la energía depositada por la radiación en un blanco. Ver también “dosis efectiva”.

**Dosis efectiva:** Sumatorio de los productos de las dosis recibidas por cada órgano multiplicadas por un factor de ponderación de la radiación y por un factor de ponderación tisular que tiene en cuenta la radiosensibilidad de los tejidos y órganos. Término relacionado: “dosis”.

**Efecto sobre la salud:** Cambios en el estado de salud de un individuo o de una población, identificables por métodos de diagnóstico o epidemiológicos.

**Emergencia nuclear:** Emergencia en la que existe, o se percibe, un peligro debido a la exposición a la radiación en una situación de fisión o fusión atómica. La fisión y la fusión están asociadas a la generación de energía eléctrica por parte de las centrales nucleares, a la investigación científica y a la prueba/utilización de armas nucleares. Ver también “situación de emergencia”.

**Emergencia radiológica:** Emergencia en la que existe, o se percibe, un peligro debido a la exposición a la radiación procedente de dispositivos radiológicos o materiales radiactivos utilizados en aplicaciones médicas, industriales o de investigación. Ver también “situación de emergencia”.

**Exposición:** En el contexto de este documento, el estado o la condición de ser sometido a una irradiación desde una fuente externa al cuerpo (es decir, exposición externa) o interna al cuerpo (es decir, exposición interna).

**Exposición externa:** Ver “exposición”.

**Exposición interna:** En el contexto de este documento, una exposición a la radiación debida al material radiactivo que entra en el cuerpo por ingestión, inhalación o a través de la piel. Los materiales radiactivos producen una exposición a la radiación durante todo el tiempo que permanecen en el cuerpo hasta que el material deja de ser radiactivo (se desintegra) o es eliminado de forma natural por el cuerpo, por ejemplo, por excreción urinaria o fecal. Ver también “exposición”.

**Factor de conversión de dosis:** Ver “coeficientes de dosis”.

**Ingestión:** En el contexto de este documento, la incorporación de un radionucleido en el cuerpo a través del tracto gastrointestinal.

**Incorporación (ingesta):** La actividad de un radionucleido incorporada al cuerpo (por ingestión, inhalación o a través de la piel) en un periodo de tiempo determinado o como resultado de un evento determinado.

**Material radiactivo:** Sustancia que contiene átomos inestables que emiten radiación al decaer. Ver también “desintegración radiactiva”.

**Nivel de cribado:** En el contexto de este documento, se trata de niveles de radiactividad en el agua de consumo, expresados como concentraciones de actividad alfa total y beta total, por debajo de los cuales no se requiere ninguna acción.

**Nivel de referencia:** En el contexto del sistema de protección radiológica, nivel de dosis de radiación por encima del cual no es conveniente planificar para permitir que se produzcan exposiciones y por debajo del cual se seguiría aplicando la optimización de la protección y la seguridad.

**Nivel orientativo:** En el contexto de este documento, la concentración de actividad de un radionucleido dado que, si está presente en el agua de consumo, consumida a lo largo de un año a una tasa de bebida de 2 litros por día, daría lugar a una dosis individual de 0,1 milisievert (mSv).

**Partículas alfa:** Dos neutrones y dos protones ligados como una sola partícula que es emitida por el núcleo atómico de ciertos isótopos radiactivos en el proceso de decaimiento o desintegración; una partícula con carga positiva indistinguible del núcleo de un átomo de helio. Las partículas alfa apenas pueden penetrar la capa externa de la piel humana, por lo que los radionucleidos que las emiten solo son peligrosos si entran en el organismo, por ejemplo, por inhalación o ingestión.

**Partículas beta:** Partícula con carga negativa emitida por un núcleo atómico, con masa igual a la de un electrón. Las partículas beta pueden penetrar un centímetro más o menos en los tejidos, por lo que los radionucleidos que las emiten son peligrosos para los tejidos superficiales, pero no para los órganos internos, a menos que se introduzcan en el cuerpo por inhalación o ingestión.

**Peligro:** Agente biológico, químico o físico que puede causar daños a la salud humana.

**Periodo de semidesintegración:** El tiempo que tarda una cierta cantidad de un radionucleido en disminuir a la mitad como consecuencia de la desintegración radiactiva.

**Plan de seguridad radiológica del agua:** Enfoque global de evaluación y gestión de riesgos para garantizar la seguridad del agua de consumo que abarca todas las etapas del suministro de agua, desde la captación hasta el consumidor.

**Radiación:** Energía que se desplaza a través de la materia. En el contexto de este documento, este término se utiliza para referirse a la radiación ionizante. Ver también “radiación ionizante”.

**Radiación natural de fondo:** Cantidad de radiación, a la que está expuesta una población, procedente de fuentes naturales, como la radiación terrestre debida a los radionucleidos presentes de forma natural en el suelo, la radiación cósmica originada en el espacio exterior y los radionucleidos presentes de forma natural depositados en el cuerpo humano.

**Radiación ionizante:** Radiación que tiene una energía lo suficientemente alta como para arrancar los electrones de los átomos y, por tanto, es capaz de producir pares de iones en un material/tejido. Los ejemplos son las partículas alfa, las partículas beta y los rayos gamma.

**Radiactividad (también llamada “actividad”):** Propiedad del núcleo de los átomos inestables que hace que liberen espontáneamente energía en forma de fotones (por ejemplo, rayos gamma) o partículas subatómicas (por ejemplo, partículas alfa o beta). La cantidad de radiactividad se define como el número medio de desintegraciones por unidad de tiempo. Ver también “becquerel”.

**Radionucleido:** Especie radiactiva de un átomo caracterizada por un núcleo inestable que se transforma espontáneamente, liberando energía en forma de radiación.

**Rayos gamma:** Radiación electromagnética de corta longitud de onda, sin masa ni carga (es decir, fotones) y de origen nuclear; son similares a la radiación X, pero se emiten a energías muy específicas características de cada átomo radiactivo. Los rayos gamma pueden atravesar el cuerpo, por lo que los radionucleidos que los emiten pueden ser peligrosos tanto en el exterior como en el interior del cuerpo.

**Restauración:** En el contexto de este documento, cualquier medida llevada a cabo para reducir la exposición a la radiación, mediante acciones aplicadas a la propia contaminación (la fuente) o a las vías de exposición a los seres humanos.

**Riesgo:** La probabilidad de que ocurra un evento que exponga a la población a un peligro, combinada con la gravedad de sus consecuencias. En el contexto de este documento, el término se utiliza para referirse a los riesgos para la salud asociados a la exposición a la radiación a través del agua de consumo.

**Situación de emergencia:** En el contexto de este documento, una situación que requiere una acción rápida para evitar o reducir las consecuencias indeseables, para los seres humanos y/o el medio ambiente, de la exposición a la radiación. Una situación de emergencia por exposición puede surgir como resultado de un accidente, un acto malicioso o cualquier otro evento inesperado. Las exposiciones de emergencia pueden ser para el público y para los trabajadores, como los que pueden estar expuestos mientras se toman medidas para responder a la emergencia.

**Situaciones de no-emergencia:** En el contexto de este documento, situación en la que una actividad planificada da lugar a una exposición a las radiaciones procedentes de una fuente (por ejemplo, descargas radiactivas procedentes del funcionamiento rutinario de una instalación de medicina nuclear o de una central nuclear) o en la que ya existe una exposición cuando hay que tomar una decisión sobre la necesidad de control (por ejemplo, la exposición a la radiación natural de fondo y la exposición a material radiactivo residual procedente de una emergencia nuclear o radiológica anterior, después de que se haya declarado el fin de la emergencia).

**Tasa de bebida:** Cantidad media de un ítem consumido durante un intervalo de tiempo determinado y expresado en una unidad de medida apropiada, por ejemplo, litros por día para el agua de consumo.

**Valor paramétrico:** En el contexto de la Directiva de agua de consumo de Euratom<sup>2</sup>, el contenido de sustancias radiactivas en el agua destinada al consumo humano por encima del cual los Estados miembro evaluarán si la presencia de dichas sustancias radiactivas supone un riesgo para la salud humana que requiera la adopción de medidas y, en caso necesario, adoptarán medidas correctoras para mejorar la calidad del agua hasta un nivel que cumpla los requisitos de protección de la salud humana desde el punto de vista de la protección radiológica.

**Vía de exposición:** En el contexto de este documento, vía por la que la radiación o los radionucleidos pueden llegar a los seres humanos y causarles una exposición.

---

<sup>2</sup>[http://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/legislation\\_en.html](http://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/legislation_en.html)





## CAPÍTULO 1 SITUACIONES DE NO EMERGENCIA

# 1.1 CONCEPTOS BÁSICOS

### 1.1.1

¿Es probable que los radionucleidos en el agua de consumo constituyan un riesgo para la salud pública en situaciones de no-emergencia?



No. Los riesgos para la salud asociados a la presencia de radionucleidos en el agua de consumo son generalmente muy bajos en comparación con los derivados de los microorganismos y las sustancias químicas. Los posibles efectos sobre la salud de los radionucleidos presentes en el agua de consumo no serán agudos ni inmediatos. Salvo en circunstancias inusuales, la dosis de radiación debida a la ingestión de los radionucleidos existentes en el agua de consumo es mucho menor que la recibida de otras fuentes de radiación (ver Recuadro informativo 1.1).

Además, no es necesario tener en cuenta los niveles de potasio-40 ( $^{40}\text{K}$ ) a la hora de evaluar los riesgos para la salud derivados de los radionucleidos presentes en el agua de consumo, ya que el potasio es un elemento clave en la regulación de muchas funciones corporales y el contenido de potasio en el cuerpo (y del  $^{40}\text{K}$ ) se mantiene constante gracias a una serie de procesos fisiológicos.

#### **Recuadro informativo 1.1: Dosis de radiación debidas a las fuentes naturales de radiación**

Las personas suelen recibir una dosis de radiación de unos 0,3 mSv cada año debido a los radionucleidos de origen natural presentes en su dieta; de ellos, unos 0,01 mSv (aproximadamente el 5 %) proceden del agua de consumo. Una dosis de 0,3 mSv suele ser el 10 % de la dosis media anual de radiación procedente de todas las fuentes naturales de radiación (rayos cósmicos, suelo, radón, dieta) que recibe un individuo, que es de unos 2,4 mSv (UNSCEAR, 2008).



### 1.1.2

## ¿Cuáles son las posibles fuentes de radionucleidos en el agua de consumo en situaciones de no-emergencia?



Los radionucleidos en el agua de consumo pueden proceder de fuentes naturales o artificiales (es decir, antropogénicas). Muchos radionucleidos se encuentran en la naturaleza, incluso en rocas y suelo, y concentraciones de radionucleidos en el agua de consumo, por lo tanto, se detectan con mayor frecuencia en suministros derivados de fuentes de agua subterránea (OIEA, 2016). De particular importancia para la exposición humana a las radiaciones del agua de consumo son los radionucleidos naturales que proceden de los elementos de la serie de desintegración del torio y el uranio, por ejemplo, radio-226, radio-228, polonio-210, plomo-210 y radón. Estos radionucleidos pueden aparecer en el agua a partir de procesos naturales en el suelo o de actividades humanas que involucran materiales radiactivos naturales, como la minería de uranio y otras industrias extractivas (carbón, petróleo y gas), la industria de fertilizantes (fosfatos) y la industria de la construcción. Los recuadros informativos 1.2 y 1.3 proporcionan ejemplos de concentraciones de radionucleidos naturales en el agua de consumo en todo el mundo y un ejemplo de Alemania, mostrando su contribución a la exposición a la radiación de fondo natural.

El radón se considera por separado dentro de esta guía en la Sección 1.6<sup>3</sup>.

Los radionucleidos artificiales pueden estar presentes en el agua de consumo procedente de varias fuentes, como por ejemplo accidental, descargas regulares de instalaciones nucleares, descargas de radionucleidos producidos y utilizados en la medicina o la industria, descargas debidas a actividades militares y dispersión global de la lluvia radiactiva de las armas nucleares. Los radionucleidos artificiales que se podrían encontrar en el agua de consumo son cesio-134, cesio-137, estroncio-90, yodo-131, tritio y carbono-14. Los niveles de estos radionucleidos en el agua de consumo son generalmente muy bajos y, por lo general, no se pueden medir con métodos analíticos estándar, es decir, están por debajo de los límites de detección (ver Recuadro informativo 1.4).

#### Recuadro informativo 1.2: Concentraciones de radionucleidos naturales en el agua de consumo a nivel mundial

Se han revisado los datos de todo el mundo sobre los niveles de actividad de radionucleidos naturales en el agua de consumo (UNSCEAR, 2000; 2008; 2016). Las concentraciones de radionucleidos naturales pueden variar ampliamente en un país, dependiendo de la geología subyacente. Por ejemplo, los niveles medios de uranio en las fuentes de agua de todo el mundo utilizados para suministros públicos muestran una gran variabilidad, especialmente para las aguas subterráneas, donde las concentraciones de actividad varían en el rango 0,00001 Bq L<sup>-1</sup> – 200 Bq L<sup>-1</sup>. Sin embargo, pocas muestras de agua de consumo (generalmente <3 %) superan el nivel orientativo nacional o internacional para el uranio (UNSCEAR, 2016). Los valores típicos a nivel mundial de radionucleidos naturales en el agua de consumo derivados de los datos más representativos y disponibles recopilados por UNSCEAR (UNSCEAR, 2000) indican que las concentraciones de los radionucleidos naturales en el agua de consumo suelen ser muy bajas.

Concentraciones de actividad típicas en el agua de consumo, Bq L<sup>-1</sup>.

<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Ra	<sup>228</sup> Th	<sup>230</sup> Th	<sup>232</sup> Th	<sup>235</sup> U	<sup>238</sup> U
0,01	0,005	0,0005	0,0005	0,00005	0,0001	0,00005	0,00004	0,001

Clave: plomo-210 (<sup>210</sup>Pb), polonio-210 (<sup>210</sup>Po), radio-226 (<sup>226</sup>Ra), radio-228 (<sup>228</sup>Ra), torio-228 (<sup>228</sup>Th), torio-230 (<sup>230</sup>Th), torio-232 (<sup>232</sup>Th), uranio-235 (<sup>235</sup>U) y uranio-238 (<sup>238</sup>U).

<sup>3</sup> Cuando el radón permanece disuelto en el agua de consumo, los radionucleidos plomo-210 o polonio-210 (productos de desintegración del radón) pueden llegar a ser contribuyentes principales a la dosis total de la ingesta de agua de consumo.

### Recuadro informativo 1.3: Contribución de los radionucleidos naturales presentes en el agua de consumo a la exposición a la radiación de fondo en Alemania

Como parte de estudios sistemáticos realizados en Alemania para obtener datos representativos sobre la exposición del público a las radiaciones de radionucleidos naturales en el agua de consumo en Alemania (BfS, 2009), se analizaron 582 muestras de suministros públicos de agua entre 2003 y 2008. Estos cubrieron áreas urbanas, así como regiones conocidas por concentraciones elevadas de radionucleidos naturales (principalmente áreas ricas en granito y / o gneis, por ejemplo, Erzgebirge, Bayerischer Wald). Los resultados demostraron que los radionucleidos naturales en el agua de consumo alemana solo contribuyen en una pequeña medida al total del valor medio de la exposición anual a la radiación natural de fondo (2,1 mSv). Los valores medios de exposición a la radiación procedente del agua de consumo (dosis por ingesta) obtenida a partir de estos datos fue de aproximadamente 0,009 mSv a<sup>-1</sup> para adultos y aproximadamente 0,05 mSv a<sup>-1</sup> para niños, suponiendo un volumen anual ingerido de agua de consumo de 350 litros para adultos y 55 litros para niños según la Ordenanza alemana de protección radiológica (BMU, 2001). Sin embargo, existe un rango de variación considerable de las concentraciones de uranio-238, uranio-234, radio-226, radio-228, radón-222, plomo-210 y polonio-210.

### Recuadro informativo 1.4: Presencia de radionucleidos antropogénicos en el agua de consumo

Las experiencias nacionales han demostrado que la gran mayoría de las mediciones de radionucleidos creados por el hombre, tales como cesio-137 y estroncio-90, realizados como parte de programas de monitorización en fuentes de agua de consumo en torno a los sitios con licencia nuclear suelen estar todos por debajo de los límites de detección (por ejemplo, Environment Agency et al., 2016; Canada Nuclear Safety Commission, 2016; BMU, 1986; BMU, 2006).

## 1.1.3

### ¿Cómo entran los radionucleidos naturales en el agua de consumo?



Todos los materiales de la corteza terrestre contienen radionucleidos naturales, principalmente de las cadenas de desintegración del uranio y torio, así como potasio-40. Estos radionucleidos, que se encuentran dispersos por rocas y suelos normalmente en concentraciones bajas, pueden filtrarse al agua subterránea (ver Recuadro informativo 1.5). Por lo tanto, se encuentran con mayor frecuencia en el agua de consumo procedente de fuentes de agua subterránea y manantiales que en el agua superficial y la lluvia.

### Recuadro informativo 1.5: Comportamiento de radionucleidos naturales en el agua de consumo

El comportamiento hidroquímico del uranio, el torio y los miembros individuales de las cadenas de desintegración del uranio y el torio es complejo y depende en gran medida de una serie de otros parámetros de calidad del agua, como la alcalinidad, pH, redox y composición química. Por ejemplo, el torio se considera relativamente inmóvil e insoluble en la gran mayoría de las aguas naturales, mientras que el uranio puede ser muy móvil, especialmente en agua donde el pH es casi neutro y tiene alta alcalinidad debida a carbonatos.

### 1.1.4

## ¿Cuándo se deben considerar los radionucleidos en el agua de consumo en situaciones de no-emergencia?



Se debe considerar la posibilidad de que los radionucleidos estén presentes en el agua de consumo cuando se prevea la entrada de una fuente importante de radionucleidos en los suministros de agua de consumo. Esto debe anticiparse donde haya áreas con altos niveles de radionucleidos naturales en las rocas y el suelo subyacentes. Actividades relacionadas con materiales radiactivos naturales, como la extracción de uranio y otras industrias extractivas y el uso de radionucleidos artificiales en la industria y la medicina también puede dar lugar a la presencia de radionucleidos en el agua de consumo (ver Pregunta 1.1.2).

Hay circunstancias, por ejemplo, algunas fuentes de agua subterránea, muy profundas, en ciertas regiones, donde los riesgos para la salud de los radionucleidos naturales pueden ser mayores que los de los compuestos químicos.



## CAPÍTULO 1 SITUACIONES DE NO EMERGENCIA

# 1.2 PROPÓSITO Y ALCANCE DE LAS GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO

### 1.2.1

#### ¿Cuál es el propósito de las Directrices para la calidad del agua de consumo?



El propósito principal de las Directrices para la calidad del agua de consumo (GDWQ) es proteger la salud pública. El GDWQ detalla las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para manejar los riesgos para la salud de los peligros que pueden comprometer la seguridad del agua de consumo, incluidos los radionucleidos. Las recomendaciones deben considerarse en el contexto de la gestión del riesgo de otras fuentes de exposición a estos peligros, como el aire y los alimentos.

La GDWQ proporciona un enfoque integral para evaluar y gestionar los riesgos para la seguridad del agua de consumo. Este enfoque global, cuya aplicación para el agua de consumo se muestra en la [Figura 1.1](#), abarca el desarrollo de objetivos (parámetros y “sus límites” asociados que aparezcan en las normas de agua de consumo nacionales), la evaluación y gestión de los riesgos realizada por los suministradores de agua (planes de seguridad del agua) y la vigilancia independiente para garantizar que los planes de seguridad del agua están siendo implementados de manera efectiva y que se están cumpliendo los objetivos basados en la salud. El enfoque del plan de seguridad del agua para la evaluación de riesgos y la gestión de riesgos de los suministros de agua de consumo aumenta la confianza en la seguridad del agua de consumo al garantizar que se abordan los riesgos más importantes y que los recursos limitados se utilizan de la manera más eficaz.

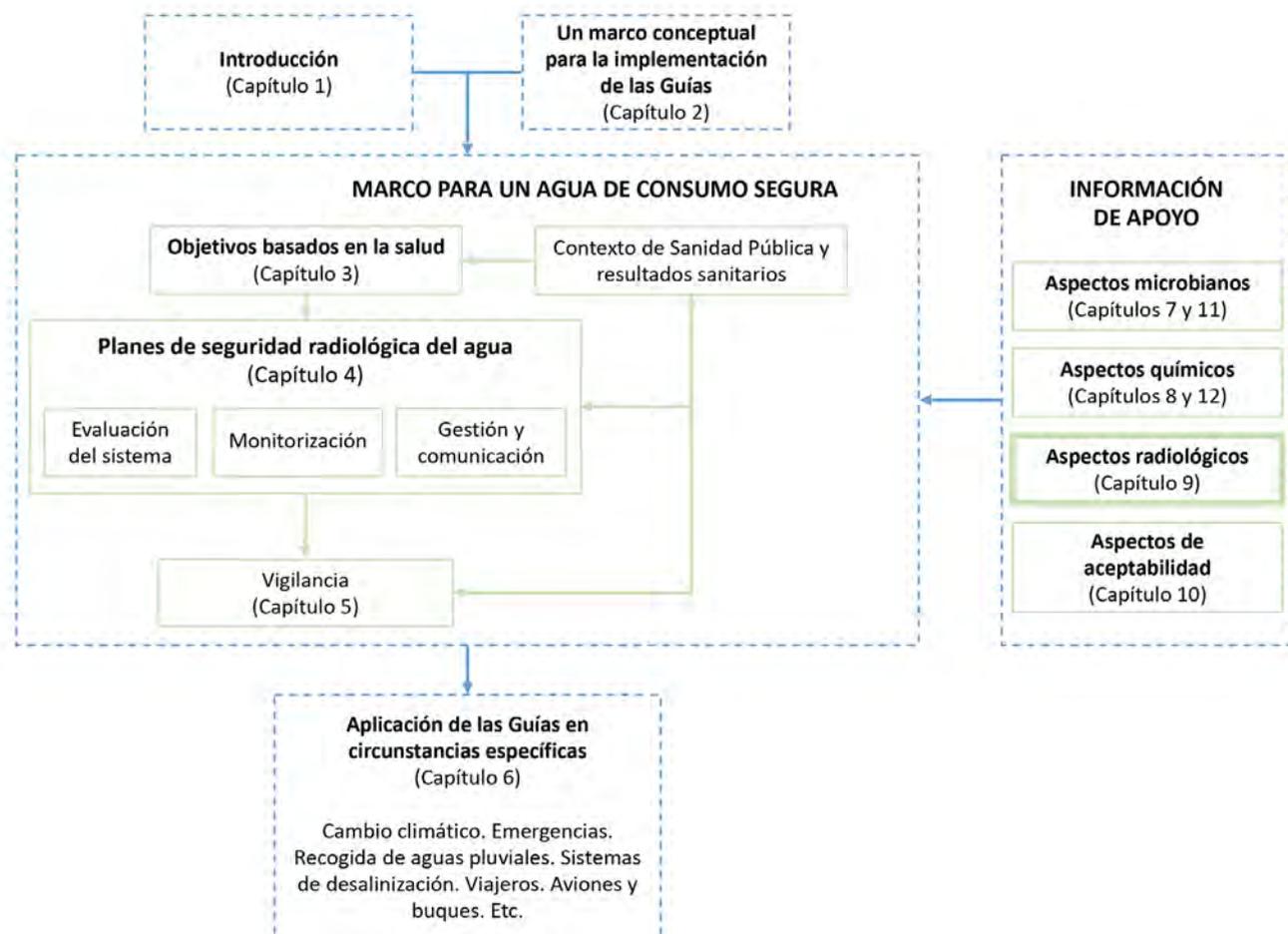
El [Capítulo 9](#) de la GDWQ proporciona información de apoyo específica sobre los aspectos radiológicos de la calidad del agua de consumo, como se muestra en la [Figura 1.1](#).

La evaluación y gestión de los riesgos para la salud de los radionucleidos deben considerarse en el contexto de otros riesgos potenciales para la salud derivados del suministro de agua, a saber, riesgos microbianos y químicos<sup>4</sup>, la disponibilidad de otros suministros de agua y recursos disponibles.

Las GDWQ están dirigidas principalmente a los reguladores del agua y la salud, los políticos y sus asesores, para ayudar en el desarrollo de normas nacionales.

<sup>4</sup> El [Capítulo 8](#) de la GDWQ proporciona información específica sobre los aspectos químicos del uranio en el agua de consumo.

Figura 1.1. Interrelaciones entre los distintos capítulos de las Guías para la calidad del agua de consumo (GDWQ) para garantizar la seguridad del agua de consumo.



### 1.2.2

## ¿Qué directrices ofrece la OMS acerca de los radionucleidos en el agua de consumo?



La GDWQ proporciona directrices sobre la calidad del agua de consumo, incluidos los aspectos radiológicos (ver Pregunta 1.2.1).

El Capítulo 9 de la GDWQ proporciona información específica para evaluar y gestionar los riesgos a la salud de los radionucleidos en el agua de consumo.

- Se proporcionan criterios (niveles de cribado y niveles orientativos; consultar Pregunta 1.3.1 para más información) que permiten evaluar la calidad del agua de consumo con respecto a su contenido en radionucleidos.

- Se brinda una metodología para interpretar los criterios sanitarios con el objetivo de apoyar la evaluación y gestión de los riesgos a la salud que tienen los radionucleidos en el agua de consumo, que incluye:
  - identificación de los radionucleidos individuales potencialmente presentes,
  - medida de las concentraciones de radionucleidos en el agua de consumo,
  - evaluación de las dosis de radiación potenciales que podrían recibirse.
- Se proporcionan indicaciones sobre las medidas correctivas que se pueden tomar para reducir las concentraciones de radionucleidos en el agua de consumo.
- Se proporcionan indicaciones sobre el radón en los suministros de agua de consumo y los riesgos sanitarios debidos al radón en el agua de consumo.

### 1.2.3

#### ¿En qué situaciones puede usarse la GDWQ?



Las directrices sobre los radionucleidos en la GDWQ son principalmente para situaciones de no-emergencia donde podría haber ingesta durante periodos prolongados de los radionucleidos que están contenidos en el agua de consumo, conduciendo a una exposición de las personas a la radiación. La exposición podría continuar durante muchos años o incluso durante toda la vida.

Los criterios de la GDWQ para los radionucleidos no pueden aplicarse a emergencias radiológicas y nucleares. Para situaciones de emergencia, los criterios para tomar acciones de respuesta a la emergencia, incluyendo las que tienen que ver con el agua de consumo, se publicaron en otras normas internacionales, como es la Colección de Normas de Seguridad del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) (OIEA, 2011; 2015), de la cual la OMS es una organización promotora (ver [Pregunta 2.1.4](#)).

Sin embargo, en la GDWQ hay información sobre la planificación general y la gestión de la calidad del agua de consumo en situaciones de emergencia, que podría ser útil en una emergencia nuclear o radiológica (ver, por ejemplo, las [Secciones 4.4.3 y 6.7](#) de la GDWQ). También puede ser útil otra información que aparece en la GDWQ sobre los métodos analíticos, medidas correctivas o la efectividad del tratamiento del agua en caso de emergencia radiológica o nuclear.

### 1.2.4

#### ¿Son obligatorios los criterios radiológicos de la GDWQ?



No. La GDWQ es una guía internacional diseñada para ayudar a los países a desarrollar regulaciones y normas. Los países deben considerar cuál es su situación específica cuando adoptan la GDWQ, incluyendo los criterios que se deben utilizar (es decir, si se debe adoptar el criterio de dosis individual (CDI), los niveles de cribado o los niveles orientativos sin cambios). La [Pregunta 1.5.10](#) cubre las consideraciones a tener en cuenta para desarrollar normas nacionales.

### 1.2.5

## ¿Por qué los criterios que se proporcionan en la GDWQ no se aplican durante una emergencia radiológica o nuclear?



Los criterios que se incluyen en el GDWQ<sup>5</sup> para aspectos radiológicos (es decir, criterio de dosis individual (CDI), niveles de cribado y niveles orientativos) no se aplican en situaciones de emergencia porque se establecen para el caso de ingesta de agua de consumo durante periodos de tiempo prolongados (por ejemplo, durante muchos años o incluso durante toda la vida), lo cual no es adecuado en situaciones de emergencia. En este último caso, las exposiciones por agua de consumo suelen producirse solo durante un periodo corto, aunque posiblemente con concentraciones de actividad de radionucleidos en el agua de consumo más altas que las que normalmente se encontrarían en situaciones de no-emergencia. Por este motivo, los criterios de dosis que se usan en situaciones de emergencia pueden ser más altos que el CDI que aparece en la GDWQ o el nivel de referencia de las Normas Básicas Internacionales de Seguridad (NBS) para el agua de consumo en situaciones de no-emergencia. En la [Sección 2](#) se describen las normas y criterios internacionales que se aplican a la calidad del agua de consumo en situaciones de emergencia, por ejemplo, la [Pregunta 2.1.4](#).

Una vez que las autoridades competentes han declarado el final de una emergencia, los radionucleidos que quedan en el agua de consumo durante un plazo más largo se deben tratar como una situación de no emergencia y se deben utilizar los criterios de la GDWQ.

### 1.2.6

## ¿Existe algún criterio internacional para los radionucleidos en el agua de consumo envasada y embotellada?



La Comisión del Codex Alimentarius ha publicado una Norma General del Codex para el agua de consumo embotellada o envasada (distintas de las aguas minerales naturales): CODEX STAN 227-2001 (CODEX, 2001). Esta norma establece que el agua debe cumplir con los requisitos relacionados con la salud de la GDWQ para sustancias microbiológicas, químicas y radiológicas. También existe una Norma del Codex para las aguas minerales naturales: CODEX STAN 108-1981 (CODEX, 1981), pero esta norma no contiene ningún criterio para los radionucleidos.

Para situaciones de emergencia, las directrices internacionales que se proporcionan en la Colección de Normas de Seguridad del OIEA sobre preparación y respuesta a una emergencia nuclear o radiológica, que incluye los Requisitos Generales de Seguridad n° GSR Part 7 (OIEA, 2015) y la Guía de Seguridad General número GSG-2, sobre los criterios para su uso en la preparación y respuesta ante una emergencia nuclear o radiológica (OIEA, 2011), se aplican al agua de consumo en una emergencia nuclear o radiológica, independientemente de si el agua de consumo está envasada o no. Estas normas son aplicables al agua de consumo humano en los distintos países (ver [Sección 2](#), [Pregunta 2.1.4](#)).

<sup>5</sup> Parte de la información del [Capítulo 9](#) de la GDWQ es aplicable durante situaciones de emergencia, aunque los criterios incluidos en ese capítulo (CDI, niveles de cribado y niveles orientativos) no son aplicables a emergencias. En las [Secciones 4.4.3](#) y [6.7](#) se proporciona más información general útil sobre la planificación para emergencias.

### 1.2.7.

## ¿Deberían gestionarse de forma diferente los radionucleidos naturales y los artificiales que están presentes en el agua de consumo?



No. Una dosis de radiación asociada con la ingesta de un radionucleido en el cuerpo a partir del agua de consumo no depende de su origen. En consecuencia, la GDWQ no distingue entre radionucleidos de procedencia natural y los que surgen de cualquier actividad humana en cuanto a los criterios incluidos para evaluar los riesgos a la salud.

Sin embargo, en términos de gestión de riesgos, existe una diferencia porque los radionucleidos artificiales (es decir, los antropogénicos) a menudo pueden controlarse en el punto de entrada al suministro de agua. Los radionucleidos naturales, por el contrario, entran generalmente al suministro de agua desde las rocas y el suelo que lo rodean, siendo con frecuencia menos susceptibles al control. Esto puede influir en las acciones tomadas en aquellos casos en los que se superen los criterios de la GDWQ.



## CAPÍTULO 1 SITUACIONES DE NO-EMERGENCIA

# 1.3 ENFOQUE ADOPTADO POR LA OMS PARA EVALUAR EL RIESGO PARA LA SALUD PÚBLICA DE RADIONUCLEIDOS EN AGUA DE CONSUMO

### 1.3.1

¿Cuáles son los criterios utilizados en la GDWQ para evaluar los riesgos para la salud de los radionucleidos en el agua de consumo?



Los criterios de la GDWQ para evaluar los riesgos para la salud de los radionucleidos en el agua de consumo son los niveles de cribado, los niveles orientativos y un criterio de dosis individual (CDI). El radón no está incluido en estos criterios y se considera por separado, consultar Sección 1.6.

Cada criterio se analiza con más detalle en otras preguntas, tal y como se indica a continuación:

- La GDWQ incluye un CDI de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  para evaluar los riesgos para la salud de una persona por exposición prolongada a radionucleidos en el agua de consumo. El CDI proporciona las bases para desarrollar criterios operativos que puedan medir tanto los proveedores de agua como los reguladores (es decir, niveles de cribado y niveles orientativos).
- Los niveles de cribado son concentraciones de actividad total que se pueden medir como parte de la monitorización del agua de consumo para evaluar si el CDI se excede o si puede excederse. Los niveles de cribado son  $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$  para la actividad alfa total y  $1 \text{ Bq L}^{-1}$  para la actividad beta total (ver Pregunta 1.3.3). Si se excede cualquiera de los niveles de cribado, se deberán determinar las concentraciones de actividad de los radionucleidos individuales y compararse con los niveles orientativos para determinar si se excede el CDI (ver más abajo).
- Los niveles orientativos son específicos para radionucleidos individuales y son las concentraciones que, si estuvieran presentes en el agua de consumo consumida durante un año, a razón de 2 litros por día, daría como resultado una dosis individual de  $0,1 \text{ mSv}$  (ver Pregunta 1.3.4). La Pregunta 1.5.6 explica cómo se utilizan los niveles orientativos para determinar si se excede el CDI con uno o varios de los radionucleidos presentes en el agua de consumo.

Las experiencias nacionales han demostrado que la gran mayoría de los suministros de agua de consumo cumplen con los criterios radiológicos de la GDWQ.

### 1.3.2

## ¿Cuál es el criterio de dosis individual de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>?



El criterio de dosis individual (CDI) es un criterio de la GDWQ para evaluar los riesgos para la salud de la exposición prolongada a radionucleidos en el agua de consumo. El CDI de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> representa un nivel muy bajo de riesgo para la salud (ver el [Recuadro informativo 1.6](#)). El CDI de 0,1 mSv es para el consumo de agua de consumo durante un año, independientemente de si los radionucleidos son naturales o artificiales. En la práctica, el CDI se traduce en la GDWQ en dos cantidades operativas, niveles de cribado y niveles orientativos (ver Preguntas 1.3.3 y 1.3.4).

#### **Recuadro informativo 1.6: Interpretación del CDI**

El criterio de dosis individual (CDI) no se debe interpretar como un límite por encima del cual el agua de consumo no es segura para el consumo. El agua de consumo es un requisito fundamental para la vida los riesgos de no tener un suministro de agua de consumo serán probablemente mucho mayores que los de consumir agua de consumo que no cumpla con el CDI.

### 1.3.3

## ¿Para qué sirven los niveles de cribado y cómo se deben usar?



Los niveles de cribado son criterios operativos, expresados como concentraciones de actividad alfa y beta totales, por debajo de los cuales no se requiere ninguna acción adicional. Esto se debe a que normalmente no se excedería el criterio de dosis individual (CDI) de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>.

Los niveles de cribado permiten a los proveedores de agua y a los reguladores evaluar la radiactividad total en el agua de consumo de un modo eficiente en costes y en recursos. Se recomienda el uso de niveles de cribado porque el proceso de identificar radionucleidos individuales en el agua de consumo y determinar su concentración requiere mucho tiempo, muchos recursos y además es costoso. Además, en la mayoría de las situaciones, las concentraciones de actividad en el agua de consumo son muy bajas y normalmente no está justificado realizar un análisis detallado para el control rutinario.

Los niveles de cribado son 0,5 Bq L<sup>-1</sup> para la actividad alfa total y 1 Bq L<sup>-1</sup> para la actividad beta total. Son valores robustos que se obtuvieron para tener en cuenta los radionucleidos más comunes que se encuentran en el agua de consumo y sus contribuciones a la dosis de radiación debido al consumo del agua de consumo. Estas medidas de cribado no identifican a los radionucleidos específicos. El [Recuadro informativo 1.7](#) analiza lo que los países deben hacer si tienen un criterio de dosis nacional diferente al CDI de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> y desean establecer niveles de cribado.

Si se excede cualquiera de los niveles de cribado, se debe iniciar una investigación adicional (ver [Pregunta 1.5.3](#)). En la [Figura 1.2](#) de la [Pregunta 1.5.3](#) se muestra el proceso paso a paso para aplicar los niveles de cribado (y los orientativos).

Al utilizar los niveles de cribado, es importante tener en cuenta las siguientes situaciones:

- Los métodos para determinar los índices de alfa total y beta total se basan en la detección de partículas alfa o beta emitidas durante la desintegración radiactiva de los radionucleidos. Son apropiados para la mayoría de las situaciones en las que es probable que se encuentren radionucleidos en el agua de consumo.
- Sin embargo, hay algunos radionucleidos que no se pueden medir con estos métodos de detección. La [Pregunta 1.4.3](#) proporciona más información al respecto y el enfoque que se debe adoptar si la situación local indica que pueden estar presentes estos radionucleidos.
- Hay algunos radionucleidos de origen natural (en particular, el radio-228 y el polonio-210) en los que se podría superar el CDI de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ , incluso si no se superan los niveles de cribado, en la situación poco común en la que estos radionucleidos son los únicos contribuyentes significativos a la concentración de actividad total. Si la geología y la hidrología locales indicaran que estos radionucleidos pueden estar presentes, se deberán medir los radionucleidos individuales y comparar los resultados con los niveles orientativos (ver [Pregunta 1.5.6](#)).

**Recuadro informativo 1.7: Establecimiento de niveles de cribado basados en un criterio de dosis nacional diferente del CDI**

Si un país ha establecido un criterio de dosis nacional distinto al CDI de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  y está utilizando medidas de alfa y beta total como método de cribado, se deben determinar niveles de cribado diferentes, teniendo en cuenta los radionucleidos que haya en el agua de consumo y su contribución a la dosis. Para ello se debe buscar la asesoría de un especialista.

**1.3.4**

**¿Para qué sirven los niveles orientativos para radionucleidos y cómo se deben utilizar?**



El nivel orientativo para un radionucleido es la concentración que, si estuviera presente en el agua de consumo consumida durante el año, a razón de 2 litros por día, daría como resultado una dosis individual de  $0,1 \text{ mSv}$ . Si se identifican varios radionucleidos, se sumarán los radionucleidos presentes para comprobar que juntos no provocan una superación del criterio de dosis individual (CDI) de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ .

Es probable que el agua bebida de origen subterráneo que tenga radionucleidos naturales contenga varios radionucleidos en cantidades variables. En la [Pregunta 1.5.6](#) se dan más detalles sobre como evaluar si se ha excedido el CDI y como sumar radionucleidos.

En la GDWQ se dan niveles orientativos para un gran número de radionucleidos naturales que se detectan más frecuentemente en los suministros de agua de consumo, así como para los radionucleidos artificiales que son potencialmente relevantes para aquellas situaciones de no-emergencia. En la [Tabla 9.2](#) de la GDWQ se presentan los niveles orientativos para aquellos radionucleidos que es más probable que se identifiquen en el agua de consumo y se resumen en la [Tabla 1.1](#) de este documento. Para otros radionucleidos, los valores se pueden encontrar en la [Tabla A6.1](#) de la GDWQ. Los niveles orientativos se redondean al orden de magnitud más cercano para reflejar la naturaleza genérica de los supuestos realizados en el cálculo de los niveles orientativos, que son conservadores en la mayoría de los casos.

Los niveles orientativos se deben utilizar como un desencadenante para una mayor investigación y no se deben interpretar como un límite por encima del cual el agua de consumo no es segura para el consumo. Es probable que los niveles orientativos sean conservadores porque suponen que el agua de consumo se utiliza en esta concentración

de actividad durante todo el año a razón de 2 litros por día. En la práctica, las concentraciones de actividad varían a menudo a lo largo del año y el consumo de agua de consumo puede provenir de diversas fuentes (por ejemplo, en el hogar, el lugar de trabajo, la escuela, los lugares públicos, etc.).

Se puede calcular un nivel orientativo para una situación específica, por ejemplo, utilizando tasas de consumo de agua de consumo locales o regionales, tal y como se explica en el [Capítulo 9](#) de la GDWQ. El anexo proporciona más información sobre el cálculo de los niveles orientativos, incluyendo cálculos para niños. Si se excede un nivel orientativo, debido a las hipótesis conservadoras que se realizan al calcular los niveles orientativos, es muy importante investigar si la muestra tomada es representativa de la situación en otras épocas del año y comprender los hábitos de consumo de agua de consumo de la población. La [Pregunta 1.5.9](#) da más detalles sobre lo que se debe hacer si se excede un nivel orientativo.

Los niveles orientativos de la GDWQ no se aplican en situaciones de emergencia (ver [Pregunta 1.2.5](#)).

### 1.3.5

## ¿Es necesario ajustar los niveles orientativos para los niños?



No. Dado que los niveles orientativos no son límites por encima de los cuales el agua de consumo no sería segura para el consumo, sino que se utilizan como activadores para llevar a cabo investigaciones adicionales, es apropiado que estén basados en los valores de los parámetros usados para adultos. Las hipótesis realizadas en el cálculo de los niveles orientativos son conservadoras y reflejan la metodología de evaluación que se adoptó en la GDWQ.

Cuando se excede un nivel orientativo, es importante llevar a cabo más investigaciones. Estas pueden incluir evaluaciones específicas para el lugar donde radica la población afectada y tener en cuenta los hábitos de consumo para el agua de consumo. En el caso en el que se exceda un nivel orientativo durante un periodo prolongado, puede ser adecuado llevar a cabo una evaluación de las dosis en los niños y en los bebés que beben leche embotellada reconstituida con agua de consumo. Esto es debido a que los niños son más sensibles a la exposición a algunos radionucleidos (como se refleja en los diferentes coeficientes de dosis), aunque en general ingieren cantidades más pequeñas de agua de consumo que los adultos (para más detalles, ver [Pregunta 1.5.9](#)).

## 1.3.6

## ¿Cuál es el nivel de referencia ( $1 \text{ mSv a}^{-1}$ ) y cómo se relaciona con el criterio de dosis individual ( $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ ) para el agua de consumo?



Las Normas Básicas Internacionales de Seguridad (NBS<sup>6</sup>) (OIEA, 2014) recomiendan un nivel de referencia para la dosis de radiación debida al consumo de agua potable de aproximadamente  $1 \text{ mSv a}^{-1}$ . Un nivel de referencia representa el nivel de dosis o riesgo sobre el cual se considera inapropiado hacer planes con el fin de permitir que se produzcan exposiciones y por debajo del cual se debe planificar la optimización de las medidas de protección para mantener las dosis tan bajas como sea razonablemente posible (ALARA). No se debe considerar como una dosis aceptable o como un límite de dosis y, siempre que sea posible, se deben hacer esfuerzos para reducir cualquier exposición que sobrepase el nivel de referencia hasta un nivel inferior. Las NBS exigen que las autoridades reguladoras establezcan niveles de referencia para la dosis de radiación debida a la radiactividad en el agua de consumo, un enfoque que es compatible con la GDWQ.

El criterio de dosis individual (CDI) de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  representa un nivel muy bajo de riesgo para la salud. La mayoría de los suministros de agua cumplen con este criterio y se considera apropiado para la mayoría de los países, y como parte del proceso de optimización (ALARA), establecer una norma nacional en  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ . Sin embargo, en aquellos casos en los que no sea posible, las autoridades reguladoras pueden establecer un nivel de referencia específico (o norma nacional) superior a  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  (CDI) para los radionucleidos en el agua de consumo, pero generalmente inferior al nivel de referencia de las NBS de  $1 \text{ mSv a}^{-1}$ , dependiendo de las circunstancias (ver Pregunta 1.5.10).

En función de la coyuntura momentánea pueden surgir situaciones en las que sea apropiado permitir dosis superiores a  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  para grupos de población específicos al considerar un balance de todos los riesgos, incluyendo el riesgo de que no se tenga ningún suministro de agua de consumo. En consecuencia, sería aceptable un posible aumento pequeño de los riesgos radiológicos para la salud.

<sup>6</sup> Las NBS son el punto de referencia internacional para la seguridad radiológica. Las NBS las patrocinan ocho organizaciones: la Comisión Europea, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), el OIEA, la Organización Internacional del Trabajo (OIT), la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos / Agencia de Energía Nuclear (OCDE / AEN), la Organización Panamericana de la Salud (OPS), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la OMS. Las NBS se utilizan en muchos países como la base de la legislación nacional para proteger a los trabajadores, los pacientes, el público y el medio ambiente de los riesgos de las radiaciones ionizantes. No son legalmente vinculantes.



## CAPÍTULO 1 SITUACIONES DE NO-EMERGENCIA

# 1.4 MEDIDA DE RADIONUCLEIDOS EN EL AGUA DE CONSUMO

### 1.4.1

¿En qué puntos de la cadena de suministro de agua se deben realizar medidas de radionucleidos en el agua de consumo?



Es importante que se realicen medidas que sean representativas del agua potable que realmente se consume. Si el agua se trata antes de consumirla, se debe controlar después de ese tratamiento porque pueden reducirse las concentraciones de actividad de muchos radionucleidos. En la [Pregunta 3.2](#) se da más información sobre la posible eficacia del tratamiento del agua. En general, en el sistema de distribución no se modifica la concentración de los radionucleidos (excepto en el caso del radón; ver [Sección 1.6](#)), por lo que se puede medir el agua en las plantas potabilizadoras después del tratamiento o en los depósitos de almacenamiento anteriores a su distribución. En los suministros de agua de consumo no tratada, p. ej. algunos suministros pequeños de agua, los radionucleidos se pueden medir en la fuente o en el punto de recolección. Idealmente, se deberían tomar algunas medidas en el punto donde se consume, es decir, en el grifo o en los puntos de recolección comunales; sin embargo, esto generalmente no es factible.

Para un nuevo suministro de agua de consumo, las medidas de radionucleidos en el agua deben realizarse en la fuente como parte de la caracterización y determinación de su idoneidad como fuente de agua de consumo (para más información, ver [Pregunta 1.4.2](#)). También se debe tener en cuenta el alcance del tratamiento que se llevará a cabo (ver [Pregunta 3.2](#)). Esta caracterización debe llevarse a cabo junto con la evaluación de los riesgos microbiológicos y químicos como parte del desarrollo de planes de seguridad del agua.

## 1.4.2

### ¿Con qué frecuencia deben realizarse las determinaciones de radionucleidos en el agua de consumo?



La frecuencia para medir las concentraciones de actividad de los radionucleidos en el agua de consumo debe establecerse teniendo en cuenta la posibilidad de que exista un riesgo para la salud pública debido a la presencia de radionucleidos, los recursos disponibles y otras prioridades para el suministro de agua de consumo segura, incluidas los análisis de contaminantes microbiológicos y químicos.

En general, se deberían tomar muestras de los nuevos suministros de agua y analizarlas radiológicamente para determinar su idoneidad como agua de consumo antes de su diseño y construcción. Es importante que la variación estacional de las concentraciones de radionucleidos se caracterice durante el primer año, el agua debe analizarse con la frecuencia suficiente para mostrar cualquier variación estacional, por lo general al menos cuatro veces durante el año (es decir, una vez por estación). Idealmente, las medidas de los radionucleidos individuales deberían realizarse además de las determinaciones de la actividad alfa y beta total, especialmente si se prevé la presencia de radionucleidos naturales.

Debido a la posibilidad de una alta heterogeneidad en los niveles de radionucleidos en las aguas subterráneas, puede ser necesario considerar la monitorización de nuevos suministros de agua de consumo (incluidos nuevos puntos de extracción); esto debe hacerse incluso si ya existe información sobre la fuente de agua subterránea o fuentes de agua subterránea similares en el área y conocimiento sobre la geología subyacente (que podría conducir a altos niveles de uranio y / o torio en las rocas y el suelo).

La frecuencia de muestreo de los suministros de agua existentes debe estar vinculada a varios factores: el nivel de actividad en el agua; el origen del suministro (es decir, agua superficial o subterránea) y la probabilidad de que los niveles de actividad varíen a lo largo del año (por ejemplo, las fuentes de agua subterránea pueden mostrar menos variabilidad que las fuentes de agua superficial); el tamaño de la población abastecida; y la cantidad y calidad de los registros históricos de seguimiento. Al determinar la frecuencia, también deben tenerse en cuenta los siguientes puntos:

- Si los niveles de actividad están por debajo de los niveles de cribado y son estables, la frecuencia de monitorización se puede reducir de acuerdo con las agencias reguladoras relevantes y las autoridades sanitarias y de agua a una vez cada dos a cinco años (o más), dependiendo del origen del agua.
- Si los niveles de actividad alfa y beta total se acercan a los niveles de cribado, los niveles de actividad de los radionucleidos individuales se acercan a los niveles orientativos o, cuando se miden varios radionucleidos, el sumatorio de las relaciones entre las concentraciones observadas de los radionucleidos individuales y sus niveles orientativos se aproxima a la unidad (ver [Pregunta 1.5.6](#)), la frecuencia de muestreo debe mantenerse o incluso aumentarse.
- Aumento de la frecuencia de muestreo en las siguientes situaciones:
  - a. si las medidas indican que existe una tendencia creciente en los niveles de actividad;
  - b. en áreas con material radiactivo residual de prácticas pasadas que nunca estuvieron sujetas a control regulatorio;
  - c. en zonas donde haya niveles residuales de radionucleidos después de una emergencia nuclear o radiológica;
  - d. si existen cerca fuentes de posible contaminación por radionucleidos o se espera que cambien rápidamente con el tiempo (p. ej. actividad minera o reactores nucleares).
- Si los niveles de actividad exceden constantemente los niveles de cribado, entonces se precisa una mayor investigación, incluidas más medidas y un posible aumento en la frecuencia de muestreo (ver [Pregunta 1.5.3](#)).

Existe una norma internacional sobre el diseño de programas de muestreo (ISO, 2020). Algunos ejemplos de programas de monitorización del agua de consumo se dan en el [Recuadro informativo 1.8](#).

## Recuadro informativo 1.8: Ejemplos de programas de monitorización del agua de consumo

### Alemania

La ordenanza sobre el agua de consumo de Alemania (BMG, 2016) contiene requisitos sobre la vigilancia del agua de consumo en busca de radionucleidos. Se requiere un análisis inicial para identificar y evaluar los niveles de actividad promedio anual en los suministros públicos de agua y comprende:

- para los suministros de agua de consumo existentes: cuatro análisis en cuatro trimestres diferentes en un plazo de cuatro años;
- para suministros de agua de consumo de reciente creación: cuatro análisis en cuatro trimestres diferentes en un año;
- si los análisis iniciales revelan que se ha superado uno o más valores paramétricos<sup>7</sup> para las sustancias radiactivas, se deberán realizar análisis periódicos.

### Japón

Después del accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi en marzo de 2011 en Japón, se llevó a cabo la monitorización del agua de consumo para detectar cesio-134 (<sup>134</sup>Cs) y cesio-137 (<sup>137</sup>Cs) y ha continuado más allá de la fase inicial de emergencia del accidente debido a que el cesio radiactivo se detectó en agua del grifo (MHLW, 2011). La frecuencia de monitorización recomendada se redujo progresivamente de, al menos, diario a semanal durante la fase de emergencia, y luego a, al menos, mensualmente en abril de 2012, cuando se recomendó que la frecuencia de medición fuera más de una vez al mes para <sup>134</sup>Cs y <sup>137</sup>Cs (MHLW, 2012a; 2012b). Sin embargo, hay varios servicios de agua que siguen midiendo el cesio radiactivo con más frecuencia (a partir de enero de 2018) para mayor tranquilidad y garantizar que la radiación en el agua de consumo se mantenga en niveles seguros.

### Estados Unidos de América

En los Estados Unidos de América, los suministradores que suministran agua de consumo a, al menos 15 acometidas, o a más de 25 personas (que la consumen durante un año), deben realizar un seguimiento inicial consistente en muestras trimestrales durante el primer año en cada punto de entrada al sistema de distribución después de comenzar a operar, o después de comenzar a usar una nueva fuente de suministro de agua. Los resultados iniciales determinan la frecuencia del seguimiento futuro:

1. si los resultados de la monitorización inicial son inferiores al límite de detección definido, la frecuencia del seguimiento se reduce a una muestra cada nueve años;
2. si los resultados de la monitorización inicial son mayores que el límite de detección definido, pero menos de la mitad del límite máximo de contaminantes, entonces la frecuencia de la monitorización se reduce a una muestra cada seis años;
3. si los resultados de la monitorización inicial son mayores que la mitad del límite máximo de contaminantes, pero menores que el límite máximo de contaminantes, entonces la frecuencia de monitorización se reduce a una muestra cada tres años; y
4. Si los resultados de la monitorización inicial son mayores que el límite máximo de contaminantes, entonces se requieren muestras trimestrales.

Se pueden establecer diferentes frecuencias de monitorización para diferentes contaminantes en el mismo suministro, basándose en los resultados de ese suministro en comparación con cada uno de los cuatro niveles máximos de contaminantes, p. ej. en un sistema puede ser necesario que se muestree la actividad alfa total cada tres años y el uranio cada seis años, según los resultados de la muestra para la actividad alfa total y el uranio, respectivamente.

*Fuente:* EPA (2000).

<sup>7</sup> Valor paramétrico para sustancias radiactivas es el término utilizado en la Directiva de agua de consumo de Euratom (CE, 2013); se dan valores equivalentes a los niveles de detección y los niveles orientativos en la GDWQ.

**Recuadro informativo 1.8: Ejemplos de programas de monitorización del agua de consumo (continuación)**

**Jordania**

En Jordania, se realiza la monitorización regular de los niveles de radionucleidos en el agua en varios puntos de la cadena de suministro, entre los pozos y los grifos de consumo, se realizan dentro del Proyecto de Conducción de Agua Disi (consulte el estudio de caso en la Sección 4.3 para información adicional). El proveedor de agua y las autoridades sanitarias siguen un protocolo de seguimiento que implican las siguientes frecuencias en cada uno de los puntos de muestreo acordados.

1. Muestras trimestrales para cada uno de los 55 pozos en el campo de pozos del Proyecto de Conducción de Agua Disi para evaluar las tendencias temporales de las concentraciones de radionucleidos; la frecuencia se reduce a una vez al año después de dos años de funcionamiento.
2. Muestra mensual del agua combinada de los 55 pozos en el tanque colector en el sur de Jordania antes de que el agua entre a la tubería transportadora principal de 320 km de longitud.
3. Muestras compuestas mensuales para el agua Disi antes de mezclar en los dos puntos de entrega en Amán.
4. Vigilancia anual de las aguas que contienen bajos niveles de actividad utilizadas para la mezcla (agua extraída de las plantas de tratamiento de Zara-Ma'en y Zai cuyos resultados históricos de alfa total, beta total, radio-226 y radio-228, están constantemente por debajo de los límites de detección del método).
5. Muestras compuestas mensuales del agua de consumo después de la mezcla, medidas en las salidas de los principales embalses de Amán.
6. Muestras compuestas mensuales de embalses públicos para representar el agua suministrada a los consumidores en las diferentes zonas de distribución de Amán.

**1.4.3**

**¿Hay radionucleidos que no se detectan con los métodos habituales de cribado alfa total y beta total?**



La medición alfa total detectará todos los radionucleidos emisores de alfa que probablemente se encuentren en el agua de consumo.

La medición de beta total detectará la mayoría de los radionucleidos que emiten partículas beta y que podrían encontrarse en el agua de consumo en situaciones de no-emergencia. Sin embargo, hay algunos radionucleidos que no serán detectados por los métodos habituales de medida de beta total o serán detectados, pero sus concentraciones se subestimarán ya que no emiten partículas beta o la energía de su emisión beta es demasiado baja para ser detectada eficientemente por el método.

Los principales radionucleidos que no se detectan con los métodos habituales de medida de beta total son el tritio, el carbono-14 y el azufre-35. (El Recuadro informativo 1.9 ofrece un ejemplo de los requisitos de seguimiento del tritio en Europa). Algunos radionucleidos gaseosos o volátiles, como los isótopos de yodo, tampoco se detectarán, ya que se producirán pérdidas de radionucleidos durante el procedimiento analítico. Sin embargo, es poco probable que el análisis de rutina de estos radionucleidos artificiales sea necesario en la mayoría de situaciones.

Los principales radionucleidos cuyos niveles de actividad probablemente se subestimen son el plomo-210 y el radio-228 (<sup>228</sup>Ra) de origen natural. Debido a la baja energía de sus emisiones de partículas beta, la eficiencia de su

detección es muy baja y, en consecuencia, se subestima su contribución a la actividad beta total. En el **Recuadro informativo 1.10** se analiza un ejemplo. En la situación poco común en la que estos radionucleidos sean los contribuyentes más importantes a la concentración de actividad beta total, esto puede llevar a que se exceda el criterio de dosis individual (CDI) de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  incluso si los niveles de cribado no se superan. Si se cree que estos radionucleidos pueden estar presentes, deben realizarse análisis específicos de radionucleidos. Se puede utilizar una revisión de la geología e hidrología del área y el contenido de radionucleidos de las rocas, la mineralización y el suelo, así como datos históricos, para determinar la extensión de estos radionucleidos naturales en las aguas subterráneas.

#### **Recuadro informativo 1.9: Requisitos para el control del tritio en la Directiva de agua de consumo de Euratom**

En la Directiva de agua de consumo de Euratom<sup>8</sup> (CE, 2013), los Estados miembros están obligados a controlar el tritio en el agua destinada al consumo humano cuando haya una fuente de tritio u otro radionucleido artificial dentro de la zona de captación y no se pueda mostrar en la base a otros programas de vigilancia o investigaciones que el nivel de tritio está por debajo del valor paramétrico de  $100 \text{ Bq L}^{-1}$ . Si la concentración de tritio excede su valor paramétrico, se requiere una investigación de la presencia de otros radionucleidos artificiales (CE, 2013).

En la **Sección 3.5** se incluye más información sobre los métodos de medida. La medida del radón en el agua de consumo se trata en la **Sección 1.6**.

#### **Recuadro informativo 1.10: Monitorización del $^{228}\text{Ra}$ en Jordania**

En Jordania, la monitorización regular de los niveles de radionucleidos en el agua en varios puntos de la cadena de suministro entre los pozos y los grifos de los consumidores se realiza dentro del Proyecto de Conducción de Agua Disi. Se realizan análisis de isótopos de radio y cálculos de dosis porque se sabe que  $^{228}\text{Ra}$  es el principal radionucleido presente y dado que, como se señaló anteriormente en el texto principal, las medidas de beta total pueden no detectar adecuadamente este radionucleido. En Jordania, ha habido una serie de medidas en las que la actividad beta total es menor o aproximadamente  $1 \text{ Bq L}^{-1}$ , pero las concentraciones de actividad medidas de  $^{228}\text{Ra}$  son más altas que el nivel de referencia de  $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$  (valor no redondeado) y, por lo tanto, la dosis es  $> 0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  (utilizando los supuestos predeterminados de la GDWQ sobre las tasas de consumo de agua de consumo).

<sup>8</sup> La Comisión Europea (CE) tiene responsabilidades específicas en el seguimiento de la aplicación de la legislación de la Unión Europea sobre radiactividad en el agua de consumo. La Directiva Euratom sobre el agua de consumo (CE, 2013) proporciona un marco para controlar la radiactividad en el agua de bebida y la dosis de radiación recibida del consumo de diferentes formas de agua de consumo (agua del grifo y agua embotellada). La Directiva no se aplica a las aguas minerales naturales ni a los pequeños suministros privados.



## CAPÍTULO 1 SITUACIONES DE NO-EMERGENCIA

# 1.5 CÓMO APLICAR LA METODOLOGÍA GDWQ EN RADIONUCLEIDOS DEL AGUA DE CONSUMO

### 1.5.1

Si una o unas pocas muestras de agua de consumo superan un nivel de cribado, ¿significa que la dosis de radiación superará el criterio de dosis de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ ?



No. Un exceso de los niveles de cribado para alfa total o beta total no significa necesariamente que se superará el criterio de dosis individual (CDI) de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ . El CDI es un criterio anual y, por tanto, si los niveles de cribado de alfa total se exceden durante un corto intervalo de tiempo en una muestra individual, o incluso en unas pocas muestras, de agua de consumo, no implica necesariamente que se vaya a superar el CDI. Si se excede cualquiera de los niveles de cribado, entonces será necesario investigar más a fondo la situación, p. ej. tomando más muestras (ver Pregunta 1.5.3).

## 1.5.2

### ¿Se requiere tomar alguna acción cuando no se superan los niveles de cribado?



Si ninguno de los dos niveles de cribado, alfa total y beta total, se exceden, se debería continuar con la monitorización rutinaria continua en las mismas localizaciones y con la misma frecuencia que se acordó con el regulador de calidad del agua. En la mayoría de los casos no se superará el Criterio de Dosis Individual (CDI) de 0,1 mSv en un año; sin embargo, hay dos situaciones poco comunes que son una excepción:

- El primero es cuando se sospecha que el agua podría contener un radionucleido que no se detecta con los métodos de cribado. La [Pregunta 1.4.3](#) proporciona información sobre los principales radionucleidos artificiales que no se detectan mediante métodos de cribado de alfa y beta totales. Otras fuentes de información podrían indicar la posibilidad de que hubiera radionucleidos en el agua de consumo, pero que no serían detectados, p.ej. otros datos de la vigilancia ambiental en el área y en la cuenca de la que se obtiene el agua, conocimiento de emplazamientos que podrían haber dado lugar a descargas de radionucleidos a la cuenca y geología local.
- El segundo se da cuando los contribuyentes más significativos a la concentración de actividad total son radionucleidos que no se detectan de manera eficaz utilizando métodos de cribado. Como se explicó en la [Pregunta 1.4.3](#), el radio-228 ( $^{228}\text{Ra}$ ) y el plomo-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) son los más destacados. En el [Recuadro informativo 1.11](#) encontrará ejemplos de situaciones en las que el  $^{228}\text{Ra}$  en el agua de consumo es el que más contribuye a la dosis.

En ambos casos, deberían realizarse medidas específicas de radionucleidos que se deberían comparar con los niveles guía relevantes (ver [Pregunta 1.5.3](#)).

#### **Recuadro Informativo 1.11: Ejemplos en los que el $^{228}\text{Ra}$ es el contribuyente más significativo de las concentraciones de radionucleidos en el agua de consumo.**

Jordania: Medidas en el pozo de agua de Disi entre octubre de 2013 y mayo de 2015.

$^{226}\text{Ra}$ : 0,31 – 0,47 Bq L<sup>-1</sup>

$^{228}\text{Ra}$ : 1,07 – 1,41 Bq L<sup>-1</sup>

Plomo-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ): 0,02 Bq L<sup>-1</sup>

Las concentraciones han permanecido estables en el tiempo.

Queensland, Australia: 110 perforaciones que reflejan una gama de litologías de acuíferos (área de 1,7 millones de km<sup>2</sup>) (Kleinschmidt, Black & Akber, 2011).

$^{226}\text{Ra}$ : media 0,07 Bq L<sup>-1</sup> (0,01 – 0,96 Bq L<sup>-1</sup>)

$^{228}\text{Ra}$ : media 0,14 Bq L<sup>-1</sup> (0,01 – 2,8 Bq L<sup>-1</sup>)

Uranio-238 ( $^{238}\text{U}$ ): media 0,15 Bq L<sup>-1</sup> (0,04 – 0,71 Bq L<sup>-1</sup>)

### 1.5.3

## ¿Qué otras acciones se requieren al superar cualquiera de los niveles de cribado para una muestra de agua de consumo?



Si se superara el nivel de cribado beta total, tras una determinación aparte del potasio total en el agua de consumo, se debe sustraer de la(s) medida(s) la contribución debida al potasio-40 (ver Pregunta 1.5.4).

Si (tras sustraer la contribución del potasio-40 de las medidas de beta total) se superara cualquiera de los niveles de cribado, se debería confirmar la validez del resultado mediante una repetición de la medida. Se debe llevar a cabo una repetición de la medida si cualquiera de las muestras originales de agua de consumo siguiera superándolos.

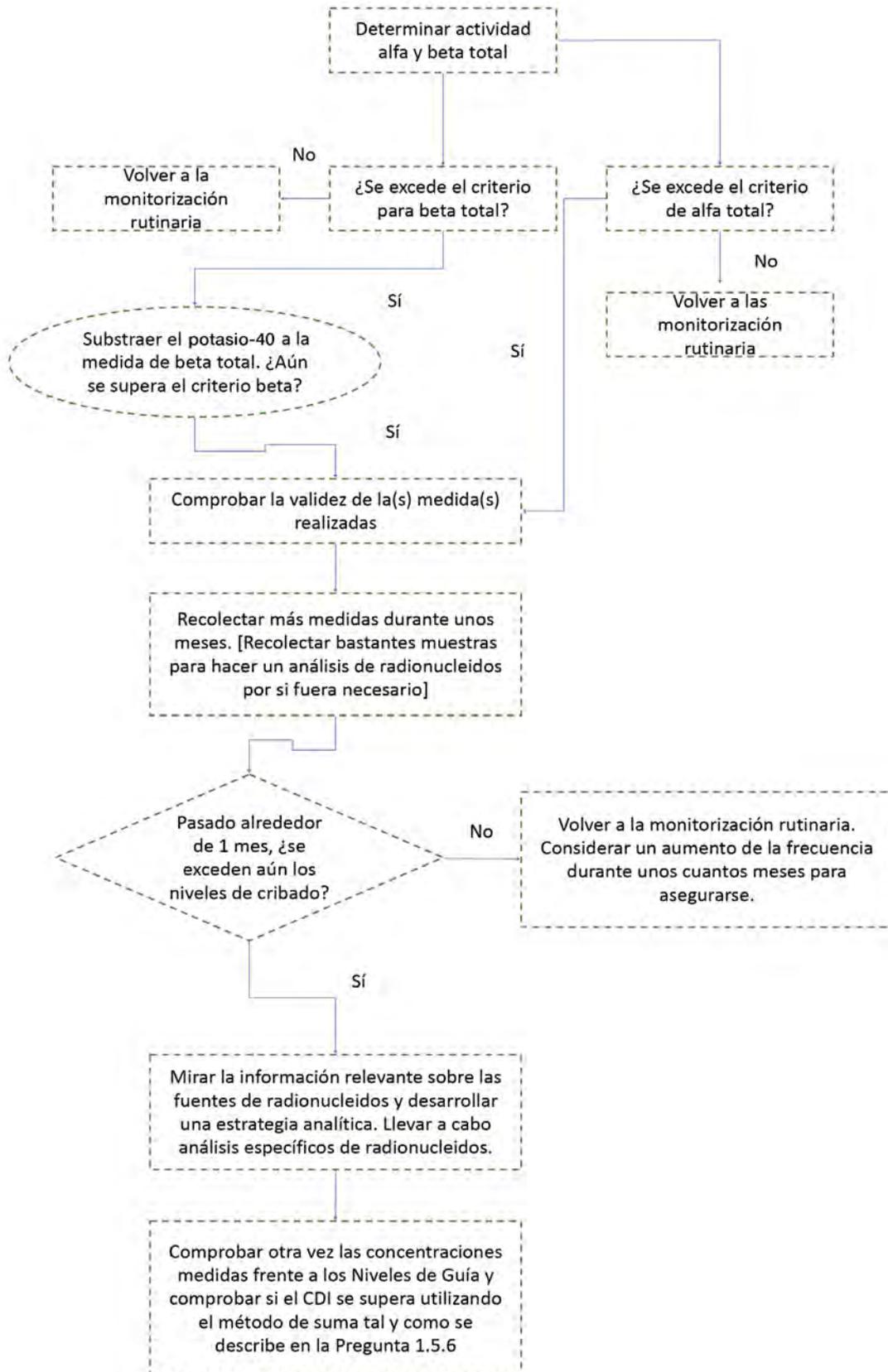
Una vez que se haya confirmado la medida inicial, el siguiente paso es hacer más medidas de actividad alfa total y/o beta total en el agua de consumo. Se necesitan estas medidas para evaluar la situación y para saber si esta varía con el tiempo. Se deberían tomar de forma inicial más muestras, al menos semanalmente, durante unas cuantas semanas. Vale la pena recolectar bastante volumen de muestra de forma que, más tarde, se puedan hacer análisis de radionucleidos individuales, si fuera necesario.

Se deberían tomar más muestras, al menos durante un periodo de unos cuantos meses, si las concentraciones de actividad total medidas siguen excediendo el(los) nivel(es) de cribado. Esto es necesario para entender las posibles variaciones estacionales, ya que pudiera ser que las concentraciones de actividad promediadas en un periodo extenso no excedieran el(los) nivel(es) de cribado. La variabilidad temporal de los radionucleidos podría ser muy grande, a menos que el recurso hídrico sea muy estable y, en la mayoría de los casos, corresponderá a las características de la captación de agua. También podrían observarse variaciones grandes debido a las descargas de radionucleidos a los recursos hídricos superficiales, si no son controladas, y si se producen descargas no autorizadas. La duración del periodo de medidas que deben tomarse dependerá de las características del recurso hídrico y de los resultados de las medidas que se realicen.

No se requerirán más intervenciones si a lo largo de un periodo acordado, después de la medida inicial que superó el nivel de cribado, se realizan más medidas y si estas son menores que el nivel de cribado. De forma adicional al programa de vigilancia rutinario se podría necesitar algún muestreo ocasional, p. ej. con mayor frecuencia de lo normal, para asegurar que se mantienen bajos los niveles de radionucleidos.

Se necesitará identificar a los radionucleidos presentes en el agua si se excede(n) el(los) nivel(es) de cribado de forma consistente. Se necesitan análisis específicos de radionucleidos para determinar si un radionucleido está presente y, si lo está, para saber qué concentración de actividad hay en el agua de consumo. Deberían estudiarse las potenciales fuentes de radionucleidos (ver Pregunta 1.5.5 para más información) y se debería desarrollar una estrategia analítica específica. Este proceso se ilustra esquemáticamente en la Figura 1.2.

Figura 1.2. Diagrama de flujo para la medida de los radionucleidos en el agua de consumo.



### 1.5.4

## ¿Por qué se sustrae la contribución del potasio-40 de la actividad beta total cuando esa concentración de actividad beta total supera el nivel de cribado? Cómo se puede llevar a cabo



Las medidas de beta total incluyen la contribución del potasio-40 ( $^{40}\text{K}$ ), que es un emisor beta natural que tiene una relación fija con respecto al potasio estable. El potasio es un elemento clave que regula muchas funciones corporales y el contenido de potasio en el cuerpo se mantiene constante por procesos fisiológicos, por ello el contenido en  $^{40}\text{K}$  en el cuerpo también se regula de forma natural y no se acumula en el cuerpo sea cual sea la cantidad incorporada. La contribución de  $^{40}\text{K}$  a la concentración de actividad beta total medida se debería por tanto sustraer si se superara el nivel de cribado de beta total.

No es práctico utilizar técnicas de medida de radionucleidos para determinar la concentración de  $^{40}\text{K}$  en una muestra de agua de consumo debido a su baja emisión de rayos gamma y por la dificultad de aislar químicamente al radionucleido de la disolución. Debido a esa relación estable entre el  $^{40}\text{K}$  y el potasio estable, se pueden usar análisis químicos para determinar el potasio total. La actividad beta debida al  $^{40}\text{K}$  se puede calcular utilizando un factor de 27,9 Bq por gramo de potasio total. La fórmula se muestra en la [Recuadro Informativo 1.12](#).

#### Recuadro informativo 1.12: Cálculo de $^{40}\text{K}$ en agua

$^{40}\text{K}$  en muestra de agua ( $\text{Bq L}^{-1}$ ) = potasio total en muestra de agua ( $\text{g L}^{-1}$ )  $\times$  27,9 Bq g $^{-1}$

### 1.5.5

## ¿Cómo se identifican los radionucleidos que contribuyen a que se superen los niveles de cribado en el agua de consumo?



Se tienen que identificar qué radionucleidos individuales contribuyen a las concentraciones de actividad en el agua de consumo si se superaran los niveles de actividad alfa o beta total, si se ha confirmado la validez del resultado y si las medidas adicionales que se hayan hecho también superan los niveles de cribado (habiendo sustraído el potasio-40 de las medidas de beta total) (ver Preguntas 1.5.3 y 1.5.4 para más detalles). Se debería tener en cuenta toda la información relevante cuando se decida cuáles son los radionucleidos que es probable que sean culpables de que se supere el nivel de cribado. Las fuentes de información a utilizar podrían ser datos de medidas medioambientales en el área y en la captación de donde se obtiene el agua, el conocimiento de los emplazamientos que pudieran haber dado lugar a las descargas de radionucleidos a la captación y la geología local. Es más probable que la fuente de radionucleidos sea de origen natural, por ejemplo, en el caso del radio-226 y del radio-228. Pero radionucleidos artificiales como el cobalto-60, el estroncio-90 y el cesio-137 también podrían estar presentes.

### 1.5.6

## ¿Cómo se evalúa si se ha superado el criterio de dosis individual de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>, utilizando medidas de radionucleidos individuales en el agua de consumo?



El nivel orientativo para un radionucleido es la concentración que, si estuviera presente en el agua de consumo que se consume a lo largo del año con una tasa de ingestión de 2 litros por día, daría lugar a una dosis individual de 0,1 mSv. Si solo se ha identificado un radionucleido en el agua de consumo, se debería comparar la concentración de actividad con el nivel orientativo de ese radionucleido (Para los radionucleidos comunes ver Tabla 9.2 en el Capítulo 9 de la GDWQ y su resumen presentado en la Tabla 1.1 más adelante. Para otros radionucleidos se presentan los niveles orientativos en la Tabla A6.1 en Anexo 6 de la GDWQ). Es muy probable que, si se supera el nivel orientativo, se haya superado el criterio de dosis individual (CDI) de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> y se requiera una investigación posterior (ver Pregunta 1.5.9).

**Tabla 1.1. Resumen de los niveles de referencia de la OMS para los radionucleidos comunes en el agua de consumo.**

Radionucleido	Nivel Orientativo (Bq L <sup>-1</sup> )
<sup>3</sup> H	10 000
<sup>14</sup> C	100
<sup>90</sup> Sr, <sup>131</sup> I, <sup>134</sup> Cs, <sup>137</sup> Cs, <sup>238</sup> U*	10
<sup>226</sup> Ra, <sup>228</sup> Th, <sup>230</sup> Th, <sup>232</sup> Th, <sup>234</sup> U*, <sup>239</sup> Pu, <sup>241</sup> Am	1
<sup>210</sup> Pb, <sup>210</sup> Po, <sup>228</sup> Ra	0,1

\* El uranio se controla normalmente en base a su toxicidad química. El valor de referencia para un contenido total de uranio en el agua de consumo es de 30 µg L<sup>-1</sup>, que es equivalente a 0,37 Bq L<sup>-1</sup> de <sup>238</sup>U o <sup>234</sup>U.

Clave: tritio (<sup>3</sup>H), carbono-14 (<sup>14</sup>C), estroncio-90 (<sup>90</sup>Sr), yodo-131 (<sup>131</sup>I), cesio-134 (<sup>134</sup>Cs), cesio-137 (<sup>137</sup>Cs), uranio-238 (<sup>238</sup>U), radio-226 (<sup>226</sup>Ra), torio-228 (<sup>228</sup>Th), torio-232 (<sup>232</sup>Th), uranio-234 (<sup>234</sup>U), plutonio-239 (<sup>239</sup>Pu), americio-241 (<sup>241</sup>Am), plomo-210 (<sup>210</sup>Pb), polonio-210 (<sup>210</sup>Po) y radio-228 (<sup>228</sup>Ra).

Si se identifican varios radionucleidos, se deberá considerar la suma ponderada de los radionucleidos para comprobar que no excede la unidad, es decir, comprobar si se ha superado el CDI. La ecuación que se debe usar es:

$$\sum_i \frac{C_i}{NO_i} \leq 1$$

Donde:

C<sub>i</sub>: concentración de actividad medida superando el límite de detección respectivo (LD) del radionucleido i;

NO<sub>i</sub>: Nivel Orientativo para el radionucleido i, que se ha calculado utilizando suposiciones predeterminadas (adulto, 2 L d<sup>-1</sup>).

(ver un ejemplo teórico en la Recuadro informativo 1.13).

**Recuadro informativo 1.13: Ejemplo teórico para ilustrar la evaluación de las concentraciones de actividad en una muestra de agua de consumo frente al CDI**

Las concentraciones de actividad medidas son:

Radio-226 = 0,8 Bq L<sup>-1</sup>

Radio-228 = < LD

Plomo-210 = 0,05 Bq L<sup>-1</sup>

Polonio-210 = 0,03 Bq L<sup>-1</sup>

Ecuación suma =  $0,1/1 + 0,05/0,1 + 0,03/0,1 = 1,6$

Como en este caso la suma es > 1, se supera el CDI de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>

Si la suma es  $\geq 1$ , es muy probable que se haya excedido el CDI y se requerirá una investigación posterior (ver Pregunta 1.5.9). Los niveles de referencia de la GDWQ se redondearon al orden de magnitud más cercano, tal y como se describe en la Pregunta 1.3.4. Parte de esta investigación consiste en comprobar si el uso de estos niveles orientativos resulta demasiado conservador (ver Pregunta 1.5.9).

Se debería tener precaución si las medidas que se utilizan para comparar con los niveles orientativos fueran inferiores al LD (El Recuadro informativo 1.14 proporciona un ejemplo basado en Suecia sobre este asunto). Estas medidas no son concentraciones de actividad reales sino una característica de la capacidad de detección del equipo que se utiliza. El uso de las medidas inferiores al LD en el agua de consumo como concentraciones de actividad reales es conservador. El radionucleido podría estar presente en la muestra, pero el equipo que se ha utilizado no es capaz de cuantificar la cantidad.

El Recuadro informativo 1.15 presenta la aproximación de la Directiva de Euratom de Agua de consumo (CE, 2013) para identificar una superación del criterio de dosis de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>.

**Recuadro informativo 1.14: Ejemplo de interpretación de los LDs cuando se comparan con los niveles orientativos**

En Suecia, al transponer la Directiva de Euratom de Agua de consumo (CE, 2013) a las normas nacionales, se recomienda excluir del sumatorio (y del cálculo de dosis) a aquellos radionucleidos cuya concentración de actividad sea menor que el LD, ya que los valores de LD que requiere la Directiva son muy bajos (ver Recuadro Informativo en la Pregunta 3.5).

**Recuadro informativo 1.15: Identificando una superación del CDI en la Directiva Euratom de Agua de consumo**

En la Directiva Euratom de Agua de consumo (CE, 2013) se usa una aproximación muy similar a la utilizada en la GDWQ para identificar una superación del criterio de dosis de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>. Además, se proporcionan concentraciones de actividad que son el 20 % de los niveles orientativos. Estos valores se pueden considerar como niveles por encima de cuales se requiere seguir investigando. Si ninguna de las concentraciones de actividad que se miden exceden estos niveles de activación entonces no será necesario llevar a cabo los procesos más complejos de sumas ponderadas de radionucleidos para comprobar si se ha superado el CDI.

### 1.5.7

## Si las concentraciones de actividad de los radionucleidos medidos en el agua de consumo, no superan los niveles orientativos, ¿habría que tomar acciones adicionales?



No, en la mayoría de los casos no habría que tomarlas. Es muy improbable que se supere el criterio de dosis individual (CDI) de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  si solo se ha identificado un radionucleido en el agua de consumo y si no se supera el nivel orientativo. Se debería continuar con las medidas en el agua de consumo en las localizaciones y con la frecuencia que se haya especificado, en cuanto a parámetros radiológicos, en las regulaciones nacionales para el agua de consumo.

Se necesitará considerar la suma ponderada de los radionucleidos para comprobar que no excede la unidad si se han identificado varios radionucleidos, pero individualmente ningunas de las concentraciones de actividad medidas exceden los niveles orientativos para los radionucleidos identificados. La ecuación para determinarlo se muestra en la [Pregunta 1.5.6](#). Si el sumatorio es  $\geq 1$  entonces es probable que se supere el CDI y se necesita una posterior investigación (ver [Pregunta 1.5.9](#)).

Sin embargo, existe una situación particular que es una excepción: Incluso si el sumatorio es  $< 1$  y si se ha identificado que cualquiera de los radionucleidos: uranio-238, radio-226 o estroncio-90, contribuyen de forma significativa a la dosis, entonces puede que la dosis anual se haya subestimado. Esto es debido a que los niveles orientativos de estos radionucleidos, que se redondean al factor más cercano de 10, son más elevados, por un factor 2 o más<sup>9</sup>, que las concentraciones de actividad que producirían una dosis de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  (ver [Tabla 1.2](#) en la [Pregunta 1.5.9](#)).

### 1.5.8

## Si se supera el criterio de dosis individual de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ , ¿Significa esto que el agua de consumo no es adecuada para su consumo?



No. Superar el criterio de dosis individual (CDI) no es una señal de que el agua de consumo no sea segura para su consumo. Sin embargo, si las medidas de radionucleidos en el agua de consumo indican que el CDI se superará al usar las suposiciones por defecto, se requieren más pasos para investigar más a fondo la situación: ver [Pregunta 1.5.9](#). Una dosis de radiación de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  representa un nivel muy bajo de riesgo a la salud, siendo típicamente al menos un factor 20 o menor que las dosis que el público recibe por todas las fuentes de radiación. Y aún más, es un factor 10 veces inferior al nivel de referencia para la exposición debida a los radionucleidos en el agua de consumo que se recomienda en las NBS (OIEA, 2014).

No se debería interrumpir automáticamente el uso de un suministro de agua de consumo si la dosis anual es cercana al nivel de referencia de  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  que se recomienda en las NBS (ver [Pregunta 1.3.6](#)), en particular si no hay otras fuentes disponibles o si las fuentes alternativas no son adecuadas y asequibles. En estas circunstancias sí podría ser apropiado permitir dosis superiores a  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  para grupos de población seleccionados, considerando un equilibrio

<sup>9</sup> Los niveles orientativos se redondean al orden de magnitud más cercano conforme a valores promediados en escala logarítmica (a  $10^n$  si el valor calculado es inferior a  $3 \times 10^n$  y a  $10^{n+1}$  si es valor es  $3 \times 10^n$  o superior).

entre los riesgos globales, incluido el riesgo de no tener ningún suministro de agua de consumo. La consecuencia de esto sería aceptar un ligero incremento potencial en los riesgos radiológicos a la salud.

Es importante hacer notar que, incluso si un suministro de agua no se considera adecuado para el consumo humano debido al nivel de radionucleidos, aún podría serlo para otros usos como el lavado y la limpieza.

### 1.5.9

## ¿Cuál es el siguiente paso si se supera un nivel orientativo o si la suma ponderada de radionucleidos supera la unidad, es decir, si se supera el criterio de dosis individual de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>?<sup>10</sup>



Consumir agua de la que se ha calculado que proporciona una dosis de radiación entre 0,1 y 1 mSv a<sup>-1</sup> no se considera un riesgo a la salud (ver Pregunta 1.3.6 y 1.5.8). Sin embargo, si se excediera el criterio de dosis individual (CDI) de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>, se deberían seguir una serie de pasos y es necesario aplicar el principio de optimización para intentar reducir la exposición prolongada a la fuente de agua de consumo tanto como sea razonablemente posible. Aunque las autoridades locales y nacionales necesitarán investigar a fondo la situación para decidir qué acción tomar, una consideración clave es saber hasta qué punto se excede el CDI. No se necesitarán implementar acciones urgentes si la dosis evaluada se encuentra por debajo del nivel de referencia de 1 mSv a<sup>-1</sup> que se especifica en las NBS.

#### Paso 1 – Utilizar valores no redondeados para los niveles orientativos para calcular el CDI

Los niveles orientativos en la GDWQ están redondeados al orden de magnitud más cercano para reflejar la naturaleza de cribado de la aproximación, siendo las hipótesis tomadas en el cálculo de los niveles orientativos, conservadoras en la mayoría de los casos. La Tabla 1.2 proporciona los niveles orientativos de la GDWQ, que están redondeados al orden de magnitud más cercano, y también la concentración de actividad real que daría lugar a una dosis de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>. El uso de los niveles orientativos de la GDWQ podría dar lugar a una situación en la que el CDI calculado indicara la superación del 0,1 mSv a<sup>-1</sup>, pero que en realidad la dosis de radiación estuviera por debajo de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> (El Recuadro informativo 1.16 proporciona un ejemplo teórico y el Recuadro Informativo 1.17 proporciona un ejemplo real de Brasil).

Tabla 1.2. Niveles de referencia para los radionucleidos comunes

			Niveles orientativos	
Radionucleido		Periodo de semidesintegración	Valor redondeado <sup>a</sup> (Bq L <sup>-1</sup> )	Valores no redondeados (Bq L <sup>-1</sup> )
<sup>3</sup> H	Tritio	12,5 a	10 000	7 610
<sup>14</sup> C	Carbono-14	5 730 a	100	240
<sup>90</sup> Sr	Estroncio-90	29,12 a	10	4,9
<sup>131</sup> I	Yodo-131	8,04 d	10	6,2
<sup>134</sup> Cs	Cesio-134	2,062 a	10	7,2
<sup>137</sup> Cs	Cesio-137	30 a	10	11,0

<sup>10</sup> Esta respuesta se escribe sobre la base de que se ha superado el criterio CDI en la GDWQ. Los países pueden establecer una norma o nivel de referencia para agua de consumo diferente (ver Pregunta 1.5.10). En cualquier caso, el enfoque escalonado que se proporciona aquí sería el mismo si se superara la norma/nivel de referencia nacional del país.

**Tabla 1.2. Niveles de referencia para los radionucleidos comunes (Continuación)**

<sup>210</sup> Pb	Plomo-210	22,3 a	0,1	0,2
<sup>210</sup> Po	Polonio-210	138,38 a	0,1	0,1
<sup>228</sup> Ra	Radio-228	5,78 a	0,1	0,2
<sup>234</sup> U	Uranio-234	244 500 a	1	2,8
<sup>238</sup> U	Uranio-238	4,468 × 10 <sup>9</sup> a	10	3,0
<sup>228</sup> Th	Torio-228	1,913 a	1	0,6
<sup>230</sup> Th	Torio-230	7,54 × 10 <sup>4</sup> a	1	0,7
<sup>232</sup> Th	Torio-232	1,405 × 10 <sup>10</sup> a	1	3,0
<sup>239</sup> Pu/ <sup>240</sup> Pu	Plutonio-239/240	2,41 × 10 <sup>4</sup> a/6537 a	1	0,6
<sup>241</sup> Am	Americio-241	432,2 a	1	0,7

<sup>a</sup> Los niveles orientativos están redondeados al orden de magnitud más cercano conforme a los valores promediados en escala logarítmica (a 10<sup>n</sup> si el valor calculado es inferior a 3 × 10<sup>n</sup> y a 10<sup>n+1</sup> si el valor es 3 × 10<sup>n</sup> o superior).

**Recuadro informativo 1.16: Ejemplo teórico sobre como comprobar si la suma ponderada de radionucleidos excede la unidad**

Las concentraciones de actividad medidas son:

Uranio-234 = 0,07 Bq L<sup>-1</sup>

Radio-228 = 0,05 Bq L<sup>-1</sup>

Plomo-210 = 0,03 Bq L<sup>-1</sup>

Polonio-210 = 0,03 Bq L<sup>-1</sup>

Utilizando los niveles orientativos redondeados de la GDWQ (mostrados en la Tabla 1.2):

Ecuación de la suma = 0,07/1 + 0,05/0,1 + 0,03/0,1 + 0,03/0,1 = 1,17

En este caso el sumatorio es > 1 y se supera el CDI de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>

Usando las concentraciones de actividad no redondeadas (ver Tabla 1.2):

Ecuación de suma = 0.07/2.8 + 0,05/0,2 + 0,03/0,1 = 0,725

En este caso la suma es < 1 y no se superaría el CDI de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>

**Recuadro Informativo 1.17: Concentraciones de radionucleidos en el agua subterránea en Brasil (ver también la Sección 4.1)**

Media geométrica de la concentración del radionucleido en pozos de agua subterránea en Brasil (N=416 pozos)			
Radionucleido	Concentración (Bq L <sup>-1</sup> ) C <sub>i</sub>	C <sub>i</sub> /NO <sub>i</sub> <sup>a,b</sup> Nivel Orientativo (NO) redondeado	C <sub>i</sub> /NO <sub>i</sub> <sup>a,b</sup> Nivel Orientativo (NO) no redondeado
<sup>238</sup> U	0,013	0,0013	0,0043
<sup>234</sup> U	0,045	0,045	<b>0,016</b>
<sup>230</sup> Th	0,007	0,007	0,01
<sup>226</sup> Ra	0,015	0,015	0,03
<sup>228</sup> Ra	0,06	0,6	<b>0,3</b>
<sup>232</sup> Th	0,0002	0,0002	<b>0,00007</b>
<sup>210</sup> Po	0,03	0,3	0,3
<sup>210</sup> Pb	0,04	0,4	<b>0,2</b>
Sumatorio		<b>1,37 (&gt;1)</b>	<b>0,86 (&lt;1)</b>

<sup>a</sup> Niveles Orientativos de la Tabla 1.2

<sup>b</sup> Un valor en negrita indica cuándo el valor de C<sub>i</sub>/NO<sub>i</sub> es menor utilizando niveles orientativos no redondeados

Clave: uranio-238 (<sup>238</sup>U), radio-226 (<sup>226</sup>Ra), torio-232 (<sup>232</sup>Th), torio-230 (<sup>230</sup>Th), uranio-234 (<sup>234</sup>U), plomo-210 (<sup>210</sup>Pb), polonio-210 (<sup>210</sup>Po) y radio-228 (<sup>228</sup>Ra).

### Paso 2 – Llevar a cabo una evaluación de dosis más detallada

Una evaluación más detallada debería considerar tanto las características del suministro de agua que se está investigando como la población que realmente consume el agua. Las medidas en el suministro de agua y en la fuente de agua proporcionarán información sobre la estabilidad de las concentraciones de actividad en el agua y si fluctúan a lo largo del año debido a procesos naturales o más posiblemente por las grandes variaciones en las descargas de radionucleidos a los recursos hídricos superficiales. Se podría considerar hacer más medidas para identificar si hay fluctuaciones en las concentraciones de actividad de los radionucleidos que más contribuyen a la dosis, en particular si no se hizo en la etapa de cribado (ver Pregunta 1.5.3).

Para evaluar las dosis se deberían usar las dosis promediadas en el año.

Se pueden usar estimaciones de consumo de agua nacionales en el cálculo de los niveles orientativos cuando haya datos disponibles o si hay suficiente capacidad para realizar el análisis, en vez de utilizar los niveles orientativos de la GDWQ, que están basados en la hipótesis por defecto de un consumo de 2 litros por día. Cuando sea apropiado también se deberían considerar las evaluaciones de dosis a los niños y bebés que se deben a los biberones de leche reconstituida con agua de consumo (El Anexo 1 proporciona información sobre como calcular las dosis a los niños).

### Paso 3 – Considerar opciones para reducir las concentraciones de actividad en el agua de consumo, incluyendo el tratamiento de las aguas (ver Pregunta 1.5.11)

En los suministros de agua en los que, después de llevar a cabo los pasos 1 y 2, se haya confirmado que se supera el CDI de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> las autoridades nacionales deberían considerar si la implementación de acciones de remedio para reducir los riesgos a la salud hasta niveles tan bajos como sea razonablemente posible, debido al consumo de dicha agua, es una opción razonable y realizable, dependiendo de en cuánto se haya excedido el CDI y de los recursos disponibles.

Como parte de la investigación por haber superado el CDI, se debería revisar cualquier tratamiento de las aguas que se haya puesto en marcha para ver si se podrían alcanzar reducciones mayores si se implementaran tratamientos adicionales o cambiándolos por otros más fáciles de implementar (ver [Pregunta 3.2](#)). Es probable que implementar nuevos tratamientos de las aguas, o realizar cambios sustanciales en los tratamientos ya existentes, sea una gran tarea, en particular en el caso de las aguas subterráneas que, a menudo, no se tratan o solo se desinfectan. Por este motivo es necesario que se haga con cuidado para no incrementar otros posibles riesgos a la salud en el suministro de agua de consumo.

La interrupción del uso del agua para bebida se debe justificar en términos del beneficio global. Hay factores que se deben tener en cuenta al tomar tal decisión, incluyendo hasta qué punto se ha excedido el nivel de referencia, los costes asociados a la remediación y la disponibilidad de otros suministros de agua de consumo. No es apropiado interrumpir el uso del suministro de agua sin asegurarse de que hay otra opción más segura disponible para los consumidores.

En la Tabla 1.3 se muestra un resumen de las acciones sugeridas para niveles dados de dosis individuales.

**Tabla 1.3. Resumen de las acciones sugeridas en función de los niveles de dosis individuales.**

Dosis individual por la ingestión de agua de consumo, mSv a <sup>-1</sup>	Intervención/acción
< 0,1	No es necesario tomar acciones.
0,1 - 1	Investigar la superación del CDI, norma o nivel de referencia nacional. Las acciones deberían ser proporcionales al exceso del criterio de dosis/riesgo radiológico a la salud y a los recursos disponibles. Las restricciones al uso de un suministro de agua de consumo no están justificadas basándose en los riesgos radiológicos a la salud. Reducir las dosis si fuera posible.
> 1	Investigar la superación de la norma o el nivel de referencia nacional. Se deberían tomar acciones basadas en cada caso y proporcionales al exceso del criterio de dosis/riesgo radiológico a la salud y los recursos disponibles. Se podrían considerar restricciones al uso del suministro de agua de consumo, pero es importante ponderar los riesgos en su conjunto, incluido el riesgo de no tener ningún suministro de agua de consumo. Reducir las dosis si fuera posible.

### 1.5.10

## ¿Qué se debe considerar al establecer normas nacionales basadas en la GDWQ y en las Normas Básicas de Seguridad Internacionales?



Para una situación de no-emergencia que puede controlarse, la estrategia de protección debería ser acorde a los riesgos asociados a la radiación. Las NBS requieren a las autoridades reguladoras que establezcan un nivel de referencia para la exposición a la radiación, debido a la radiactividad en el agua de consumo, que esté basado en una dosis efectiva que no exceda un valor de alrededor de 1 mSv a<sup>-1</sup>, tal y como se indica en la GDWQ. Al establecer un nivel de referencia nacional, se deben tener en cuenta las circunstancias predominantes tanto técnicas, como económicas, medioambientales y sociales como parte del proceso de optimización. Cada situación será diferente y, para alcanzar una decisión final, se deberán tener en cuenta factores que no son radiológicos, como pueden ser los costes de la remediación y la disponibilidad de otros suministros de agua de consumo. Para la mayoría de los países donde no hay suministros de agua subterránea con niveles elevados de radionucleidos naturales, es adecuado establecer una norma nacional de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>. Donde haya niveles elevados de radiactividad natural en el agua subterránea y mínimas opciones de fuentes alternativas o de tratamientos de

las aguas, puede ser apropiado para los grupos de población afectados tomar un valor mayor de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> pero, en general, ese valor debe ser menor que el nivel de referencia de las NBS de 1 mSv a<sup>-1</sup>.

Podrían surgir situaciones en las que, para grupos de población seleccionados, sería oportuno permitir dosis superiores a 1 mSv a<sup>-1</sup>, dependiendo de la situación y el momento, y considerando que esté equilibrado el conjunto de todos los riesgos, incluido el riesgo de que no haya ningún suministro de agua de consumo. No sería apropiado interrumpir el uso del suministro de agua sin asegurarse previamente de que hay otra opción más segura para los consumidores.

En la Tabla 1.4 se proporciona un marco para establecer una norma o nivel de referencia a nivel nacional dentro de las recomendaciones y requisitos de las NBS y de la GDWQ.

**Tabla 1.4. Marco para el establecimiento de una norma o nivel de referencia nacional**

Dosis individual por ingestión de agua de consumo, mSv a <sup>-1</sup>	Norma o Nivel de referencia nacional
< 0,1	Establecido como el criterio de dosis individual (CDI) en la GDWQ (0,1 mSv a <sup>-1</sup> ). (Se deberían usar los valores operacionales incluidos en la GDWQ, expresados como niveles de cribado y niveles orientativos.)
0,1 - 1	Establecido en el rango de 0,1-1 mSv a <sup>-1</sup> conforme a la GDWQ y a las NBS (ver Pregunta 1.3.6). (Se necesitaría adaptar los valores operacionales incluidos en la GDWQ, que están expresados como niveles de cribado y niveles orientativos.)
> 1	Establecido caso por caso. Se puede establecer un nivel > 1 mSv a <sup>-1</sup> según sea la situación en ese momento y considerando un equilibrio entre el conjunto de los riesgos, incluido el riesgo de que no haya ningún suministro de agua de consumo. Una norma o nivel de referencia > 1 mSv a <sup>-1</sup> sería adecuado solo para el grupo de población afectado. Una opción sería establecer una norma o nivel de referencia provisional de forma que se dé tiempo a que se alcance un valor inferior. (Se necesitarían adaptar los valores operacionales que se incluyen en la GDWQ, expresados como niveles de cribado y orientativos.)

Al establecer los criterios y/o niveles de referencia que se usarán en las normas nacionales, las autoridades competentes deberían tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- Hacer mapas de las áreas con una geología que pueda dar lugar a niveles elevados de radioactividad natural en rocas y/o en acuíferos de aguas subterráneas en los que los radionucleidos se movilizan (para un ejemplo ver Recuadro informativo 1.18);
- Llevar a cabo un estudio, ponderado por la población, de dónde se usa el agua subterránea como suministro de agua de consumo;
- Determinar si se han tratado o se pueden tratar los suministros de agua subterránea (teniendo en cuenta que es probable que sea un gran reto implementar nuevos tratamientos del agua o realizar cambios sustanciales a los tratamientos de agua ya existentes e incluso puede que no sea factible en situaciones en las que hay pocos recursos);
- Determinar si hay suministros alternativos;
- Considerando los recursos disponibles, establecer un programa de monitorización para radionucleidos en el agua de consumo para identificar cualquier riesgo a la salud, poniéndolos en contexto con otros riesgos que provengan del suministro de agua (a saber, riesgos microbianos y químicos);
- Establecer programas para aumentar la concienciación del público, y de las partes interesadas, de los bajos riesgos a la salud que conllevan los radionucleidos en el agua de consumo, en particular en aquellas situaciones donde las concentraciones de actividad exceden los niveles orientativos y se ha identificado el CDI.

En el Recuadro informativo 1.19 se dan ejemplos de cómo se establecen niveles de referencia y normas nacionales para el agua de consumo.

### Recuadro informativo 1.18: Ejemplo sobre la realización de mapas de radionucleidos en el agua subterránea en Queensland, Australia

Se desarrolló un programa para obtener datos iniciales sobre la extensión de las propiedades radiológicas de los suministros de aguas subterráneas. El muestreo se diseñó para incluir tantos sistemas de acuíferos como fuera posible, en particular aquellos que daban servicio a alguna comunidad. Las regiones de muestreo se escogieron de forma que cubrieran el rango de los descriptores litológicos acuíferos proporcionados por la Comisión de Recursos de Agua de Queensland. El área que se tenía que cubrir era de aproximadamente 1,7 millones de km<sup>2</sup>, por lo que se desarrolló y envió por correo un equipo de muestreo junto con un cuestionario. Se recibieron muestras de 110 perforaciones (59 % de los 185 equipos que se enviaron) y se realizaron análisis para una serie de radionucleidos naturales. Se pueden encontrar más detalles en Kleinschmidt, Black & Akber (2011).

### Recuadro informativo 1.19: Ejemplo sobre cómo establecer niveles de referencia y normas nacionales para el agua de consumo

#### Japón

Tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi en Japón, se establecieron valores indicativos consultivos provisionales, desde marzo de 2011 a marzo de 2012, para las restricciones al consumo de agua del grifo (tanto para bebida como para cocinar), para iodo-131 (300 Bq L<sup>-1</sup> para adultos y 100 Bq L<sup>-1</sup> para recién nacidos) y para cesio radiactivo (200 Bq L<sup>-1</sup>) (MHLW, 2011). Desde el 1 de abril de 2012 se ha establecido un criterio denominado "el nivel objetivo para gestionar los materiales radiactivos en el agua del grifo" (MHLW, 2012a). El valor objetivo es de 10 Bq L<sup>-1</sup> para el cesio radiactivo<sup>1</sup>, el cual reemplaza a los anteriores niveles de índices provisionales para emergencias, y se utilizan para la situación de no emergencia en el largo plazo. Este nivel se deriva directamente de los niveles orientativos de la GDWQ. (No fue necesario establecer un valor objetivo para el iodo-131, ya que este radionucleido no era ya preocupante debido a su muy corto periodo de semidesintegración, aproximadamente ocho días.)

<sup>1</sup>Suma de cesio-134 y cesio-137

#### Jordania

En Jordania las investigaciones identificaron que la dosis media del acuífero de Ram (que se mezcla con recursos hídricos disponibles con baja radiactividad antes de su consumo) se encontraba entre 0,65 – 0,75 mSv a<sup>-1</sup> siendo el radio-228 el que contribuía con entre el 70 % y el 85 % de la dosis total. Por este motivo se elevó el nivel de referencia jordano en la norma de agua de consumo desde 0,1 a 0,5 mSv a<sup>-1</sup> después de considerar la guía de la OMS en la GDWQ y de una revisión cuidadosa de las condiciones locales medioambientales, sociales y económicas. Se justificó el nuevo nivel de referencia basándose en la evaluación de que el riesgo a la salud potencial era tolerable y de que los beneficios a la salud superaban a los riesgos a la salud potenciales.

#### Brasil

La Comisión Brasileña para la Energía Nuclear, que es la autoridad reguladora para el agua de consumo en Brasil, adopta los siguientes criterios en sus regulaciones para el agua de consumo.

Nivel de referencia(1 mSv a <sup>-1</sup> )	Nivel de referencia nacional
	La dosis total debida al agua de consumo debería estar por debajo de los niveles de referencia nacionales de 1 mSv a <sup>-1</sup> .
Rango de optimización (0,1 – 1)	Siempre que sea posible, se deberían planificar acciones protectoras para mantener las dosis tan bajas como sean razonablemente alcanzables. En las situaciones donde no sea una norma alcanzable en la práctica el CDI de 0,1 mSv a <sup>-1</sup> no se espera tomar acciones si las dosis totales se encuentran por encima de 0,1 mSv a <sup>-1</sup> y por debajo del nivel de referencia de 1 mSv a <sup>-1</sup> .
Nivel de investigación (0,1 mSv a <sup>-1</sup> )	Este nivel no se puede interpretar como un límite que indique que el agua de consumo no es segura, sino un activador para llevar a cabo investigaciones posteriores.

La Comisión Brasileña para la Energía Nuclear también establecerá una regulación específica que contenga un procedimiento para el cálculo de las dosis para situaciones en las que se superen los niveles de cribado para alfa y beta totales.

### 1.5.11

## ¿Cuáles son las posibles opciones para reducir las concentraciones de actividad de los radionucleidos en el agua de consumo?



Se deberían examinar las opciones disponibles para reducir las concentraciones de actividad en el agua de consumo en las que se supere el criterio de dosis individual (CDI), o un nivel de referencia establecido en un país. Cuando se contemplan medidas de remedio, primero se debe justificar cualquier estrategia, en el sentido de que dé lugar a un beneficio neto y que en conjunto produzca más beneficio que daños, y que sea proporcionada a los riesgos a la radiación en el contexto de otros riesgos (p.ej. microbiológicos, químicos).

Las principales opciones que podrían considerarse se discuten brevemente más adelante. Las opciones elegidas dependerán de la situación específica y de los factores que se deben tener en cuenta en la elección de opciones, que incluyan hasta qué punto se ha excedido el CDI o el nivel de referencia, el coste de la opción y la disponibilidad de otros suministros de agua de consumo.

La información que se da aquí es de naturaleza genérica y, en una situación específica, sería necesario llevar a cabo una evaluación completa de las opciones.

- Proporcionar un suministro de agua de consumo alternativo: Podría ser posible cambiar a fuentes alternativas de agua, por ejemplo, cambiar de un recurso hídrico subterráneo a un recurso hídrico superficial. De forma alternativa podría haber recursos hídricos subterráneos disponibles con una geología subyacente que no diera lugar a tan altas concentraciones de radionucleidos naturales. Se debería tener un cuidado especial para asegurar que los cambios en el recurso hídrico no dan lugar a la introducción de riesgos adicionales, más significativos, que no se puedan controlar o que pudieran dificultar su control (p. ej. los recursos hídricos superficiales a menudo están más contaminados, en particular con contaminación microbiana).
- Mezcla controlada de suministros de agua de consumo: El agua de consumo en cuestión se podría mezclar con agua que no contuviera radionucleidos, o cuya concentración de radionucleidos fuera más baja, si hubiera más de un suministro disponible en el punto de tratamiento o postratamiento del agua. Este método es efectivo para reducir las concentraciones de actividad en el agua de consumo, teniendo el beneficio añadido de que no genera productos residuales radiactivos (ver ejemplos en el [Recuadro Informativo 1.20](#)). Es improbable que sea práctico realizar la mezcla en suministros privados o comunitarios pequeños.
- Implementar el proceso de tratamiento del agua o la modificación del tratamiento del agua ya existente: Las plantas de tratamiento de agua con una combinación de procesos de coagulación, sedimentación y filtración con arenas para tratar las aguas superficiales, pueden eliminar alrededor del 30 % al 100 % de los radionucleidos suspendidos presentes en el recurso hídrico. El filtrado por intercambio iónico es aplicable en particular en los recursos hídricos subterráneos, pudiendo eliminar más del 70 % del radio y del uranio naturales. En la [Pregunta 3.2](#) se puede encontrar más información sobre el rendimiento de eliminación para procesos comunes de tratamiento de aguas y para algunos radionucleidos. En la Sección I del USEPA (2005) se da un ejemplo de una lista de verificación general, que se podría usar para ayudar a determinar si la implementación de tratamientos de agua adicionales podría ser o no la opción más apropiada y factible. Implementar nuevos tratamientos de agua, o llevar a cabo cambios sustanciales en un tratamiento de aguas preexistente, es probable que sea una tarea importante.
  - Las opciones de tratamiento del agua suelen generar productos residuales que contendrán los radionucleidos eliminados del agua (ver [Pregunta 3.3](#)).
  - Hay opciones de tratamiento, comercialmente disponibles, que se pueden utilizar en los hogares o en los locales privados y que reducen la contaminación radiactiva del agua de consumo. Estas opciones son: sistemas de filtrado de agua para ablandar el agua, que utilizan filtros de carbón con algún material intercambiador de iones (filtros de jarras), y pequeñas unidades de osmosis inversa. Estos productos deben estar certificados por la organización de normalización apropiada. Estas opciones de tratamiento del agua generarán productos residuales que contendrán los radionucleidos eliminados del agua (ver [Pregunta 3.3](#)).

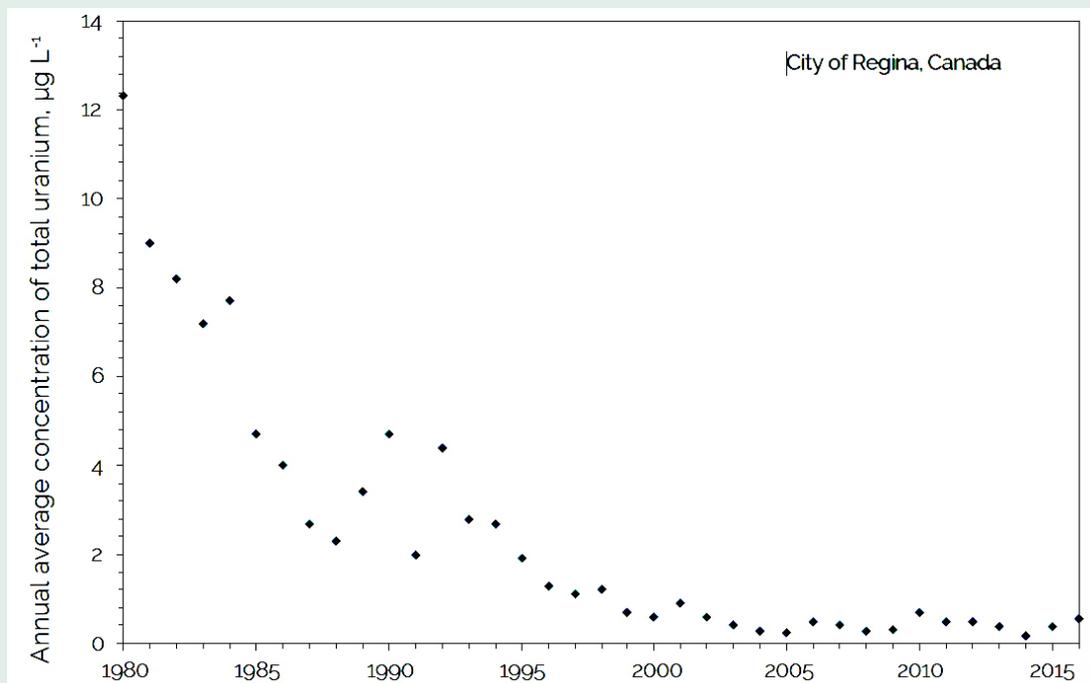
### Recuadro Informativo 1.20: Ejemplos sobre la mezcla de suministros de agua de consumo

#### Jordania

En Jordania consideraron las siguientes opciones para abordar la superación del nivel de referencia nacional en el Proyecto de conducción de aguas Disi: mezcla, osmosis inversa, nanofiltración, ablandamiento con cal, intercambio iónico con resinas selectivas y electrodiálisis. Para cada una de las alternativas se realizó un estudio de viabilidad en un diseño a escala piloto. Tras considerar que había que remediar el suministro total de 100 millones de  $\text{m}^3 \text{a}^{-1}$  del Proyecto de conducción de aguas Disi, y utilizando un análisis medioambiental y coste-beneficio, se decidió que la opción más práctica y adecuada para Jordania era mezclar el agua del acuífero Ram (Disi) con los recursos hídricos disponibles de baja radiactividad (90 millones de  $\text{m}^3$  al año del Zai y 45 millones de  $\text{m}^3$  al año del Zara-Ma'en) (El-Naser et al., 2016). La mezcla reduce de forma típica las dosis anuales desde unos  $0,7 \text{ mSv a}^{-1}$  (del agua subterránea) hasta alrededor de  $0,4 \text{ mSv a}^{-1}$  en el punto de consumo tras la mezcla (ver Sección 4.3 para más detalles).

#### Canadá

El agua de consumo de la ciudad de Regina, Canadá, se toma del lago Buffalo Pound, un estanque poco profundo en el Valle Qu'Appelle, a través de la Planta de Tratamiento de Aguas de Buffalo Pound. La planta se construyó en 1955. Antes de eso, toda el agua provenía de pozos profundos con niveles elevados de concentración de uranio, más altos que la media nacional. Desde los 1960s se mezcló cada vez más agua superficial del Lago Buffalo Pound con agua de pozo, antes de su entrega a los clientes, con el fin de reducir las concentraciones de uranio en el agua de consumo. Desde los 1990s casi el 100 % del agua de consumo de la ciudad de Regina se toma de aguas superficiales. Los datos de medida de la calidad del agua han demostrado que la concentración de uranio en agua disminuyó exponencialmente con el aumento de la cantidad de agua superficial que se introducía en el sistema de aguas (Health Canada, 2009). Los registros históricos disponibles de la base de datos de la Red de Medidas Radiológicas de Canadá mostraron que la media anual de la concentración de uranio se redujo de  $12,3 \mu\text{g L}^{-1}$  en 1980 a  $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$  en 2016.



Adaptación con permiso de Chen et al. (2017). Una revisión de los radionucleidos naturales en el agua de consumo de Canadá (1975-16), Radiation Protection Dosimetry. Pp. 1-11. Contiene información del sector público con licencia bajo la Open Government License v3.0.



## CAPÍTULO 1 SITUACIONES DE NO-EMERGENCIA

# 1.6 RADÓN EN EL AGUA DE CONSUMO

### 1.6.1

#### ¿Cómo llega el radón al agua de consumo?



El radón se produce a partir de los isótopos de radio (producido por la desintegración del uranio y el torio naturales) y está presente en el suelo. Como gas inerte que es, se disuelve fácilmente en el agua, y por tanto, si el agua pasa a través de los materiales del suelo puede disolver fácilmente al radón y transportarlo a lo largo de grandes distancias<sup>11</sup>. El isótopo de mayor periodo de semidesintegración del radón y, consecuentemente el más abundante en los suministros de agua de consumo, es el radón-222 que se desintegra con un periodo de semidesintegración de 3,8 días. Los procesos que permiten la desgasificación parcial del radón, como pueden ser el tratamiento de aguas, su almacenamiento y distribución, generalmente reducen la concentración de radón. Sin embargo, es más probable que se produzca un incremento a la exposición del radón debido al agua de consumo procedente de fuentes naturales, perforaciones o pozos, donde el tiempo entre la extracción y su uso es relativamente corto. Los niveles de radón son habitualmente muy bajos en las aguas superficiales ya que el gas se pierde fácilmente en la atmósfera.

### 1.6.2

#### ¿Se necesitan establecer normas nacionales para el radón en el agua de consumo?



No, no necesariamente. La GDWQ no proporciona niveles orientativos para el radón ya que se considera más apropiado medir las concentraciones de radón en el aire de interiores en lugar de en el agua de consumo. Una revisión de los datos de investigación internacionales (UNSCEAR, 2000) concluyó que, en promedio, el 90 % de la dosis que puede atribuirse al radón en el agua de consumo proviene de la

<sup>11</sup> Cuando el radón permanece disuelto en el agua de consumo, los radionucleidos plomo-210 y polonio-210 (productos de desintegración del radón) pueden llegar a ser unos contribuyentes importantes a la dosis total debida a la ingestión del agua de consumo.

inhalación y no de la ingestión. El radón disuelto en el agua de consumo puede emitirse al aire cuando se utiliza el agua en actividades asociadas al calentamiento o agitación del agua, como puede ser el hervido, las duchas y baños o tirar de la cadena. Sin embargo, la principal fuente de radón en el aire en interiores es probable que provenga de las rocas y el suelo de debajo del edificio y no del agua de consumo.

La OMS recomienda un nivel de referencia nacional para el aire en interiores de  $100 \text{ Bq m}^{-3}$  (OMS, 2009). Si este nivel no se pudiera alcanzar en las condiciones predominantes específicas del país, el manual de la OMS sobre el radón indica que el nivel de referencia elegido no debería ser superior a los  $300 \text{ Bq m}^{-3}$ . En estudios sobre la exposición al radón emitido al aire en interiores desde el agua (Hess et al., 1987; Nazaroff et al., 1987) se estimó un coeficiente de transferencia global de radón en agua al aire de  $10^{-4}$ , aunque con una variabilidad considerable. Usando este coeficiente de transferencia, se requeriría un nivel de  $1000 \text{ Bq L}^{-1}$  de radón en el agua del grifo para incrementar la concentración de radón en el aire en interiores en alrededor de  $100 \text{ Bq m}^{-3}$ .

Si un país quisiera establecer una norma nacional para el radón en agua de consumo, los niveles de cribado para el radón en agua de consumo se deberían basar en el nivel de referencia nacional para el radón en el aire en interiores. Algunos países han establecido normas nacionales para radón en agua de consumo (ver Recuadro informativo 1.21).

#### **Recuadro informativo 1.21: Establecimiento de normas nacionales para el radón en el agua de consumo en la Directiva de Euratom de agua de consumo**

La Directiva de Euratom de agua de consumo (CE, 2013) establece un valor paramétrico de  $100 \text{ Bq L}^{-1}$  para el radón en agua de consumo. Los Estados miembros pueden establecer un nivel para el radón a partir del cual se juzgue inapropiado que se exceda y por debajo del cual se debería continuar con la optimización de la protección, sin comprometer el suministro de agua a escala nacional o regional. El nivel establecido por un Estado miembro podría ser mayor de  $100 \text{ Bq L}^{-1}$  pero debe ser inferior a  $1000 \text{ Bq L}^{-1}$ . Es más, se consideran justificadas las acciones de remediación basadas en la protección radiológica, sin consideraciones posteriores, cuando las concentraciones de radón excedan los  $1000 \text{ Bq L}^{-1}$  (CE, 2013)

### **1.6.3**

## **¿En qué puntos de la cadena de suministro de agua se deberían realizar las medidas de radón en el agua de consumo?**



Las muestras idealmente se deberían tomar en el punto de consumo. Esto es así porque las concentraciones de radón se pueden reducir a niveles muy bajos entre el recurso hídrico y el punto de consumo debido a los procesos de tratamiento que dan lugar a la agitación del agua, la cual promueve la desgasificación del radón<sup>12</sup>, o la distribución o almacenamiento, que da lugar a la desintegración radiactiva del radón. Las medidas de radón realizadas en la fuente de agua podrían, por lo tanto, no reflejar las concentraciones de este en el agua consumida, ya que podrían ser muy superiores. Sin embargo, es útil monitorizar el radón en el recurso hídrico subterráneo para determinar el potencial de que haya radón presente en el agua de consumo y para informar las decisiones sobre cualquier acción de remedio que se pudiera necesitar.

<sup>12</sup>También debería hacerse notar que se promueve la desgasificación del radón cuando otros gases naturales disueltos como el  $\text{CO}_2$  y el  $\text{N}_2$  se desgasifican del agua subterránea.

#### 1.6.4

### ¿Qué métodos se pueden utilizar para tomar muestras y medir el radón en los suministros de agua de consumo?



La precisión de la toma de muestras y la posterior determinación del radón en el agua de consumo depende principalmente de si el gas radón se pierde de la muestra durante su manipulación. Es necesario extremar el cuidado al recoger la muestra de agua en el campo y al manipular la muestra en el laboratorio, para evitar la pérdida de radón. Por lo tanto, se requiere personal altamente capacitado.

Las muestras deben recogerse en recipientes impermeables al radón, como los de aluminio o vidrio. El agua debe verterse lentamente en el recipiente a un caudal muy bajo para evitar la aireación y la desgasificación del radón de la muestra. La transferencia de la muestra de agua a una celda Lucas (una cámara de centelleo para la detección de radón) en el campo garantiza que el transporte al laboratorio no provoque ninguna pérdida de radón de la muestra. Debido a la posible pérdida de radón durante la toma de muestras y la manipulación, es aconsejable tomar varias muestras en el momento de la recogida.

Los dos principales métodos de determinación, en laboratorio, del radón en el agua de consumo son el ampliamente utilizado recuento de centelleo líquido y la espectrometría gamma (ver [Pregunta 3.5](#)). Debido al bajo periodo de semidesintegración del radón, lo ideal es que las muestras se analicen el mismo día en que llegan al laboratorio.

Es importante señalar que el radón no se incluirá en las medidas de alfa total debido a su volatilidad.

Se puede encontrar más información sobre los métodos para medir el radón en el agua de consumo en el manual de la OMS sobre el radón en interiores, sección 2.1.3 (OMS, 2009).

#### 1.6.5

### ¿Qué métodos se pueden utilizar para tomar muestras y medir el radón en los suministros de agua de consumo?



En situaciones en las que se han detectado, o se sospecha que existen, altas concentraciones de radón en las aguas subterráneas, es necesario tener en cuenta la exposición tanto por inhalación como por ingestión para determinar si es necesario tomar medidas para reducir las concentraciones de actividad en el agua de consumo. La exposición al radón por ingestión de agua es pequeña comparada con la que se produce por inhalación, y lo más probable es que el control de la exposición global se centre en la reducción de las concentraciones de radón en el aire interior procedentes del radón que entra en los edificios desde el suelo. No es habitual que un edificio tenga altos niveles de radón en el aire interior causados únicamente por el suministro de agua.

En el caso de los suministros centralizados de agua tratada, la opción de tratamiento más eficaz para los niveles altos de radón suele ser la aireación del agua, que puede eliminar hasta el 100 % del radón. Esto puede dar lugar a una acumulación de radón en el aire en los lugares donde las personas trabajan en las tareas diarias de mantenimiento si la zona de tratamiento del agua está cubierta. En primer lugar, deben realizarse mediciones del radón en el aire para determinar los niveles en el entorno de trabajo. Si es necesario, hay dos opciones para controlar la exposición al radón en esta situación: lo ideal sería ventilar los edificios o extraer el aire al exterior; sin embargo, cuando esto no sea posible, se puede controlar el tiempo de exposición de las personas que trabajan en entornos con altas concentraciones de radón.

El tratamiento del agua en el punto de entrada a la vivienda también puede reducir las concentraciones de actividad del radón en el agua de consumo. La opción de tratamiento más eficaz es la aireación del agua, que puede eliminar hasta el 100 % del radón; sin embargo, es muy importante que el radón liberado del agua se extraiga al exterior. También puede utilizarse la filtración con carbón activado granular con o sin intercambio iónico, que es más barata que la aireación, pero menos eficaz para reducir los niveles de radón en el agua (por ejemplo, Annanmaki y Turtianen, 2000).

En situaciones en las que el mismo suministro de agua abastece a varias viviendas, puede resultar práctico y más rentable eliminar los niveles elevados de radón en un punto de la red que abastece a varias viviendas en lugar de hacerlo en cada una de ellas.

Cuando se apliquen medidas correctoras para controlar los niveles de radón en el aire interior, estas también actuarán para reducir las concentraciones de radón en el aire procedentes del uso del agua de consumo. Sin embargo, es aconsejable seguir midiendo el radón en el agua de consumo si el suministro de esta procede de una fuente de agua subterránea cercana.





## CAPÍTULO 2 SITUACIONES DE EMERGENCIA

# 2.1 CONCEPTOS BÁSICOS DE LAS SITUACIONES DE EMERGENCIA Y CRITERIOS DE GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO

### 2.1.1

¿Qué es una situación de emergencia radiológica?



Una situación de emergencia radiológica surge como resultado de un accidente, un acto malintencionado o cualquier otro acontecimiento inesperado que requiere una acción rápida para evitar o reducir las consecuencias adversas. Una vez que se produce una emergencia, la exposición a la radiación puede reducirse adoptando medidas de protección.

### 2.1.2

¿Es probable que los radionucleidos en el agua de consumo sigan siendo un riesgo para la salud pública a largo plazo después de una emergencia nuclear o radiológica?



No. Es muy poco probable que los radionucleidos presentes en el agua de consumo sigan siendo un riesgo para la salud pública a largo plazo después de una emergencia nuclear o radiológica. Aunque los recursos de aguas a cielo descubierto serán los más vulnerables a la contaminación después de una emergencia nuclear o radiológica que implique emisiones a la atmósfera o a los recursos del agua (ver Pregunta 2.3.2), las concentraciones de actividad en el agua de consumo procedente de dichas fuentes se reducirán rápidamente al diluirse significativamente debido a la mezcla en grandes volúmenes de agua.

Hay que tener en cuenta que, si la deposición atmosférica inicial de radionucleidos procedentes de la emergencia se produce sobre una capa de nieve o de hielo, esto puede provocar un retraso en las dosis debidas al consumo de agua procedente de fuentes de agua superficiales hasta que la nieve/hielo se descongele. Sin embargo, al igual que en el caso de cualquier contaminación inicial de las aguas superficiales, las concentraciones de actividad en el agua de consumo procedente de dichas fuentes también se diluirán significativamente con gran rapidez debido a la mezcla en grandes volúmenes de agua. En el **Recuadro informativo 2.1** se analizan las restricciones de agua de consumo impuestas tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi.

No se producirá una contaminación directa de las fuentes de agua subterránea por la liberación de radionucleidos en el medio ambiente; es muy improbable que se produzca una contaminación significativa de estas fuentes de agua de consumo (ver **Pregunta 2.3.2**).

La contaminación deliberada de un suministro de agua de consumo (es decir, un acto malintencionado) podría producirse en una fuente de agua superficial o subterránea o directamente en el suministro de agua. En este caso, los radionucleidos solo estarán presentes en el agua de consumo durante un periodo de tiempo muy corto en concentraciones de actividad elevadas. Por lo tanto, en esta situación es muy poco probable que los radionucleidos en el agua de consumo sigan siendo un riesgo a largo plazo para la salud.

**Recuadro informativo 2.1: Ejemplo de restricciones impuestas al agua de consumo tras un accidente en Japón**

Tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi en Japón, se restringió la ingesta de agua de consumo procedente de 20 empresas de suministro de agua que abastecían a una población total de unos 14 millones de personas. La restricción más larga fue de 12 días, excepto en una localidad (con una población de unos 4.000 habitantes), donde para los bebés la restricción de la ingesta duró 51 días (ver **sección 4.5** para más detalles).

**2.1.3**

**¿Cuándo termina una situación de emergencia y qué implicaciones tiene esto con respecto a la calidad del agua de consumo?**



La transición de una situación de emergencia a una situación de no emergencia (existente) y la posterior finalización de la emergencia será una decisión tomada por la autoridad responsable, basada en las condiciones imperantes después de que se hayan cumplido las condiciones pertinentes y preestablecidas y otros criterios (CIPR, 2009; OIEA, 2015; OIEA 2018). Durante el periodo de transición, aplican los criterios para el agua de consumo en situaciones de emergencia (OIEA, 2015; 2011). Una vez que la autoridad competente haya declarado el fin de la situación de emergencia, cualquier radionucleido que, como consecuencia de la emergencia, permanezca a largo plazo en el agua de consumo y en sus fuentes, debe tratarse como una situación de no emergencia (en la que aplican los criterios para el agua de consumo en situaciones de no-emergencia del GDWQ, ver **Pregunta 1.3.1**).

Las Series de Normas de Seguridad Internacionales sobre la preparación y respuesta ante una emergencia nuclear o radiológica (OIEA, 2011) indica que, tan pronto como sea posible, deben utilizarse las directrices de la OMS contenidas en las GDWQ para determinar si el agua de consumo es apta para la bebida a largo plazo una vez finalizada la fase de emergencia del accidente.

## 2.1.4

### ¿Existen normas y criterios internacionales aplicables a la calidad del agua de consumo en situaciones de emergencia?



Sí, existen las Series de Normas de Seguridad del OIEA sobre la preparación y respuesta ante una emergencia nuclear o radiológica, que incluye los Requisitos Generales de Seguridad nº GSR Parte 7 (OIEA, 2015) y la Guía General de Seguridad nº GSG-2: *Criterios de uso en la preparación y respuesta ante una emergencia nuclear o radiológica* (OIEA, 2011). Todas ellas contienen criterios para el agua de consumo aplicables a las situaciones de emergencia. Estas normas están copatrocinadas por varias organizaciones internacionales, incluida la OMS.

De acuerdo con estas normas internacionales, los gobiernos son responsables de garantizar que se desarrollen, justifiquen y optimicen las estrategias de protección en la fase de preparación para que se tomen medidas eficaces de respuesta a una emergencia nuclear o radiológica. Se espera que la estrategia de protección incluya criterios para la adopción de medidas de respuesta en emergencia, incluidas las relativas al agua de consumo.

Los criterios genéricos en cuanto a las dosis de radiación proyectada con fines de planificación y los Niveles de Intervención Operacional (NIO) en términos de concentraciones de actividad en situaciones de emergencia - que justificarían medidas protectoras urgentes como la prohibición del consumo de agua de consumo - se incluyen en la parte 7 del GSR y en la GSG-2, respectivamente (OIEA, 2011; 2015).

- La GRS parte 7 proporciona criterios genéricos para las dosis proyectadas a partir de las cuales, generalmente, se deben aplicar restricciones al consumo de agua de consumo. Estos criterios genéricos se deben utilizar para desarrollar criterios operativos, en términos de magnitudes directamente medibles, que puedan utilizarse en una situación de emergencia para imponer estas restricciones.
- La GSG-2 proporciona por defecto NIOs en términos de concentraciones de actividad alfa y beta total (es decir, NIO5) y en términos de concentraciones de actividad para un gran número de radionucleidos en el agua de consumo (NIO6) a partir de los cuales debería imponerse la restricción de la bebida de agua de consumo en una emergencia nuclear o radiológica.

Los criterios de cribado (NIO5)<sup>13</sup> son:

NIO5 – Alfa total: 5 Bq Kg<sup>-1</sup>

NIO5 – Beta total: 100 Bq Kg<sup>-1</sup>

Los valores del NIO5 y del NIO6 para el agua de consumo se obtienen a partir de un criterio de dosis genérico de 10 mSv en el primer año después de la emergencia, suponiendo que no se adopten medidas de protección y que toda el agua de consumo esté contaminada con la concentración de actividad del NIO durante todo el año y utilizando los grupos de edad y las tasas de bebida más restrictivas. Los valores del NIO son, por tanto, muy conservadores, ya que las concentraciones de actividad en el agua de consumo tras una emergencia nuclear o radiológica se reducirán rápidamente tras el suceso de contaminación inicial y no permanecerán a un nivel constante durante todo el año. Diez mSv es el 10 % del criterio genérico de 100 mSv en el primer año para la aplicación de acciones de protección temprana y otras acciones de respuesta durante situaciones de emergencia (OIEA, 2015). El uso de 10 mSv garantiza que la dosis debida a todas las vías de exposición no superará el criterio de 100 mSv. En las Preguntas 2.3.1 y 2.4.1 se ofrecen más detalles sobre los NIO y su uso.

Basándose en las normas internacionales mencionadas, cada país puede desarrollar sus propios criterios nacionales, teniendo en cuenta los criterios contenidos en estas normas internacionales, así como las circunstancias locales imperantes (por ejemplo, factores medioambientales, demográficos, sociales, políticos, económicos y otros). El objetivo de tener en cuenta todos estos factores es garantizar que los criterios nacionales conduzcan a la aplicación de acciones de respuesta de emergencia justificadas y optimizadas.

Cualquier otra restricción en el agua de consumo que se extienda a largo plazo podría aplicarse con el objetivo de alcanzar finalmente un nivel de referencia (o norma nacional) que tenga en cuenta el CDI individual de la OMS de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> y el nivel de referencia de las Normas Básicas Internacionales de Seguridad (NBS) de 1 mSv a<sup>-1</sup>, equilibrando las circunstancias técnicas, económicas, medioambientales y sociales imperantes como parte de un proceso de optimización.

<sup>13</sup> 1 Bq Kg<sup>-1</sup> = 1 Bq L<sup>-1</sup> en agua.



## CAPÍTULO 2 SITUACIONES DE EMERGENCIA

# 2.2 RIESGOS SANITARIOS DEL AGUA DE CONSUMO EN CASO DE EMERGENCIA NUCLEAR O RADIOLÓGICA

### 2.2.1

¿Qué radionucleidos pueden ser preocupantes en el agua de consumo durante una emergencia nuclear o radiológica?



Los radionucleidos que pueden ser motivo de preocupación en el agua de consumo en una emergencia nuclear o radiológica dependen del tipo de emergencia y de los tipos de instalaciones y actividades que puedan estar implicados (por ejemplo, accidentes en centrales nucleares, emisiones accidentales de instalaciones industriales o médicas que utilicen radionucleidos y accidentes de transporte), así como de su capacidad para introducirse en las fuentes de abastecimiento de agua de consumo (Brown, Watson y Nisbet, 2015; OMS, 2017a).

En la Tabla 2.1 se indican los radionucleidos potencialmente relevantes para la exposición a través del agua de consumo tras una emergencia nuclear o radiológica, incluidos los escenarios del incidente y las vías de contaminación de las aguas superficiales. Aunque los incidentes radiológicos derivados de los usos industriales de las fuentes de radionucleidos son comunes (UNSCEAR, 2016), es muy poco probable que den lugar a la contaminación del agua de consumo, por lo que no se incluyen en el cuadro los radionucleidos específicos de este tipo de incidentes. En el Recuadro informativo 2.2 se ofrece un ejemplo del muestreo que determinó los radionucleidos más críticos tras un accidente.

### Recuadro informativo 2.2: Ejemplo de identificación de los radionucleidos más relevantes después de un accidente

En el caso del accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi, en Japón, la identificación de radionucleidos individuales reveló que, inmediatamente después del accidente, el cesio-134, el cesio-137 y el yodo-131 eran los más relevantes en el agua de consumo. Las concentraciones de actividad de otros radionucleidos medidos, como el estroncio-90 y el tritio, fueron mucho menores.

Fuente: OMS (2012).

**Tabla 2.1 Radionucleidos potencialmente relevantes para el agua de consumo tras una emergencia nuclear o radiológica**

Radionucleido	Escenarios de incidentes en los que se ha utilizado y/o producido	Vías de contaminación de las aguas superficiales <sup>a</sup>
<sup>3</sup> H	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua
<sup>60</sup> Co	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua
<sup>90</sup> Sr / <sup>90</sup> Y	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua
<sup>95</sup> Zr / <sup>95</sup> Nb	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera
<sup>99</sup> Mo / <sup>99m</sup> Tc	En medicina (medicina nuclear: generadores de tecnecio) Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua
<sup>103</sup> Ru <sup>106</sup> Ru	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera
<sup>132</sup> Te	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera
<sup>131</sup> I	En medicina (medicina nuclear: instalaciones utilizadas para procedimientos diagnósticos y/o terapéuticos) Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua
<sup>134</sup> Cs <sup>136</sup> Cs <sup>137</sup> Cs / <sup>137m</sup> Ba	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua
<sup>140</sup> Ba / <sup>140</sup> La	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera
<sup>144</sup> Ce	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera
<sup>235</sup> U	Reactores y armas nucleares	Contaminación directa del agua
<sup>238</sup> Pu <sup>239</sup> Pu	Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares Armas nucleares ( <sup>239</sup> Pu)	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua
<sup>241</sup> Am	Diagnóstico médico Subproducto del funcionamiento de los reactores nucleares	Liberación a la atmósfera Contaminación directa del agua

Los descendientes radiactivos se mencionan cuando son los que más contribuyen al riesgo para la salud, por lo demás, se incluyen implícitamente en la lista.

<sup>a</sup> Las emisiones a la atmósfera pueden conducir a la deposición en las fuentes de agua y en el agua tratada o indirectamente en las fuentes de agua a través de la escorrentía de las zonas de captación.

Fuente: Adaptado de Brown J, Hammond D & Wilkins BT (2008b). Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to water treatment plant operatives: supporting scientific report. HPA-RPD-041, Chilton, UK. © Crown copyright.

Dónde: tritio (<sup>3</sup>H); cobalto-60 (<sup>60</sup>Co); estroncio-90 (<sup>90</sup>Sr); itrio-90 (<sup>90</sup>Y); zirconio-95 (<sup>95</sup>Zr); niobio-95 (<sup>95</sup>Nb); molibdeno-99 (<sup>99</sup>Mo); tecnecio-99m (<sup>99m</sup>Tc); rutenio-103 (<sup>103</sup>Ru); rutenio-106 (<sup>106</sup>Ru); telurio-132 (<sup>132</sup>Te); yodo-131 (<sup>131</sup>I); cesio-134 (<sup>134</sup>Cs); cesio-136 (<sup>136</sup>Cs); cesio-137 (<sup>137</sup>Cs); bario-137m (<sup>137m</sup>Ba); bario-140 (<sup>140</sup>Ba); lantano-140 (<sup>140</sup>La); cerio-144 (<sup>144</sup>Ce); uranio-235 (<sup>235</sup>U); plutonio-238 (<sup>238</sup>Pu); plutonio-239 (<sup>239</sup>Pu) y americio-241 (<sup>241</sup>Am).

### 2.2.2

## ¿Necesitan los niños una protección más estricta que los adultos a la hora de establecer criterios para el consumo de agua de consumo tras una emergencia nuclear o radiológica?



Para situaciones de emergencia, los criterios establecidos en las Normas Internacionales (OIEA, 2015; 2011) consideran de manera específica a los miembros de la población más vulnerables a la exposición a la radiación (es decir, los niños y las mujeres embarazadas). Estos criterios se derivan utilizando los valores más restrictivos para los factores de conversión de dosis dependientes de la edad y las tasas de ingestión (es decir, los de los lactantes) para garantizar que los miembros más vulnerables de la población estén protegidos de dosis relativamente altas a corto plazo. Las suposiciones realizadas en la derivación de los criterios operacionales son conservadoras.

Algunos países pueden decidir establecer diferentes criterios de concentración de actividad, para radionucleidos específicos y para diferentes grupos de edad (ver el [Recuadro informativo 2.3](#)). Este enfoque puede provocar problemas, ya que conduce a la aplicación de diferentes medidas para distintos grupos de población, y dificultades para transmitir un mensaje claro a la población de por qué algunos miembros de sus familias pueden consumir el agua de consumo mientras que otros no pueden hacerlo.

#### Recuadro informativo 2.3: Ejemplo de establecimiento de criterios diferentes para los niños

En Japón, tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi, los valores de regulación provisionales para el agua de consumo se establecieron teniendo en cuenta los grupos de edad más susceptibles. Para el cesio radiactivo ( $^{137}\text{Cs}$  y  $^{134}\text{Cs}$ ), el valor de regulación provisional era el mismo para adultos, niños pequeños y bebés ( $300 \text{ Bq Kg}^{-1}$ ) (Iwaoka, 2016). Sin embargo, para el yodo-131, se consideró que los efectos adversos sobre la tiroides son mayores para los lactantes que para otros grupos de edad. Se fijó un valor de  $300 \text{ Bq Kg}^{-1}$  para los adultos y los niños y un valor más bajo para los lactantes, tanto para el agua de consumo como para el agua utilizada para la fabricación de leche embotellada ( $100 \text{ Bq Kg}^{-1}$ ), tomado de la norma del CODEX (CODEX, 2001).

### 2.2.3

## ¿Cómo se comparan los riesgos para la salud de los radionucleidos en el agua de consumo con los de otras vías de exposición en las emergencias nucleares o radiológicas?



Es muy poco probable que después de una emergencia nuclear o radiológica los radionucleidos en el agua de consumo sigan siendo un riesgo para la salud pública a largo plazo, como se explica en la [Pregunta 2.1.2](#). Con la excepción de los casos de contaminación deliberada de un suministro de agua de consumo, en el momento de la emergencia, se espera que la exposición externa a los radionucleidos en el suelo y la exposición interna por inhalación de radionucleidos en el aire sean las vías que contribuyan de forma dominante a la dosis al público que vive en las proximidades del lugar del accidente. Al aumentar la distancia del lugar del accidente, la exposición interna por la ingestión de radionucleidos en los alimentos, la leche y el agua de consumo pasa a ser dominante, pero las dosis serán significativamente menores que las recibidas por las personas más cercanas al lugar del accidente.

Dependiendo de los radionucleidos liberados al medio ambiente, las dosis a largo plazo estarán dominadas por la exposición externa y/o la ingestión de alimentos y no por la ingestión de agua de consumo. Esto se observó tras el accidente nuclear de la central nuclear de Fukushima Daiichi (OMS, 2012; OMS, 2013) y se describe en el **Recuadro informativo 2.4**.

**Recuadro informativo 2.4: Ejemplo de la importancia de las vías de exposición tras un accidente**

Las autoridades japonesas midieron los niveles de radionucleidos en el agua de consumo tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi en Japón el 11 de marzo de 2011; la primera muestra de agua de consumo se recogió en la prefectura de Fukushima el 16 de marzo de 2011. Los niveles solo fueron elevados durante un periodo limitado en los meses posteriores al accidente. Dentro de la prefectura de Fukushima, se estimaron las dosis a los habitantes de cada distrito para el periodo comprendido entre marzo de 2011 y marzo de 2012. Por ejemplo, en la aldea de Litate, se estimó que la dosis de radiación para los niños de 1 año procedente de los radionucleidos presentes en el agua de consumo era inferior al 5 % de la dosis total procedente de todas las exposiciones externas e internas, incluida la ingestión de alimentos.



## CAPÍTULO 2 SITUACIONES DE EMERGENCIA

# 2.3 MIDIENDO RADIONÚCLEIDOS EN EL AGUA BEBIDA EN UNA SITUACIÓN DE EMERGENCIA

### 2.3.1

¿Qué métodos de detección pueden utilizarse en las emergencias nucleares o radiológicas para medir los radionucleidos en el agua de consumo?



Las medidas de las concentraciones de actividad alfa total y beta total, diseñadas y utilizadas para el control rutinario del agua de consumo, también pueden utilizarse en una situación de emergencia nuclear o radiológica. Sin embargo, estas técnicas de detección no identifican los radionucleidos individuales presentes ni sus concentraciones de actividad. Una de las ventajas de utilizar los métodos de cribado es que las autoridades y los laboratorios del agua de un país pueden tener capacidad para ello, mientras que es posible que no se disponga de equipos para medir los distintos radionucleidos (ver Pregunta 3.5). En muchas circunstancias, los métodos de cribado alfa y beta totales podrían utilizarse para demostrar que las concentraciones de actividad están por debajo de los niveles de intervención operacional (NIO) establecidos para una situación de emergencia, ahorrando así tiempo y recursos para el análisis detallado de los radionucleidos.

Los NIO para las concentraciones de actividad alfa total y beta total (NIO5) de la Guía de Seguridad GSG-2 del OIEA están destinados a ser utilizados como criterios de cribado en situaciones de emergencia nuclear o radiológica (OIEA, 2011) (ver Preguntas 2.1.4 y 2.4.1). Los valores del NIO5 no son los mismos que los niveles de cribado alfa y beta totales para situaciones de no-emergencia (ver Pregunta 1.3.3).

Aunque los métodos de cribado son adecuados en la mayoría de las situaciones, dependiendo de las técnicas de medición que se utilicen, algunos radionucleidos no se detectarían mediante el análisis de la actividad alfa total o beta total (como el tritio, el selenio-75, el niobio-95, el rutenio-103 o el iterbio-169) y, por tanto, no se incluirían en los resultados de estas determinaciones. Algunos radionucleidos gaseosos o volátiles, como los isótopos del yodo, tampoco se detectarían, ya que se producirán pérdidas de los radionucleidos durante el procedimiento analítico. Si se

sospecha que estos radionucleidos han sido liberados durante una emergencia y pueden estar presentes en el agua de consumo, es necesario realizar también determinaciones específicas de estos radionucleidos.

Si se conocen los radionucleidos liberados durante una emergencia, especialmente en el caso de una emergencia a pequeña escala o cuando solo hay un número limitado de suministros de agua de consumo que deben medirse, puede ser más eficiente medir los radionucleidos individuales en primer lugar y compararlos directamente con los criterios específicos para esos radionucleidos, como los valores del NIO6.

Los países pueden establecer sus propios niveles de cribado para el agua de consumo basándose en sus propios criterios nacionales de emergencia (ver [Pregunta 2.1.4](#)). En el [Recuadro informativo 2.5](#) se ofrece un ejemplo de establecimiento de niveles de cribado.

#### **Recuadro informativo 2.5: Ejemplo del establecimiento de niveles de cribado para emergencias**

La Agencia de Medioambiente del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte elaboró directrices para el control del agua de consumo mediante métodos de detección alfa y beta totales. Se han desarrollado niveles de cribado en emergencia en términos de concentraciones de actividad totales (ver más abajo) que pueden utilizarse en caso de un incidente radiológico para determinar si es necesario intervenir para reducir las concentraciones de actividad en el agua bebida.

#### **Niveles de cribado en emergencia para las concentraciones de actividad alfa y beta totales en el agua de consumo en el Reino Unido**

Tipo de control	Niveles de cribado en emergencia (Bq L <sup>-1</sup> )
Actividad alfa total	5
Actividad beta total	30

(A modo de comparación, los niveles de cribado para situaciones de no-emergencia son de 0,1 Bq L<sup>-1</sup> y 1 Bq L<sup>-1</sup>, para alfa total y beta total, respectivamente).

*Fuente:* Brown, Watson & Nisbel, 2015.

### 2.3.2

## Durante una emergencia nuclear o radiológica, ¿qué tipos de fuentes de agua pueden verse afectadas?



Las fuentes de agua, como los ríos y los embalses, son probablemente las más vulnerables a la contaminación por radionucleidos después de una emergencia nuclear o radiológica que implique emisiones de radionucleidos a la atmósfera o a las fuentes de agua. En tales circunstancias, además de la deposición directa en las fuentes de agua superficiales, la escorrentía de las tierras circundantes y el deshielo de la capa de nieve o de la cubierta de hielo contaminada con radionucleidos también pueden llevar estos a las aguas superficiales a largo plazo. Esto excluye la contaminación deliberada de los suministros de agua con radionucleidos (por ejemplo, actos malintencionados), que puede afectar al agua de los embalses o a los puntos de distribución.

Los acuíferos subterráneos no sufrirán una contaminación directa de forma inmediata y solo es probable que se produzca una contaminación de estas fuentes de agua de consumo a largo plazo si los radionucleidos se filtran a través del suelo y las rocas. La entrada de radionucleidos también podría producirse a través de pozos y cabezales de perforación mal protegidos, sobre todo si el accidente lleva asociada una inundación.

El agua de lluvia que se recoge en tanques y cisternas para su bebida en instalaciones domésticas podría contener radionucleidos si llueve mientras la pluma radiactiva pasa sobre ellos. Solo existiría exposición por el consumo de esta agua durante un corto periodo de tiempo, ya que los radionucleidos se diluirían rápidamente con nuevas lluvias una vez que la pluma haya pasado y la cantidad bebida de esta agua estará limitada por el tamaño del tanque de almacenamiento. La Norma Internacional de Seguridad del OIEA (GSR Parte 7) (OIEA, 2015) sugiere que se consideren medidas de precaución en torno a las instalaciones nucleares para proteger los suministros de agua de consumo que utilizan agua de lluvia, u otras aguas superficiales no tratadas, de la contaminación directa, como parte de la planificación de emergencia.

### 2.3.3

## Durante una emergencia nuclear o radiológica, ¿cuáles son las fuentes de agua son prioritarias para su control?



En un principio y tras una emisión de radionucleidos a la atmósfera, debe darse prioridad a la vigilancia de los suministros de agua procedentes de fuentes de agua superficiales bajo la pluma radiactiva. Es probable que estas fuentes de agua se contaminen rápidamente tras el accidente y tengan niveles de radionucleidos superiores. Los niveles de radionucleidos en el agua extraída dependerán de la distancia del accidente al punto en que se produzca la extracción del agua, ya que los niveles disminuirán con la distancia debido a la dispersión en la atmósfera y a la dilución en el agua.

La escorrentía de la zona de captación de las aguas superficiales puede dar lugar a una fuente de radionucleidos a largo plazo en los suministros de agua de consumo y, dependiendo de la naturaleza de la zona de captación y del tamaño de la liberación, podrían verse afectadas otras fuentes de agua además de las inicialmente contaminadas por el penacho radiactivo. Es poco probable que los niveles de radionucleidos sean preocupantes para la salud pública (ver [Pregunta 2.1.2](#)), pero se debería monitorizar el suministro de agua bien durante los procesos de tratamiento o bien en su almacenamiento para demostrar que las concentraciones de actividad son bajas.

En las zonas en las que la deposición atmosférica inicial de radionucleidos se produce sobre el manto de nieve o la cubierta de hielo, la planificación de la monitorización debe tener en cuenta tanto la contaminación inicial de las aguas superficiales como la contaminación de las aguas superficiales que pueda producirse tras el deshielo del manto de nieve y del hielo, como se indica en la [Pregunta 2.1.2](#). Esto puede requerir controlar durante un periodo prolongado, dependiendo de la velocidad de descongelación y de la subsiguiente liberación de radionucleidos desde la parte superior del manto de hielo/nieve a las aguas superficiales.

Es importante que se realicen medidas que sean representativas del agua de consumo utilizada para compararlas con los criterios operacionales, por ejemplo, los niveles de intervención operacionales (NIO). Si se trata el agua antes de beberse, se debe monitorizar después del tratamiento, ya que este puede reducir las concentraciones de actividad de muchos radionucleidos existentes en el agua (ver [Pregunta 3.2](#)).

Un programa de control del agua de consumo a largo plazo debe incluir el control de los suministros de agua subterránea para garantizar que las concentraciones de actividad en estas fuentes siguen siendo bajas.



## CAPÍTULO 2 SITUACIONES DE EMERGENCIA

# 2.4 GESTIÓN DE LA SUPERACIÓN DE CRITERIOS PARA EL AGUA DE CONSUMO EN SITUACIONES DE EMERGENCIA

### 2.4.1

#### ¿Cómo se utilizan los niveles de intervención operacionales para el agua de consumo en caso de emergencia nuclear o radiológica?



Si después de haber realizado medidas de cribado alfa total o beta total, no se superan en el agua de consumo los criterios establecidos para las emergencias (niveles de intervención operacional (NIO), por ejemplo, los valores NIO5), todos los miembros del público podrán beber el agua, incluyendo a los bebés, los niños y las mujeres embarazadas.

Si se supera alguno de los criterios de cribado<sup>14</sup>, será necesario realizar medidas de las concentraciones de actividad de los distintos radionucleidos antes de decidir si se debe restringir la bebida de esa agua.

Este enfoque por etapas (que se muestra en la Figura 2.1) es coherente con el recomendado en el GDWQ para situaciones de no-emergencia, en las que se utilizan niveles de cribado y niveles orientativos.

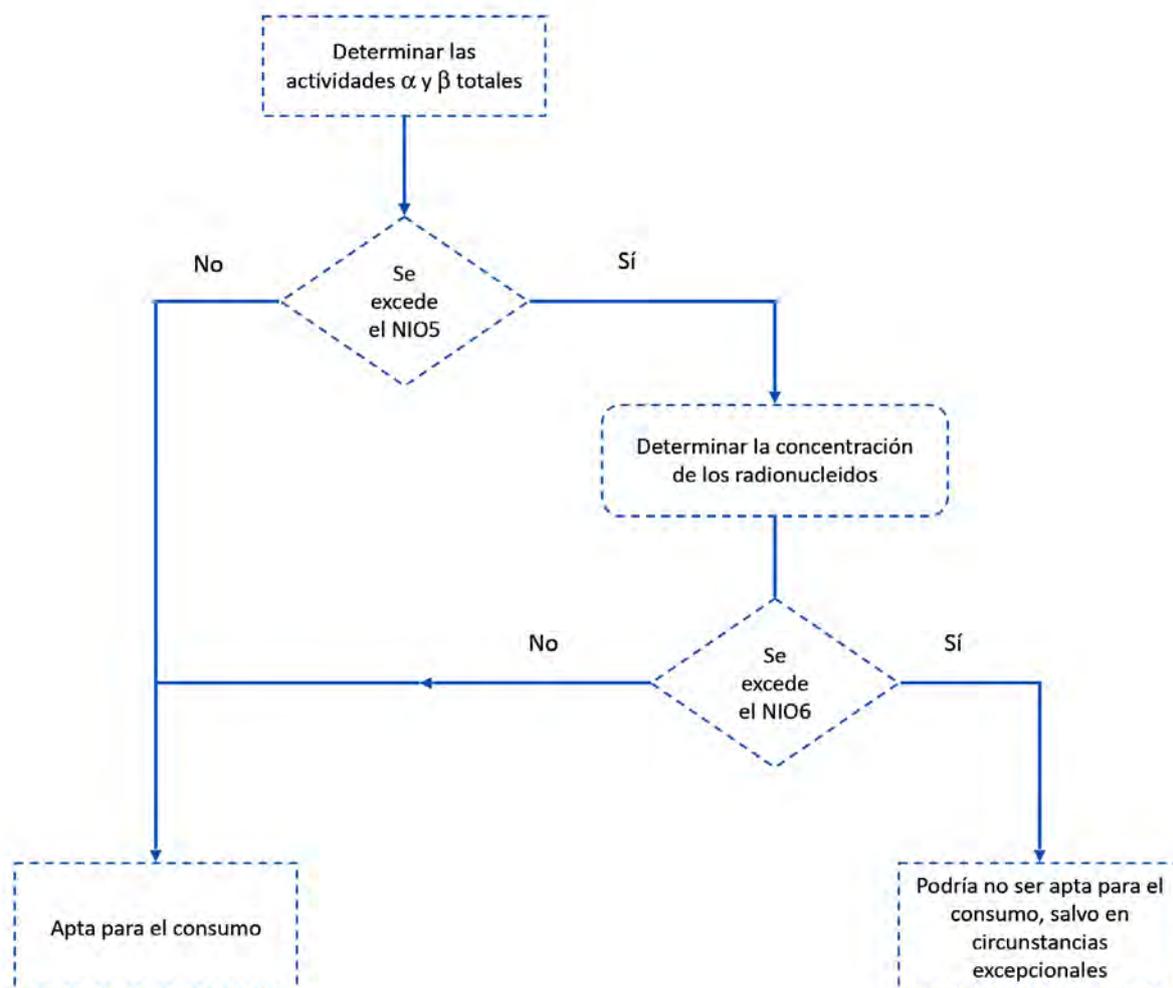
La Guía General de Seguridad n° GSG-2 sobre *Criterios de preparación y respuesta ante una emergencia nuclear o radiológica* (OIEA, 2011) proporciona valores de concentraciones de actividad (NIO6) para más de 300 radionucleidos. Los valores NIO6 son muy conservadores, ya que se han calculado partiendo del supuesto de que las concentraciones de actividad en el agua de consumo se mantendrían en ese nivel durante todo un año, lo que es muy poco probable que ocurra tras una situación de emergencia (ver Pregunta 2.1.4). Si la concentración de actividad de cualquier radionucleido supera su valor NIO6, es posible que el agua no sea apta para la bebida y se deberían considerar

<sup>14</sup> Si se supera el criterio de cribado beta total (NIO5), la contribución del potasio-40 debe restarse de la(s) medida(s) tras una determinación independiente del potasio total en el agua de consumo, si no se ha hecho ya.

actuaciones para reducir las concentraciones de actividad en ella y las dosis derivadas de su bebida (ver Pregunta 2.4.2). Sin embargo, dado que la determinación de los valores NIO6 se basan en los miembros más vulnerables del público (por ejemplo, los bebés y las mujeres embarazadas) y se supone además que toda el agua de consumo está contaminada durante un año completo, el hecho de superar los criterios no significa necesariamente que el agua de consumo no sea apta para la bebida. Sería necesario realizar más investigaciones, incluyendo la consideración de las tasas de bebida reales y medidas adicionales (ver Pregunta 2.4.2 para más información).

Es importante que en una situación de emergencia se conozca lo antes posible la información sobre los radionucleidos presentes en el agua de consumo. Se prevé que el cribado de los suministros de agua de consumo con respecto a los valores del NIO5 y el NIO6 podría llevarse a cabo en el plazo de una semana aproximadamente para confirmar las restricciones que como medidas de precaución se hayan impuesto al consumo de agua de consumo inmediatamente después de la emergencia (OIEA, 2011).

Figura 2.1. Aproximación por etapas para la aplicación de los NIOs en situaciones de emergencia



Fuente: OIEA (2011); pp. 40 (<https://www-pub.iaea.org/books/iaeabooks/8506/Criteria-for-Use-in-Preparedness-and-Response-for-a-Nuclear-or-Radiological-Emergency-General-Safety-Guide>). Reproducida con permiso de los editores.

## 2.4.2

### ¿Qué actuaciones se pueden considerar si se superan los criterios de agua de consumo en situaciones de emergencia? ¿Existen medidas especiales para los pequeños suministros de agua, incluidos los suministros comunitarios?



Si tras una emergencia nuclear o radiológica los suministros de agua de consumo se contaminan con radionucleidos, es probable que parte del agua contaminada se consuma. Como se explica en la [Pregunta 2.1.2](#), es muy poco probable que los radionucleidos en el agua de consumo sigan siendo un riesgo para la salud pública a largo plazo y es además probable que los radionucleidos solo estén presentes en concentraciones de actividad relativamente altas durante un periodo de tiempo muy corto. Por lo tanto, es importante una comunicación eficaz de los riesgos asociados al consumo de esta agua, tanto en el caso de que el agua de consumo contenga radiactividad en concentraciones inferiores a los niveles de intervención operacionales establecidos (NIO), como en el caso de que estén por encima de estos niveles durante un periodo de tiempo limitado (ver [Pregunta 2.4.1](#)).

Si se superan los NIO, las Normas Internacionales (OIEA, 2015; 2011) recomiendan que, como medida de protección, se apliquen restricciones a la bebida de agua de consumo no esencial. Si es inevitable beber el agua suministrada, porque su restricción podría provocar deshidratación y no se dispone de ningún agua para sustituirla, se puede consumir esa agua hasta que se disponga de una alternativa. Sin embargo, aunque se consuma el agua, no es probable que suponga un riesgo significativo para la salud, tal y como se ha comentado en la [Pregunta 2.1.4](#). Aunque pueda haber un ligero aumento del riesgo radiológico, el no tener agua para el consumo supone un riesgo mucho más importante para la salud. Si se ha liberado yodo radiactivo, las normas internacionales recomiendan que se considere la implementación de un bloqueo de tiroides con yodo (OMS, 2017b). En otros documentos (OIEA, 2011; OMS, 2017b) se puede obtener más información sobre los criterios para la aplicación del bloqueo de tiroides con yodo.

Existen diferentes opciones de gestión y reparadoras del agua que podrían considerarse en el caso de que el agua de consumo supere los criterios preestablecidos para situaciones de emergencia; estas opciones se analizan brevemente a continuación. Las opciones elegidas dependerán de la situación concreta. El grado de superación de los criterios de emergencia, los costes de la opción y la disponibilidad de otros suministros de agua de consumo, entre otros factores, deben tenerse en cuenta para la elección de la opción. La información que se ofrece aquí es de carácter general y habría que hacer una evaluación completa de las opciones para una situación concreta en función del contexto y de los recursos del país. Se pueden encontrar más detalles sobre las posibles opciones en los manuales de recuperación tras incidentes de radiación, por ejemplo, *UK recovery handbooks for radiation incidents 2015 – Drinkingwater supplies handbook* (Brown, Watson & Nisbet, 2015).

- Seguir utilizando el suministro de agua de consumo con el apoyo de un programa de monitorización detallado. Si el radionucleido tiene un periodo de semidesintegración inferior a una semana, puede que no sea necesario considerar ninguna opción específica para reducir las concentraciones de actividad en el agua de consumo debido al corto tiempo que durará la superación. Confiar en el tratamiento normal del agua, con el apoyo de la monitorización y una buena comunicación de los riesgos al público, puede ser la opción más viable, en particular para los suministros de pequeñas comunidades.
- Proporcionar un suministro alternativo de agua de consumo que no contenga radionucleidos, como agua embotellada o agua de una zona no afectada, traída en camiones cisterna. El agua del suministro se puede seguir utilizando para fines sanitarios. Como parte de un plan de respuesta a la emergencia, las empresas de suministro de agua deben haber desarrollado planes para proporcionar y distribuir agua de consumo en caso

de emergencias. Es importante garantizar que el suministro alternativo no introduzca riesgos adicionales más significativos (como se describe a continuación).

- Cambiar la fuente de agua a una que no contenga radionucleidos por encima de los criterios (cambios en el punto de extracción de agua o en la ubicación de la fuente de agua). Puede haber fuentes de agua disponibles que no se vean afectadas o que se vean mucho menos afectadas por las consecuencias de la emergencia. También puede ser posible cambiar de una fuente de agua superficial a una fuente de agua subterránea. Debe prestarse especial atención a que los cambios en las fuentes de agua no den lugar a la introducción de riesgos adicionales más importantes que no se puedan controlar o que puedan ser difíciles de controlar (por ejemplo, las fuentes de agua superficiales, que suelen estar más contaminadas, sobre todo por la contaminación microbiana).
- Mezcla controlada de suministros de agua de consumo. El agua de consumo afectada podría mezclarse con agua no afectada por las consecuencias de la emergencia, o, si se dispone de más de un suministro en el punto de tratamiento o postratamiento del agua, con agua menos afectada que contenga concentraciones más bajas de radionucleidos. Este es un método eficaz para reducir las concentraciones de actividad en el agua de consumo y tiene la ventaja añadida de no generar residuos radiactivos. Es poco probable que esta opción de mezcla sea práctica para los pequeños suministros privados o comunitarios.
- Implementar el proceso de tratamiento del agua o la modificación del tratamiento del agua ya existente. Las plantas de tratamiento de agua con una combinación de procesos de coagulación, sedimentación y filtración con arenas para tratar las aguas superficiales pueden eliminar entre el 30 % y el 100 % de los radionucleidos suspendidos presentes en el agua de origen, dependiendo del radionucleido. En la [Pregunta 3.2](#) se puede encontrar más información sobre el rendimiento de eliminación para procesos comunes de tratamiento de aguas y para algunos radionucleidos. En la sección I de USEPA (2005) se ofrece un ejemplo de lista de verificación que se podría utilizar para ayudar a decidir si la aplicación de un tratamiento adicional del agua puede ser la opción más adecuada y viable. La aplicación de un nuevo tratamiento del agua, o la introducción de cambios sustanciales en el tratamiento del agua ya existente, probablemente sea un esfuerzo importante y es muy poco probable que se aplique rápidamente.
  - Las opciones de tratamiento del agua suelen generar productos residuales que contendrán los radionucleidos eliminados del agua (ver [Pregunta 3.3](#)).
  - Hay opciones de tratamiento, comercialmente disponibles, que se pueden utilizar en el hogar o en locales privados y que reducen la contaminación radiactiva del agua de consumo. Se trata de sistemas de filtrado de agua para ablandar el agua que utilizan un filtro de carbón con algún material de intercambio iónico (filtros de jarra), y pequeñas unidades de ósmosis inversa. Estos productos deben estar certificados por una organización de normalización adecuada. Las opciones de tratamiento del agua en los hogares generarán residuos que contendrán los radionucleidos eliminados del agua (ver [Pregunta 3.3](#)). Es más probable que este tipo de unidades sean prácticas para las comunidades pequeñas o cuando solo se vea afectado un pequeño suministro de agua, ya que no serán accesibles a gran escala y su uso tendrá que ser cuidadosamente controlado para garantizar su eficacia y el manejo adecuado de los filtros de residuos. En los [Recuadros informativos 2.6 y 2.7](#) se analizan las actividades reparadoras realizadas en respuesta al accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi en 2011.

#### **Recuadro informativo 2.6: Cubrir los depósitos de almacenamiento abiertos**

Durante una liberación de radionucleidos a la atmósfera, estos pueden depositarse directamente en la fuente de agua en el punto de captación y durante el tratamiento o en el agua tratada, almacenada antes de su distribución. En este caso, la adopción de medidas para proteger los sistemas de abastecimiento de agua de consumo, como cubrir los depósitos de almacenamiento de agua abiertos para protegerlos de la contaminación directa a través de la deposición seca y húmeda, puede ser eficaz si se aplica antes o poco después de la emisión. Por ejemplo, en Japón se cubrieron los estanques de tratamiento de agua tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi.

#### **Recuadro informativo 2.7: Restricción de la bebida de agua de consumo tras un accidente**

En el caso del accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi, ocurrido el 11 de marzo de 2011 en Japón, 20 empresas de suministro de agua en un total de cinco prefecturas aplicaron restricciones a la ingesta por los bebes de agua del grifo por superar el valor indicativo para el yodo radiactivo ( $100 \text{ Bq Kg}^{-1}$ ) para los bebés. La mayoría de las restricciones duraron de dos a tres días en las prefecturas distintas de la de Fukushima. Todas las restricciones a la ingesta de los bebes se levantaron el 10 de mayo de 2011. Solo se aplicó una restricción de la ingesta para todos los grupos de edad en una empresa de suministro de agua a pequeña escala en la prefectura de Fukushima el 21 de marzo de 2011; esto se debió a que el nivel de yodo radiactivo superó los  $300 \text{ Bq Kg}^{-1}$  (valor indicativo para adultos). Esta restricción se levantó el 1 de abril de 2011. Durante el periodo de las restricciones, se llevó a cabo la distribución de agua embotellada o a través de camiones cisterna. Se puede encontrar más información en la [Sección 4.5](#).





## CAPÍTULO 3 INFORMACIÓN DE APOYO

### 3.1 ¿SE REDUCE LA EXPOSICIÓN A LOS RADIONUCLEIDOS EN EL AGUA DE CONSUMO AL HERVIR EL AGUA?



No. La ebullición no reduce las concentraciones de radionucleidos en el agua de consumo. Sin embargo, una ebullición excesiva (es decir, continua o prolongada) puede dar lugar a concentraciones más elevadas de radionucleidos debido a la reducción del volumen del agua por la ebullición (ver el Recuadro informativo 3.1).

#### **Recuadro informativo 3.1: Reducción de las concentraciones de actividad hirviendo el agua de consumo**

Las pruebas realizadas en Japón tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi (Tagami y Uchida, 2011) no mostraron ninguna pérdida de yodo-131 en el agua del grifo ni con la ebullición a corto plazo (1-10 minutos) ni con la ebullición prolongada (hasta 30 minutos). La ebullición prolongada dio lugar a un aumento de las concentraciones de yodo-131 debido a redujo su volumen en un factor 3.



## CAPÍTULO 3 INFORMACIÓN DE APOYO

# 3.2 ¿QUÉ EFICACIA TIENEN LAS OPCIONES DE TRATAMIENTO DEL AGUA PARA ELIMINAR LOS RADIONUCLEIDOS DEL AGUA DE CONSUMO?



Las aguas superficiales suelen someterse a un mayor tratamiento que las aguas subterráneas, en particular las fuentes de agua con una elevada turbidez (gran cantidad de partículas en suspensión) y un alto contenido microbiano (ver Tabla 3.1). Es probable que la eliminación de radionucleidos sea mayor para el agua sometida a un tratamiento más extenso. Para las fuentes de agua con menos tratamiento (por ejemplo, muchas fuentes de agua subterránea), generalmente habrá menos eliminación de contaminantes, incluidos los radionucleidos.

**Tabla 3.1. Características de las agua superficiales y subterráneas**

Característica	Agua superficial	Agua subterránea
Turbidez	Alto	Bajo
Minerales disueltos	Bajo-moderado	Alto
Contenido microbiano	Alto	Bajo
Variabilidad temporal	Muy alto	Bajo

En general, el tratamiento que combina la coagulación con la sedimentación o la filtración debería ser eficaz para eliminar en cierta medida los radionucleidos en suspensión, con una eficacia que oscila entre el 30 % y el 100 %, y normalmente en torno al 70 % en el caso de los principales radionucleidos naturales (ver Tabla 3.2). Los filtros de intercambio iónico, que se utilizan más habitualmente para las aguas subterráneas, son especialmente eficaces para el radio y el uranio, eliminando más del 70 % de estos radionucleidos. Sin embargo, suelen instalarse para eliminar los nitratos del agua y estos pueden competir con los radionucleidos en cuanto a su eliminación preferente. El Recuadro informativo 3.2 ofrece un ejemplo de las actividades de filtración tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi.

La Tabla 9.4 del Capítulo 9 del GDWQ, adaptada a continuación, ofrece un resumen del rendimiento de eliminación de algunos procesos comunes de tratamiento del agua para algunos elementos. Para más detalles, una revisión de la eficacia de los diferentes procesos de tratamiento del agua y una descripción de los factores que pueden influir en ella pueden encontrarse en Brown, Hammond & Wilkins (2008b) y USEPA (2005). Referencias de las tecnologías de tratamiento específicas para los radionucleidos también figuran en el anexo 6 de la GDWQ.

También se puede encontrar información adicional sobre las técnicas para eliminar el uranio, el radio, el plomo y el polonio y su posible eficacia en Annanmaki & Turian (2000). Cabe señalar que el rendimiento de eliminación será muy específico de la fuente de agua y el tratamiento realizado y la información proporcionada es solo indicativa de las reducciones en las concentraciones que podrían esperarse.

**Tabla 3.2. Eficiencia de los procesos de tratamiento de aguas**

Elemento	Coagulación	Filtración por arena	Carbón activado	Ablandamiento con cal sodada	Intercambio iónico	Ósmosis inversa
Estroncio	XX	XX	X	XXXX	XXX	XXXX
Iodo	XX	XX	XXX	X	XXX	XXXX
Cesio	XX	XX	X	XX	XXX	XXXX
Radio	XX	XXX	XX	XXXX	XXXX	XXXX
Uranio	XXX	X	XX	XXXX	XXXX	XXXX
Plutonio	XXX	XX	XXX	X	XXXX	XXXX
Americio	XXX	XX	XXX	X	XXXX	XXXX
Tritio	No es posible la eliminación					

Clave: X = 0-10 %; XX = 10-40 % de eliminación; XXX = 40-70 % de eliminación; XXXX => 70 % de eliminación.

Fuente: Adaptado de la Tabla 9.4, Capítulo 9 de la OMS (2017A).

### Recuadro informativo 3.2: Efectividad del tratamiento de las aguas para la eliminación de yodo-131 (<sup>131</sup>I), cesio-134 (<sup>134</sup>Cs) y cesio-137 (<sup>137</sup>Cs)

Después del accidente de la planta de energía nuclear de Fukushima Daiichi, se realizaron medidas en algunas plantas de tratamiento de agua para estudiar la efectividad de la eliminación de <sup>131</sup>I y cesio radiactivo (<sup>134</sup>Cs y <sup>137</sup>Cs) durante el tratamiento del agua.

#### Iodo-131

En dos plantas de tratamiento de agua, se encontró que la coagulación y la sedimentación no eliminaban <sup>131</sup>I (se observaron relaciones de concentración, agua bruta/agua tratada de 2,9 Bq L<sup>-1</sup>/ 2,8 Bq L<sup>-1</sup> y 5,4 Bq L<sup>-1</sup>/ 5,7 Bq L<sup>-1</sup>) (Kosaka et al., 2012; 2014). En estos casos, se consideró que <sup>131</sup>I en agua bruta estaba presente en una forma disuelta y no como partículas.

Se encontró que el proceso de carbón activo granulado eliminó <sup>131</sup>I. Se observaron reducciones de 2,8 Bq L<sup>-1</sup> a 1,9 Bq L<sup>-1</sup> en una planta de tratamiento de agua, es decir, una eliminación del 34 %. El tratamiento con carbón activado en polvo también fue efectivo para eliminar <sup>131</sup>I. La relación de eliminación de <sup>131</sup>I por carbón activo granular y carbón activo en polvo en plantas de tratamiento de agua reales se consideró entre el 30 % y el 40 %. En una prueba de eliminación a gran escala con agua de río (con aproximadamente 3,5 Bq L<sup>-1</sup> de <sup>131</sup>I), tratada con carbón activo en polvo de 10, 25 y 50 mg por litro con un tiempo de contacto de 30 minutos, se eliminó el 9 %, el 36 % y el 71 %, respectivamente. Una precloración débil con una dosis de aproximadamente 0,5 a 1,0 mg L<sup>-1</sup> antes del tratamiento con carbón activo en polvo podría mejorar la eliminación al 41 %, 59 %, 71 % para las mismas dosis de carbón activo en polvo descritas anteriormente.

**Recuadro informativo 3.2 (continuación)****Radiocésio ( $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$ )**

Se encontró que, si el cesio radiactivo en la planta de tratamiento de agua existía principalmente como forma particulada, se adsorbía de forma selectiva en algunos tipos de partículas de suelo y, posteriormente, se eliminaban en los procesos de separación de partículas que incluyen la coagulación y la floculación, la sedimentación y la filtración con arena. Aproximadamente 1,5 meses después del accidente de Fukushima Daiichi, se examinó la eliminación de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  en una planta de tratamiento de agua. Los niveles de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  en agua bruta fueron 5,6 y 6,4 Bq L<sup>-1</sup> y aquellas después de que los procesos de coagulación y sedimentación estuvieron por debajo de los límites de detección (que fueron 0,50 y 0,83 Bq L<sup>-1</sup>, respectivamente). Estos resultados sugirieron una reducción en la concentración de cesio radiactivo en forma particulada de hasta un factor de 10. En una prueba de coagulación a gran escala usando agua de río, en la que las concentraciones de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  fueron de 5,6 y 6,4 Bq L<sup>-1</sup> y la turbidez fue de 51 grados (aproximadamente 35-41 Unidades de Turbidez Nefelométrica - NTU), la eliminación de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  fue de 94 % y 95 %, respectivamente, confirmando la alta eliminación de la forma particulada (Kosaka et al., 2012).

En contraste, el cesio radiactivo en forma de iones disueltos no se puede eliminar. La eliminación de las formas iónicas de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  mediante coagulación, sedimentación y filtración con arena en dos plantas de tratamiento de agua se midieron en octubre de 2012, aproximadamente 1,5 años después del accidente. Los niveles de  $^{137}\text{Cs}$  en forma de iones disueltos en dos aguas sin tratar fueron 0,005 y 0,010 Bq L<sup>-1</sup> y los de agua tratada fueron 0,005 y 0,011 Bq L<sup>-1</sup> (OHNO et al., 2013). Además, en las pruebas a gran escala utilizando agua contaminada procedente del estanque del emplazamiento del reactor, se constató que los procesos convencionales de coagulación y filtración con arena no son efectivos para eliminar el cesio radiactivo en forma iónica. Los niveles de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  en el agua del estanque fueron de 9,8 y 11,0 Bq L<sup>-1</sup>, respectivamente, y la turbidez fue de 0,3 grados (aproximadamente 0,2-0,3 NTU). La eliminación de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  en esta prueba de coagulación fue solo de 5 % y 6 %, respectivamente (Kosaka et al., 2012).

Estos resultados sugirieron que los procesos de separación de partículas son muy efectivos para eliminar la forma particulada de cesio radiactivo, pero no eliminan el cesio radiactivo en forma de iones disueltos.

Como un posible método efectivo para eliminar el cesio radiactivo en forma de iones disueltos, se sugirió añadir partículas de suelo. En una prueba a gran escala, se añadieron 200 mg L<sup>-1</sup> de suelo local, tamizado a 25-75 µm de diámetro, al agua de grifo clorada (se añadió 0,1 µg L<sup>-1</sup> de  $^{133}\text{Cs}$ ) y se agitó durante 30 minutos. Usando este método, se eliminó el 50 % de  $^{133}\text{Cs}$  originalmente en forma disuelta (TAMPO et al., 2016).



## CAPÍTULO 3 INFORMACIÓN DE APOYO

### 3.3 SI MEDIANTE TRATAMIENTOS SE ELIMINAN DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO LOS RADIONUCLEIDOS, ¿DÓNDE TERMINAN ESTOS? ¿SE DEBERÍAN TRATAR LOS DESECHOS DE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA COMO RESIDUOS RADIATIVOS?



Si se eliminan los radionucleidos del agua durante su tratamiento, estos terminarán en los productos de desecho resultantes de los procesos de tratamiento. Para los procesos tradicionales de coagulación, sedimentación y filtración, los principales productos de desecho serán lodos (de coagulación) y medios filtrantes (por ejemplo, arena).

La producción de lodos en el proceso de coagulación es un mecanismo de concentración, ya que típicamente la cantidad de lodos producidos es pequeña en comparación con el caudal de agua tratada. La cantidad de lodos depende de la calidad del agua y de su nivel de turbidez: niveles más altos de turbidez dan lugar a más lodos por litro de agua tratada. También se producirán lodos a partir de la contrapresión de los filtros. Por ejemplo, en un estudio de desechos del tratamiento de agua doméstica en el sureste de Queensland, Australia, el lodo producido por millones de litros de agua superficial tratada osciló entre 0 y 46 kg con una media de 14 kg por millón de litros de agua (Kleinschmidt & Akber, 2008). Los autores afirman que esto es consistente con los informes de otros países y comparan sus resultados con Alemania y los Estados Unidos.

Para las plantas de tratamiento de agua con un alto rendimiento de agua, se producirán relativamente más lodos. El Recuadro informativo 3.3 da un ejemplo de mediciones realizadas en lodos en una situación de no-emergencia.

La acumulación de radionucleidos en los lechos de filtro, por ejemplo, la arena y el carbón activado, también es un mecanismo de concentración, ya que los lechos de filtro acumularán radionucleidos durante el periodo en que el agua pasa a través de ellos y la concentración de actividad por masa de material de filtro aumentará con el tiempo. Cuanto menos frecuentemente se repongan el lecho filtrante, mayores serán en las concentraciones. Los radionucleidos eliminados por filtración se asociarán con una masa muy grande de medios de filtro y las concentraciones de actividad de radionucleidos por unidad de masa en el material de filtro sean probablemente significativamente más bajo que los de los lodos de basura. Se puede encontrar más información en Brown, Hammond & Wilkins (2008A).

El intercambio de iones y la ósmosis inversa también conducirán a los radionucleidos que se acumulan en la resina de intercambio de iones o las membranas de ósmosis inversa, aunque se pueden eliminar por regeneración. Sin embargo, esta regeneración conducirá a que los radionucleidos que sean elevados en las aguas residuales, que posiblemente que deban controlarse.

Existen problemas prácticos que se deberían considerar debidos a la eliminación de medios de filtración y filtros, o al reemplazo de las membranas de intercambio iónico o de ósmosis inversa, incluida su eliminación, transporte, reemplazo y nueva puesta en servicio antes de reanudar el tratamiento del agua.

Es poco probable, pero posible, que debido a las concentraciones de actividad en los materiales de desecho que surjan del tratamiento del agua se requiera que estos sean gestionados como residuos radiactivos. Sin embargo, las concentraciones de actividad en los productos de desecho, en particular los lodos, pueden ser altas en el corto plazo tras una emergencia (tal y como se muestra en los ejemplos en el [Recuadro informativo 3.4](#)) y se debería considerar medir en los productos de desecho del tratamiento, si una emergencia nuclear o radiológica ha dado lugar a que los radionucleidos ingresen en las fuentes de agua que se están tratando para suministrar agua de consumo. Se debería buscar la asesoría especializada de los reguladores apropiados. En USEPA (2005) se pueden encontrar algunos antecedentes sobre la gestión de los residuos radiactivos procedentes del tratamiento del agua de consumo.

Los riesgos potenciales a la salud para los individuos que trabajan en el tratamiento de agua se deben considerar y ser controlados, aunque es muy improbable que cualquier exposición a los materiales de desechos del tratamiento plantee un riesgo de salud significativo para las personas que trabajan en el tratamiento del agua. Se da más información en la [Pregunta 3.4](#).

**Recuadro informativo 3.3: Ejemplo de concentraciones de actividad en lodos de desecho en una situación de no-emergencia en Australia**

En una instalación en el Territorio del Norte, Australia, el agua subterránea se extrae de pozos y se almacena en tanques antes de la distribución, lo que da lugar a la decantación de lodos (Kleinschmidt Black & Akber, 2011). La demanda promedio diaria de la instalación es de 0,35 millones de litros de agua por día, con un máximo de 0,63 millones de litros por día. Las concentraciones de radio-226 y radio-228 en el agua subterránea y los lodos son los siguientes:

	Radio-226	Radio-228
Agua (pozo)	1 Bq L <sup>-1</sup>	0,7 Bq L <sup>-1</sup>
Lodo (residuo tanque)	2830 Bq kg <sup>-1</sup>	2010 Bq kg <sup>-1</sup>

### Recuadro informativo 3.4: Ejemplos de concentraciones de actividad en lodos residuales después de emergencias

#### Tras el accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi en Japón

En Japón se utilizan procesos de tratamiento de agua convencionales que incluyen coagulación, sedimentación y filtración rápida con arena. Por lo tanto, después del accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi, el cesio radiactivo se concentró en los lodos residuales. Muchas plantas de tratamiento de agua tuvieron que conservar los lodos durante los primeros meses posteriores al accidente porque la concentración de cesio radiactivo era muy elevada ( $> 8000 \text{ Bq kg}^{-1}$  de lodos). El lodo no pudo disponerse en vertederos normales y se debió de almacenar como residuo radiactivo. No se acordó un repositorio para los lodos residuales hasta aproximadamente un año después del accidente.

#### Tras el accidente de la central nuclear de Chernobyl en el Reino Unido

En una planta de tratamiento de agua de consumo en el noroeste de Inglaterra, se midieron altas concentraciones de actividad en los lodos después del accidente de Chernobyl (Jones y Castle, 1987). Las mediciones mostraron que el tratamiento utilizado (coagulación y filtración) eliminó el rutenio y el cesio radiactivo que se acumularon en los lodos. Después de cinco meses, debido a la dilución de radionucleidos en las fuentes de agua tratadas (y la desintegración radiactiva del  $^{131}\text{I}$  y del  $^{132}\text{Te}$ ), las concentraciones de actividad en los lodos habían disminuido significativamente.

Concentraciones en lodos residuales ( $\text{Bq kg}^{-1}$ )		
Radionucleido	Mayo 1986	Octubre 1986
$^{103}\text{Ru}$	1900	24
$^{131}\text{I}$	900	No detectable
$^{134}\text{Cs}$	350	17
$^{137}\text{Cs}$	600	24
$^{132}\text{Te}$	900	No detectable

Clave: rutenio-103 ( $^{103}\text{Ru}$ ); yodo-131 ( $^{131}\text{I}$ ); cesio-134 ( $^{134}\text{Cs}$ ); cesio-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), telurio-132 ( $^{132}\text{Te}$ )

#### Tras el accidente de la central nuclear de Chernobyl en Alemania

También se midieron las concentraciones de actividad en los lodos de Berlín después del accidente de Chernobyl (BMU, 1987; SSK, 1988). Si bien estas mediciones se realizaron en una planta de tratamiento de aguas residuales y no en una instalación de tratamiento de agua de consumo, ilustran la rápida disminución de las concentraciones de actividad con el tiempo, después de un accidente. Las concentraciones de actividad más elevadas se midieron el 11 de mayo de 1986 (dos semanas después del accidente) después de unas fuertes lluvias, que arrastraron la contaminación del medio ambiente al sistema de alcantarillado. Como se observa en el ejemplo del Reino Unido, las concentraciones de actividad en los lodos procesados disminuyeron rápidamente durante unos pocos meses.



## CAPÍTULO 3 INFORMACIÓN DE APOYO

### 3.4 ¿CUÁLES SON LOS RIESGOS A LA SALUD DE LOS TRABAJADORES DE INSTALACIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS DONDE SE HA PROCESADO AGUA QUE CONTIENE RADIONUCLEIDOS?



Si hay radionucleidos en el agua que se está tratando en las plantas de tratamiento de agua de consumo, los trabajadores de las instalaciones de tratamiento de agua podrían estar expuestos a ellos mientras realizan sus tareas diarias o el mantenimiento rutinario. Las principales fuentes de exposición serán la proximidad o la ingestión inadvertida de radionucleidos existentes en los productos de desecho del tratamiento, en particular los lodos resultantes de la coagulación y el lavado a contracorriente de los filtros y el material filtrante. Sin embargo, es muy poco probable que la exposición a estos materiales suponga un riesgo significativo a la salud para estos trabajadores.

En USEPA (2005) y Brown, Hammond & Wilkins (2008a) se proporciona información sobre las posibles vías de exposición debidas a las actividades del tratamiento del agua. También se puede encontrar orientación acerca de cómo evaluar las dosis a las personas que realizan actividades de tratamiento en Brown, Hammond y Wilkins (2008a).

Si existe alguna preocupación sobre la exposición de los trabajadores de la industria del agua de consumo, se debe buscar asesoramiento especializado.

Es posible que, como parte de su planificación de emergencias, la industria del suministro de agua desee evaluar los riesgos potenciales para la salud, debido a la exposición a la radiación, de las personas que trabajan en las instalaciones de tratamiento de agua; de modo que las exposiciones se puedan controlar a corto plazo tras una emergencia nuclear o radiológica, en la situación poco probable de que esto sea necesario. El Recuadro informativo 3.5 analiza las medidas adoptadas para evaluar el impacto sobre los trabajadores de las instalaciones de tratamiento de aguas.

### **Recuadro informativo 3.5. Ejemplo de dosis potenciales para trabajadores de plantas de tratamiento de agua después de un accidente en el Reino Unido**

En una planta de tratamiento en el noroeste de Inglaterra, se midieron altas concentraciones de actividad de cesio-137 en los lodos después del accidente de Chernobyl (ver [Recuadro informativo 3.5](#) en la Pregunta 3.3). Las mediciones mostraron que el tratamiento utilizado (coagulación y filtración) eliminó el rutenio y el cesio radiactivo. En ese momento existía la preocupación de que los trabajadores pudieran estar en riesgo por la ingesta de radionucleidos al realizar algunas actividades, como la limpieza de los tanques de lodos. Sin embargo, la monitorización indicó que las dosis eran muy pequeñas; además, los lodos se mantenían húmedos, lo que reducía el polvo y minimizaba la dosis por inhalación: Otras concentraciones de actividad medidas en los lodos en octubre de 1986 (cinco meses después) confirmaron que los radionucleidos se habían diluido en el agua que ingresaba en las plantas de tratamiento por lo que las concentraciones de actividad en los lodos eran mucho más bajas.

Brown, Hammond y Wilkins (2008a) utilizaron las mediciones realizadas en lodos y supuestos predeterminados sobre las actividades laborales y el caudal de agua en las plantas de tratamiento para estimar dosis conservadoras para una persona que realiza todas las tareas diariamente (no se estimaron las dosis ni se hicieron medidas en el momento). Las dosis estimadas utilizando las concentraciones de actividad más altas medidas en el lodo eran muy bajas (0,03 mSv en una semana) y posteriormente, a medida que las concentraciones de actividad en el lodo se diluían con el tiempo, habrían bajado aún más (ver [Recuadro informativo 3.4](#)).



## CAPÍTULO 3 INFORMACIÓN DE APOYO

# 3.5 ¿QUÉ MÉTODOS SE PUEDEN UTILIZAR PARA MEDIR LOS RADIONUCLEIDOS EN LOS SUMINISTROS DE AGUA DE CONSUMO?



El proceso de identificación de los radionucleidos individuales en el agua de consumo y la determinación de sus concentraciones requiere mucho tiempo y es caro. Un enfoque práctico, que se utiliza regularmente para las mediciones de vigilancia de rutina en situaciones de no-emergencia, es utilizar un método de detección en el que se determine inicialmente la radiactividad total presente en forma de radiación alfa y beta. Los métodos de detección alfa y beta total se basan únicamente en la detección de partículas alfa o beta emitidas durante la desintegración radiactiva de los radionucleidos. Estos métodos son apropiados para la mayor parte de las situaciones en las que es probable que se encuentren radionucleidos en el agua de consumo.

Si bien tradicionalmente se han empleado contadores proporcionales de flujo de gas para las mediciones de alfa y beta totales y siguen siendo los contadores estándar utilizados en muchos laboratorios de todo el mundo, está aumentando el uso de contadores de centelleo líquido. Esta técnica es más adecuada para realizar mediciones de aguas subterráneas (generalmente aquellas que tienen un alto contenido total de sólidos disueltos) y puede requerir menos recursos. Los contadores de centelleo líquido pueden medir radionucleidos emisores beta independientemente de la energía de sus emisiones, mientras que los contadores proporcionales de flujo de gas están más limitados a aquellos con energías beta más altas. Sin embargo, ambas técnicas son adecuadas para medir las concentraciones de actividad y compararlas con los niveles de cribado alfa y beta total. Las mediciones de beta total incluirán una contribución de potasio-40, que se debe restar si se excede el nivel de detección de beta total (ver Preguntas 1.5.3 y 1.5.4). En la Tabla 9.3 del Capítulo 9 de la GDWQ se dan referencias sobre algunos métodos normalizados para analizar concentraciones de actividad alfa y beta total en el agua de consumo utilizando contadores proporcionales de gas.

Los métodos de detección alfa y beta total solo proporcionan la actividad total presente debido a las emisiones alfa y beta y no se puede obtener información específica de radionucleidos. Cabe destacar que es muy poco probable que la suma de las actividades de los radionucleidos que contribuyen a la concentración total de la actividad en el agua de consumo concuerde con el resultado de estas medidas, en particular de las medidas beta total. Esto se debe a la diferencia en las técnicas de recuento empleadas, junto con las incertidumbres asociadas en las medidas.

## Métodos para medir radionucleidos individuales

Cuando se requieren las concentraciones de actividad individual de radionucleidos específicos, la técnica de medición depende del radionucleido y del tipo de radiación que emite. La espectrometría gamma de alta resolución es el método estándar para cuantificar muchos radionucleidos naturales y artificiales emisores de rayos gamma. Es una medida no destructiva que se puede aplicar directamente a la muestra de agua de consumo, sin ningún procesamiento de la muestra que no sea poner una alícuota en un recipiente adecuado. Los sistemas detectores de germanio hiperpuro son los predominantes para la espectrometría gamma de alta resolución, pero pueden requerir la preconcentración de la muestra cuando se trata de concentraciones de actividad que se encuentran comúnmente en aguas naturales. Es muy probable que la espectrometría gamma de alta resolución sea la primera técnica de medición utilizada en el caso de una emergencia radiológica o nuclear.

Si se dispone de espectrometría gamma, podría utilizarse la medida directa de radionucleidos emisores gamma individuales como método de detección, ya que muchos radionucleidos emiten rayos gamma. Las mediciones de radionucleidos individuales que utilizan este método deben compararse con los niveles orientativos y no con los niveles de cribado. Sin embargo, la espectrometría gamma no detectará todos los radionucleidos que podrían estar en el agua de consumo para situaciones de no-emergencia, en particular los radionucleidos naturales que se detectarían mediante los métodos alfa total y beta total.

Para identificar y determinar los radionucleidos que son predominantemente emisores alfa o beta puros y no producen fotones gamma o bien estos son muy débiles se requieren técnicas analíticas como espectrometría alfa, recuento de centelleo líquido y / u otras técnicas de recuento beta. Las técnicas de medición a menudo deben ir precedidas de métodos radioquímicos para extraer el radionucleido en una forma que pueda medirse.

La espectrometría de masas de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS) es un medio sensible, eficaz y versátil de análisis elemental para medir radionucleidos en medios ambientales, incluido el agua de consumo. El ICP-MS se utiliza cada vez más debido a su alta sensibilidad, ya que detecta átomos en lugar de las emisiones radiactivas asociadas con los radionucleidos. Esta técnica es particularmente útil para radionucleidos con periodos de semidesintegración radiactivos muy largos, por ejemplo, uranio-234 y uranio-238, ya que estos radionucleidos producen una pequeña cantidad de desintegraciones radiactivas por unidad de masa del isótopo y, por lo tanto, son difíciles de medir a través de sus emisiones radiactivas.

La medición del radón en el agua de consumo se trata en la [Sección 1.6](#).

Las medidas se deben realizar utilizando métodos analíticos acreditados, idealmente bajo una norma de calidad reconocida, como la ISO / IEC 17025: 2017 (ISO, 2017). La ISO / IEC 17025: 2017<sup>16</sup> es para ser usada por los laboratorios analíticos para desarrollar un sistema de gestión para operaciones técnicas, administrativas y de calidad. Además de la garantía de calidad de las mediciones realizadas, la norma impone requisitos a un laboratorio para que realice pruebas de aptitud (internas y externas) para garantizar que las técnicas utilizadas sean válidas y se obtengan resultados consistentes.

Los límites de detección de las diversas técnicas analíticas dependen de una serie de factores, principalmente el método y equipo utilizado y el tiempo de conteo. Las normas adoptadas por un país pueden especificar el límite de detección que se requiere para garantizar que la concentración de radionucleidos en la muestra pueda evaluarse con seguridad en comparación con el nivel de orientación (o reglamentación nacional), teniendo en cuenta las incertidumbres de la medición (consultar el [Recuadro informativo 3.6](#) para ver un ejemplo).

Las principales características de las diferentes técnicas analíticas se resumen en la [Tabla 3.3](#). Alguna información comparativa se expresa en términos relativos y no en valores absolutos, que serán específicos de la situación. Las referencias a métodos analíticos para radionucleidos específicos se proporcionan en el [Anexo 6](#) de la GDWQ.

<sup>16</sup> La ISO17025:2017 especifica los requisitos generales para las competencias de los laboratorios de ensayo y calibración, incluyendo los muestreos.

**Recuadro informativo 3.6: Límites de detección requeridos para las técnicas analíticas utilizadas para medir radionucleidos en la Directiva de agua de consumo de Euratom**

A modo de ejemplo, la Directiva sobre agua de consumo de Euratom (CE, 2013) establece los límites de detección que se deben alcanzar para las técnicas analíticas utilizadas para medir radionucleidos individuales. Por lo general, estos son aproximadamente un factor de 10 más bajos que las concentraciones derivadas (equivalentes a los niveles orientativos en el GDWQ). Para las concentraciones brutas de actividad alfa y beta total, los límites de detección requeridos son el 40 % de los valores de detección relevantes (CE, 2013).

Tabla 3.3.- Principales características de los diferentes métodos de determinación de radionucleidos en el agua de consumo.

Característica	Técnica analítica				Comentarios	
	Alfa/beta total	ICP-MS	Espectrometría gamma (alta resolución)	Contaje beta		Contaje alfa
General	Método de cribado: radionucleidos emisores de alfa total y emisores de beta total. No se incluirá la contribución de algunos radionucleidos (ver Pregunta 1.4.3).	Eficaz para radionucleidos con periodos de desintegración prolongados. Particularmente útil para $^{234}\text{U}$ , $^{238}\text{U}$ .	Se utiliza para radionucleidos emisores gamma, p. ej. $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{241}\text{Am}$ . No detectará muchos radionucleidos naturales que puedan encontrarse en el agua de consumo, p. ej. $^{234}\text{U}$ , $^{238}\text{U}$ , $^{210}\text{Po}$ . $^{226}\text{Ra}$ y $^{228}\text{Ra}$ pueden detectarse con detectores de baja energía y asumiendo que se puede establecer el equilibrio con otros radionucleidos. En el caso del $^{226}\text{Ra}$ , debe asegurarse de que no se pierda radón de la muestra. Espectrometría de baja resolución, p. ej. los detectores de NaI se pueden utilizar para la detección en situaciones de emergencia.	Medida precisa de radionucleidos que son predominantemente emisores beta, p. ej. $^90\text{Sr}$ , $^3\text{H}$ , $^{14}\text{C}$	Medida precisa de radionucleidos que son predominantemente emisores alfa, p. Ej. $^{238}\text{Pu}$ , $^{210}\text{Po}$ , $^{210}\text{Pb}$ (a través de $^{210}\text{Po}$ ).	La espectrometría gamma de baja resolución se puede utilizar como método de cribado tras una emergencia, p. ej. utilizando detectores de NaI. Proporciona una indicación amplia de la concentración de actividad en la muestra, pero no, en general, información específica de radionucleidos.
Velocidad (tiempo transcurrido)	Horas – pocos días (dependiendo del tiempo de preparación de la muestra).	Horas	Horas	Días - semanas	Días - semanas	Métodos estándar. Pueden estar disponibles métodos rápidos, pero es probable que afecten los límites de detección alcanzables.

Característica	Técnica analítica					Comentarios
	Alfa/beta total	ICP-MS	Espectrometría gamma (alta resolución)	Contaje beta	Contaje alfa	
Preparación de la muestra / tamaño de muestra	La muestra se evapora en un disco de contaje para contadores proporcionales de gas. Concentración de la muestra para contadores de centelleo líquido Debido al muy pequeño tamaño de muestra (10-15 ml).	La medida se realiza directamente en la muestra de agua. Esto permite realizar más análisis en la misma muestra sin ninguna degradación de la misma.	Espectrometría gamma (alta resolución)			
Límites de detección	Alto	Bajo comparado con otros métodos para medir radionucleidos individuales	Más alto que las técnicas de medida alfa total y beta total	Bajo comparado con espectrometría gamma	Bajo comparado con espectrometría gamma	
Nivel de entrenamiento	Medio - alto	Medio	Medio - alto	Alto	Alto	El recuento gamma necesita un entrenamiento medio para la interpretación de resultados, un entrenamiento bajo para la preparación de muestras
Rendimiento probable de la muestra	Alto	Alto	Medio - alto	Bajo	Bajo	La duración de la medida total depende del límite de detección requerido (basado en el requisito de niveles bajos de detección para concentraciones esperadas en situaciones que no son de emergencia).
Coste por muestra	Bajo	Bajo	Bajo	Alto	Alto	Excluido la compra del equipamiento
Coste relativo por muestra	Medio	Alto	Alto	Medio	Alto	

Clave: uranio-234 (<sup>234</sup>U); uranio-238 (<sup>238</sup>U); cesio-134 (<sup>134</sup>Cs); cesio-137 (<sup>137</sup>Cs); yodo-131 (<sup>131</sup>I); americio-241 (241Am); polonio-210 (<sup>210</sup>Po); radio-226 (<sup>226</sup>Ra); radio-228 (<sup>228</sup>Ra); estroncio-90 (<sup>90</sup>Sr); tritio (<sup>3</sup>H); carbono-14 (<sup>14</sup>C); plutonio-239 (<sup>239</sup>Pu); plomo-210 (<sup>210</sup>Pb) y yoduro sódico (NaI).

### Información adicional para situaciones de emergencia

Además de la espectrometría gamma de alta resolución, se puede utilizar como método de detección después de una emergencia la espectrometría gamma de baja resolución, por ejemplo, utilizando detectores de yoduro sodio (NaI). Estos proporcionan una medida de cribado rápida que dan una indicación de la concentración de actividad en la muestra, pero no proporcionan información específica sobre los radionucleidos, a menos que los radionucleidos emisores gamma sean conocidos y puedan distinguirse fácilmente entre sí.

En situaciones de emergencia, es probable que las concentraciones de actividad en el agua sean mucho más altas que en situaciones de no-emergencia y se puedan aceptar límites de detección más altos para las técnicas analíticas utilizadas. Esto significa que se puede obtener un resultado de medida más rápidamente reduciendo el tiempo de preparación de la muestra y el tiempo de recuento de algunos radionucleidos. Estos métodos rápidos deben practicarse como parte de la preparación para emergencias, ya que los laboratorios no los utilizarán de manera rutinaria y será necesario adaptar las técnicas analíticas de rutina muy rápidamente para responder rápidamente a una situación de emergencia. Algunos radionucleidos, como por ejemplo el estroncio-90, seguirán requiriendo métodos radioquímicos para extraer el radionucleido de forma que pueda medirse.

Si un país dispone de capacidad de espectrometría gamma de alta resolución para después de una situación de emergencia, si los radionucleidos importantes se pueden medir mediante esa espectrometría gamma, por ejemplo, cesio-137 y cesio-134, es preferible seguir utilizando espectrometría gamma cuando la situación vuelva a ser de no-emergencia, en lugar de utilizar los métodos de cribado alfa y beta total (consultar Recuadro informativo 3.7 para ver un ejemplo de esto).

#### **Recuadro informativo 3.7: Ejemplo de uso de espectrometría gamma en lugar de métodos de cribado alfa y beta total en Japón**

Japón desarrolló una amplia capacidad de espectrometría gamma después del accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi y ha seguido utilizándola para medir los radionucleidos en el agua de consumo. Se ha introducido un sistema automático de medida mediante espectrometría gamma de alta resolución en las plantas de tratamiento en los lugares donde se levantó la orden de evacuación en 2015. Este sistema puede cuantificar automáticamente, cada hora, las concentraciones de actividad de cesio-134 y cesio-137 en el agua de consumo tratada.





## CAPÍTULO 4 SUPUESTOS PRÁCTICOS

### 4.1 BRASIL

#### Antecedentes

En algunas áreas brasileñas con altos niveles de radiación natural, la concentración de actividad de radionucleidos en las aguas subterráneas puede exceder los niveles orientativos de la OMS y el criterio de dosis individual (IDC) de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  (OMS, 2017a). Un ejemplo de esta situación ocurrió en el municipio de Caetité, ubicado en la región noreste de Bahía en Brasil. Caetité contiene varias anomalías de uranio (presencia de uranio por encima del fondo); Hasta ahora se han cartografiado 36 anomalías, repartidas en un área de  $1200 \text{ km}^2$ . Desde 2000, una industria de extracción y molienda de uranio ha estado explotando una de estas anomalías radiactivas en la región y se han llevado a cabo programas de vigilancia ambiental desde 1989. Se había informado de una alta concentración de uranio en las aguas subterráneas en algunos pozos incluso antes de que la industria comenzara a operar en la región. Aunque la población de Caetité es solo de unos 50000 habitantes, el 40 % de la población vive en áreas rurales donde ocurren la mayoría de estas anomalías y el suministro de agua subterránea es la principal fuente de agua de consumo.

En 2008, las organizaciones no gubernamentales culparon a la industria del uranio por la contaminación de las aguas subterráneas, ya que las mediciones de la actividad alfa total y beta total realizadas en algunos pozos de agua de la región excedieron el nivel de detección de la OMS basado en un IDC de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ . Como consecuencia, la autoridad local cerró estos pozos hasta que se hicieran más investigaciones. Esta situación se convirtió en el centro de un debate entre organizaciones no gubernamentales, la industria del uranio, el Ministerio de Salud (MoH) y la Comisión Brasileña de Energía Nuclear. La Comisión Brasileña de Energía Nuclear argumentó que: i) la interpretación y aplicabilidad de los niveles de detección de la GDWQ de la OMS era engañosa; ii) las medidas de las concentraciones individuales de radionucleidos deben realizarse antes de tomar cualquier decisión; iii) se ha informado de altas concentraciones de radionucleidos en las aguas subterráneas de estos pozos incluso antes de que la industria del uranio comenzara a operar en la región; y iv) la decisión de cerrar los pozos estaba haciendo más daño que beneficio, ya que eran la fuente más importante de agua de consumo para esta población rural.

## Marco regulatorio y responsabilidades del agua de consumo

En Brasil, el Ministerio de Salud es responsable de la regulación de los contaminantes microbiológicos, químicos y radiológicos en los suministros de agua de consumo a través de la Resolución MS 2914/2011 (Ministerio de Salud Brasil, 2011). Esta resolución requiere que cada suministro de agua debe monitorear la actividad alfa total y beta total considerando unos niveles orientativos de 0,5 Bq L<sup>-1</sup> y 1,0 Bq L<sup>-1</sup>, respectivamente. Si se exceden los niveles orientativos, la concentración de radionucleidos individuales debe determinarse y compararse con un valor máximo permitido para el radio-226 (1,0 Bq L<sup>-1</sup>) y el radio-228 (0,1 Bq L<sup>-1</sup>). La resolución también establece que, bajo el requisito de la Comisión Brasileña de Energía Nuclear, deberían investigarse otros radionucleidos.

En Brasil, hay tres tipos de sistemas de suministro de agua:

1. Grandes sistemas de abastecimiento de agua con una red de distribución operada por concesionarios de agua en cada ciudad o región;
2. Sistemas de abastecimiento de agua colectivos alternativos, que incluyan la captación de aguas superficiales o subterráneas sin una red de distribución;
3. Sistemas de suministro de agua individuales, que típicamente utilizan el agua subterránea recolectada para servir solo a una familia y parientes.

Si bien los dos primeros sistemas están bajo control reglamentario, los sistemas de suministro de agua individuales no lo están. Las autoridades responsables del control de la calidad del agua de consumo en los dos primeros sistemas presentan los resultados de la monitorización de los radionucleidos en el agua de consumo a la autoridad municipal de salud pública cada seis meses.

## Descripción de la situación y respuesta

Tras las denuncias realizadas en 2008 por organizaciones no gubernamentales, se cerraron seis pozos. Desafortunadamente, el gobierno no pudo mantener el suministro de agua de consumo a las comunidades afectadas, lo que tuvo un gran impacto social en estas comunidades (por ejemplo, la población tuvo que caminar largas distancias para obtener agua de otras fuentes). Las dosis de radiación se estimaron sobre la base de las mediciones de las concentraciones de radionucleidos individuales realizadas por la Comisión Brasileña de Energía Nuclear. Se monitorizaron varios pozos de agua de 10 aldeas y las dosis medias estimadas estuvieron en el rango de 0,07 a 0,5 mSv a<sup>-1</sup>. Se cerraron dos pozos ubicados en una de estas aldeas porque las concentraciones de uranio natural estaban por encima del valor de referencia de la OMS para la toxicidad del uranio en el agua de consumo (30 µg L<sup>-1</sup>). La Comisión Brasileña de Energía Nuclear junto con la Oficina Municipal de Salud emitieron un aviso público en el que se brindaba una revisión integral de la situación, explicando que, aunque la dosis estimada para algunos pozos de agua excedía el IDC de la OMS de 0,1 mSv a<sup>-1</sup>, la dosis aún estaba por debajo del Nivel de referencia de las NBS internacionales de 1 mSv a<sup>-1</sup> (OIEA, 2014) y no se podía considerar insegura para el consumo. El propósito de este aviso público fue brindar apoyo técnico a la Oficina de Salud del Municipio para permitirle la reapertura de los pozos cerrados donde las dosis anuales estuvieran por encima de 0,1 mSv a<sup>-1</sup> pero por debajo del nivel de referencia de 1 mSv a<sup>-1</sup>. La monitorización de radionucleidos debería seguir realizándose y las dosis deberían mantenerse tan bajas como fuera razonablemente posible utilizando el nivel de referencia de 1 mSv a<sup>-1</sup>.

La necesidad de revisar los criterios / normas brasileñas utilizados para los radionucleidos en el agua de consumo se hizo bastante evidente después de estos eventos. Para discutir estos eventos y proponer una revisión de la legislación nacional sobre radiactividad en el agua de consumo, el Instituto de Protección Radiológica y Dosimetría (IRD) de la

Comisión Brasileña de Energía Nuclear organizó un simposio sobre calidad del agua y radiactividad. El propósito de este simposio era unir a los reguladores nacionales, las empresas de suministro de agua, las empresas de servicios de análisis y los institutos de investigación implicados en la calidad del agua de consumo junto con representantes de la OMS y el OIEA para debatir varios aspectos de la radiactividad en la reglamentación del agua de consumo, incluidas las recomendaciones internacionales, principalmente el papel del IDC de la OMS de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  y el nivel de referencia de  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  de las NBS. La falta de un programa de comunicación claro con las partes interesadas había dado lugar a nuevos eventos estresantes en 2010 y 2015, como otras quejas de agua en pozos que superan los niveles de cribado alfa total y beta total y el IDC de la OMS de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ , resultando nuevamente en el cierre de estos pozos.

## Resultados

Sobre la base de las discusiones durante el Simposio Nacional sobre Calidad del Agua y Radiactividad, se estableció un grupo de trabajo de la Comisión Brasileña de Energía Nuclear para revisar la sección radiológica de las normas brasileñas para el agua de consumo.

Este grupo de trabajo propuso que el Ministerio de Salud adopte los siguientes criterios para los aspectos radiológicos del agua de consumo.

- Cada suministro de agua debe ser monitorizado para detectar actividad alfa y beta totales (niveles de cribado de  $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$  y  $1 \text{ Bq L}^{-1}$ , respectivamente).
- Si se superan los niveles de detección de actividad beta total, se debe restar la contribución de potasio-40.
- Si se superan los niveles de detección de actividad alfa y beta totales (tras sustraer el potasio-40), se debe recolectar y analizar una nueva muestra.
- Si los nuevos niveles de actividad alfa y beta totales permanecen por encima de los niveles de cribado, estos resultados se deben enviar a la Comisión Brasileña de Energía Nuclear con información sobre la ubicación del muestreo y el tipo de suministro de agua (aguas superficiales o subterráneas).
- La Comisión Brasileña de Energía Nuclear deberá determinar los radionucleidos naturales o artificiales que se deben investigar en estas muestras y también solicitar información adicional sobre el suministro de agua.
- Se deben enviar los resultados de las medidas de radionucleidos específicos a la Comisión Brasileña de Energía Nuclear para estimar la dosis total debida a la ingestión de agua y evaluar si el agua es segura para el consumo.
- El resultado de esta evaluación puede indicar que no se requiere ninguna acción si las dosis totales están por debajo del nivel de referencia de  $1 \text{ mSv a}^{-1}$ , especialmente en aquellas situaciones donde el IDC de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  no es un criterio que sea práctico alcanzar.

La Norma Nacional de la Calidad del Agua (Resolución MS 194/2011) se encuentra en revisión para incorporar estos nuevos criterios propuestos por el grupo de trabajo. Sin embargo, como hasta ahora no se ha establecido un programa de comunicación efectivo entre las agencias gubernamentales y la comunidad afectada, así como con las organizaciones no gubernamentales, esta comunidad aún es vulnerable a nuevos eventos de esta naturaleza.

De estos eventos en Caetité, Brasil, se aprendieron cuatro lecciones.

1. Los criterios adoptados para la gestión de la radiactividad en el agua de consumo deben ser coherentes entre las distintas autoridades reguladoras.
2. Exceder los niveles de detección o IDC no significa necesariamente que el agua no sea segura para su consumo. Sería útil proporcionar más directrices o explicaciones a los responsables de la formulación de políticas y a los proveedores de agua sobre cómo interpretar y utilizar los criterios, ya que se malinterpretaron en este caso.

3. La coordinación y el diálogo entre las diferentes autoridades reguladoras es fundamental, por ejemplo, en este caso la Comisión Brasileña de Energía Nuclear, el Instituto Brasileño de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables, el Instituto de Gestión del Agua y Clima de Bahía y el Departamento de Salud de Bahía.
4. La comunicación de riesgos es un componente clave de un plan nacional para la gestión de radionucleidos en el agua de consumo. Tanto los explotadores de las minas de uranio como los reguladores, deben tener un programa sistemático e institucional de comunicación con la comunidad, que incluya audiencias públicas para garantizar la participación de todos los interesados (tal y como se especifica en el proceso de concesión de licencias). Tener un programa de comunicación de riesgos puede reducir la vulnerabilidad de esta comunidad a más eventos de esta naturaleza.

---

## Referencias

OIEA (2014). Protección radiológica y seguridad de las fuentes de radiación: Normas básicas internacionales de seguridad. Serie Normas de Seguridad del OIEA No. GSR Part 3. Viena: Organismo Internacional de Energía Atómica ([http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578\\_web-57265295.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578_web-57265295.pdf), acceso el 17 de octubre de 2017).

Ministry of Health Brazil (2011). Resolution 2914, 12 December 2011. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade [Procedures for controlling and monitoring water quality for human consumption and potability standard]. Diário Oficial da União; 14 dez.

WHO (2017a). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization ([http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/), accessed 27 November 2017).



## CAPÍTULO 4 SUPUESTOS PRÁCTICOS

### 4.2 CANADÁ

#### Antecedentes

En la provincia de Nueva Escocia, alrededor del 50 % de la población depende de las aguas subterráneas para beber. En 1978 se identificó la presencia de niveles elevados de uranio natural en las aguas subterráneas. En respuesta a este hallazgo, se formó el grupo de trabajo sobre uranio. Durante los 80 una investigación posterior examinó más de 700 pozos de agua en busca de radionucleidos. En Nueva Escocia se ha convertido en una rutina realizar determinaciones de uranio en los programas de vigilancia del agua de consumo. Sin embargo, habitualmente no se analizaron la mayoría de los demás radionucleidos naturales. En los sistemas de agua de consumo se analizaron rutinariamente las actividades alfa y beta totales.

#### Marco regulatorio y responsabilidades del agua de consumo

En Canadá, la responsabilidad de asegurarse de que los suministros de agua de consumo sean seguros se comparte entre los gobiernos provinciales (10 provincias), territoriales (tres territorios), federales y municipales. El gobierno provincial es el regulador para todos los suministros de agua de consumo. La responsabilidad diaria de proporcionar agua de consumo segura al público en general depende de las autoridades de las provincias y territorios, mientras que los municipios suelen supervisar las operaciones diarias de las plantas de tratamiento de aguas.

El Comité Federal-Provincial-Territorial de Agua de Consumo (integrado por miembros de las autoridades responsables para la calidad del agua de consumo en cada jurisdicción) junto con Health Canada estableció las Directrices para la calidad del agua de consumo (Health Canada, 2009). Estas directrices tratan sobre contaminantes microbiológicos, químicos y radiológicos. También abordan cuestiones como las características físicas del agua, entre ellas el sabor y el olor. Las concentraciones máximas aceptables de radionucleidos naturales y artificiales se calculan utilizando un nivel de dosis de referencia de 0,1 mSv durante 1 año de consumo de agua, suponiendo que este sea de 2 litros por día a esas concentraciones máximas aceptables.

## Descripción de la situación y respuesta

En mayo de 2002, durante una evaluación ambiental en la que se analizaron las actividades alfa y beta totales del agua de consumo, la actividad alfa total en agua de pozo en una escuela en Hubley, Nueva Escocia, superó el nivel de cribado canadiense de  $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$  (el nivel de cribado efectivo en aquel momento). El análisis detallado subsiguiente mostró que todos los radionucleidos estaban por debajo de los valores orientativos canadienses, a excepción del plomo-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ).

El Departamento de Educación tomó precauciones adicionales para garantizar que el agua de consumo fuera segura para los estudiantes y el personal en los alrededores de la escuela en Hubley. En un comunicado de prensa del 29 de mayo de 2002, el ministro de Educación dijo: “Nos tomamos la salud y la seguridad de los estudiantes muy en serio... Si bien no tenemos ninguna razón para creer que hay problemas en otras escuelas, la comprobación del agua es un paso responsable y precautorio. No nos arriesgamos cuando se trata de niños” (Departamento de Educación, 2002). El oficial médico de salud de la provincia para la región también dijo en el primer comunicado de prensa que no había ningún riesgo para la salud pública asociado a seguir bebiendo agua con los niveles de  $^{210}\text{Pb}$  que se encontraron en el muestreo inicial en la escuela de Hubley. Explicó claramente que el resultado preliminar indicaba únicamente que era necesario investigar más a fondo. En el comunicado de prensa se anunció que, en 13 escuelas de St. Margaret's Bay a Herring Cove, se había comenzado de manera inmediata a realizar mediciones en busca de radionucleidos naturales (uranio-234, uranio-235, uranio-238, torio-228, torio-230, torio-232, torio-234, radio-224, radio-226, radio-228, plomo-210, polonio-210, bismuto-210 y berilio-7).

Como respuesta a este descubrimiento, se formó rápidamente un grupo asesor intergubernamental específico de agua de pozo dirigido por el Departamento de Medio Ambiente y Trabajo. Para determinar los niveles de radionucleidos e identificar áreas y formaciones geológicas en la provincia donde el suministro de agua de consumo era más probable que tuviera niveles elevados de radionucleidos, se inició un programa de muestreo a nivel provincial en las escuelas públicas, en los suministros de agua municipales y en los suministros de agua públicos registrados en 2002 y 2003 (Drage, Baweja y Wall, 2005a; Drage, Baweja y Wall, 2005b).

El programa de medidas radiológicas de toda la provincia adoptó un enfoque gradual. El programa de muestreo inicial, en que se consideró agua de consumo en 52 escuelas, se llevó a cabo en junio de 2002. Se encontró que doce de las escuelas tenían niveles de  $^{210}\text{Pb}$  por encima del nivel orientativo de Health Canada para el agua de consumo ( $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$ ). En dos de estas 12 escuelas, el uranio total también estuvo por encima del nivel orientativo de Health Canada para agua de consumo ( $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ ). Los resultados de las pruebas condujeron a una ampliación del programa de muestreo en septiembre 2002 para cubrir todas las escuelas provinciales (184 en total).

Entre las 184 escuelas, 178 escuelas tenían suministro de agua subterránea y seis tenían suministro de agua superficial. Las pruebas radiológicas se realizaron solo en las escuelas con suministro de agua subterránea. Los resultados confirmaron que los niveles de  $^{210}\text{Pb}$  y de uranio total generalmente excedían los niveles orientativos en agua de consumo: 16 de los 178 (9 %) pozos de agua escolares tenían  $^{210}\text{Pb}$  elevados y tres (2 %) de los pozos de agua tenían una concentración elevada de uranio total.

En base a los niveles observados de radionucleidos en el programa de muestreo de toda la provincia, se previó que los propietarios de pozos domésticos y los suministros públicos de agua pudieran requerir información sobre cómo tratar el agua de consumo para  $^{210}\text{Pb}$  y uranio. Dado que los sistemas de tratamiento de agua para uranio se han utilizado y están disponibles habitualmente, se evaluaron los métodos de tratamiento para  $^{210}\text{Pb}$ .

Una revisión de la literatura indicó que los sistemas de tratamiento por ósmosis inversa e intercambio iónico probablemente serían las opciones más prácticas para tratar el  $^{210}\text{Pb}$ . Se inició un programa de evaluación de campo en varias escuelas con niveles elevados de  $^{210}\text{Pb}$  para confirmar la eficiencia de eliminación de  $^{210}\text{Pb}$  con estos sistemas. Los resultados de la evaluación de campo mostraron que ambos métodos de tratamiento tuvieron eficiencias de eliminación de  $^{210}\text{Pb}$  de menos del 29 % y no pudieron reducir eficazmente los niveles de  $^{210}\text{Pb}$ . Sin embargo, una vez que se agregó carbón activo o aireación, las eficiencias de eliminación mejoraron enormemente (Drage, Baweja & Wall, 2005b).

Utilizando la aireación para eliminar el radón del agua, los niveles de  $^{210}\text{Pb}$  se redujeron en más del 90 %. Esto sugirió que había muy poco  $^{210}\text{Pb}$  presente cuando se extrajo el agua del pozo por primera vez, y la mayoría del  $^{210}\text{Pb}$  se generó por la desintegración del radón en el tiempo transcurrido entre el momento en el que se extrajo el agua del pozo y su análisis. El protocolo de muestreo se modificó en consecuencia, es decir, se eliminó el radón de las muestras de agua subterránea en el momento del muestreo hirviéndolas durante 10 minutos para prevenir la generación de  $^{210}\text{Pb}$  debida a la desintegración radiactiva del radón en el agua de consumo durante el análisis en el laboratorio.

Todas las escuelas que originalmente superaban el nivel orientativo de  $^{210}\text{Pb}$  se volvieron a evaluar con el protocolo de muestreo modificado. Los resultados finales llevaron a la conclusión de que el  $^{210}\text{Pb}$  no era un problema significativo en Nueva Escocia, pero los niveles podrían exceder el nivel orientativo si el agua que contiene radón se almacenaba antes de su consumo. Este nuevo conocimiento de cómo realizar los ensayos de  $^{210}\text{Pb}$  ha proporcionado una lección valiosa para muchas otras jurisdicciones en la evaluación de los niveles de  $^{210}\text{Pb}$  en el agua de consumo.

El proyecto  $^{210}\text{Pb}$  planteó el potencial problema del radón en el agua de consumo y la cuestión más importante de la exposición al radón en el aire interior como resultado del uso del agua que contiene radón. Como medida de precaución, en el verano de 2004 se realizaron pruebas de radón en interiores como una extensión del trabajo realizado para abordar los radionucleidos en el agua de consumo en las escuelas. Los resultados mostraron niveles por debajo de los niveles orientativos canadienses para el radón en el aire en las escuelas.

## Resultados

---

El proyecto  $^{210}\text{Pb}$  ganó credibilidad al reconocer los desafíos de manera proactiva, en lugar de tratar de minimizar las preocupaciones. Las comunicaciones fueron increíblemente importantes para el proyecto, especialmente desde que el problema se descubrió inicialmente en las escuelas. El equipo del proyecto informó con frecuencia, incluso cuando los resultados aún no estaban disponibles; esto generó confianza en que el equipo estaba siendo abierto y honesto sobre la situación. Entre 2002 y 2004, hubo un total de 10 comunicados de prensa emitidos, primero por el Ministerio de Educación y luego por el Departamento de Medio Ambiente y Trabajo. En todos los comunicados de prensa, el comunicador efectivo fue el oficial médico de salud de la región. En el último comunicado de prensa del 21 de septiembre de 2004 (Departamento de Medio Ambiente y Trabajo, 2004), se anunció que el Departamento de Medio Ambiente y Trabajo había establecido un número de teléfono gratuito para obtener información sobre el contenido de radionucleidos en agua de pozo y radón.

## Referencias

---

Department of Education (2002). Province to test school water in Sir John A Vicinity. Press release, 29 May 2002 (<http://novascotia.ca/news/release/?id=20020530002>, accessed 18 October 2017).

Department of Environment and Labour (2004). Majority of schools come off bottled water. Press release, 21 September 2004 (<http://novascotia.ca/news/release/?id=20040921001>, accessed 18 October 2017).

Drage J, Baweja A & Wall P (2005a). Naturally occurring radionuclides in ground water in Nova Scotia.

- Part 1. Canadian Radiation Protection Association Bulletin. 26(3):15–21.

Drage J, Baweja A & Wall P (2005b). Naturally occurring radionuclides in ground water in Nova Scotia.

- Part 2. Canadian Radiation Protection Association Bulletin. 26(4):13–22.

Health Canada (2009). Guidelines for Canadian drinking-water quality. guideline technical document: radiological parameters. Ottawa: Health Canada (<http://healthycanadians.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-radiological-radiologique-eau/index-eng.php>, accessed 19 October 2017). 80.



## CAPÍTULO 4 SUPUESTOS PRÁCTICOS

### 4.3 JORDANIA

#### Antecedentes

Jordania<sup>16</sup> es un país con un grave estrés hídrico. El agua subterránea constituye el 80 % del agua doméstica suministrada, una fuente que ya se explota en un 160 % por encima de la producción segura. Para aumentar el suministro de agua, especialmente en áreas de alta demanda, el Proyecto de Conducción de Agua Disi (Disi Water Conveyance Project) se desarrolló entre 2005 y 2009. El Proyecto de Conducción de Agua Disi es un proyecto de “construcción-operación-transferencia”<sup>17</sup> que extrae 100 millones de m<sup>3</sup> a<sup>-1</sup> de agua subterránea fósil de 55 pozos perforados en el sistema acuífero Ram en el desierto del sur de Jordania. Esta agua se transporta a la capital Ammán (4 millones de habitantes) a través de una tubería de 1,7 m de diámetro y 320 km de longitud.

En junio de 2013, el Proyecto de Conducción de Agua Disi comenzó a suministrar a la capital Ammán 70 millones de m<sup>3</sup> a<sup>-1</sup> en situación de emergencia debido a la gran demanda tras la afluencia de 1,3 millones de refugiados sirios. En enero de 2014, el Proyecto de Conducción de Agua Disi comenzó a suministrar a Amman su capacidad total de 100 m<sup>3</sup> a<sup>-1</sup> de agua. El agua del acuífero Ram (Disi) se mezcla con cantidades suficientes de agua superficial de fuentes sostenibles (Figura 4.1).

Durante 2017-2018 se implementó una extensión, que en última instancia prestará servicios al 75 % de la población total de Jordania y satisfará la creciente demanda en el norte del país.

#### Marco regulatorio y responsabilidades del agua de consumo

En Jordania, el Ministerio de Salud es el regulador a cargo de la calidad del agua de consumo. La responsabilidad de garantizar la seguridad del agua de consumo suministrada al público se comparte entre la Autoridad del Agua de Jordania, que es el proveedor de agua y el Ministerio de Salud. El Ministerio de Salud es el responsable de las actividades de vigilancia, desde la captación hasta el consumidor.

<sup>16</sup>Una parte significativa de este estudio de caso proviene de El-Naser et al. (2016).

<sup>17</sup>Los proyectos de construcción-operación-transferencia se explican en: <https://ppp.worldbank.org/public-private-partnership/agreements/concessions-bots-dbos#overview>.

El Comité Superior de Calidad del Agua desempeña un papel consultivo en las cuestiones relacionadas con la calidad del agua. Este comité está presidido por un representante del mundo académico e incluye miembros de los ministerios relevantes. Desarrolla directrices de la calidad del agua y manuales de gestión y proporciona recomendaciones para ser consideradas en las revisiones de las normas de calidad del agua.

A través de un equipo nacional de expertos de diferentes organizaciones, incluido el Ministerio de Salud, la Organización Jordana de Patrones y Metrología desarrolla y revisa las normas nacionales jordanas, incluyendo la norma para el agua de consumo JS286, que especifica los límites, niveles de referencia, frecuencias y puntos de muestreo a lo largo de la cadena de suministro para parámetros físicos, químicos, radiológicos y microbiológicos en el agua de consumo. También define las acciones e intervenciones necesarias en caso de infracción o superación de cualquiera de los parámetros enumerados. En 2015 se publicó la última edición del JS286 y está en vigor desde el 1 de mayo de 2016.

Para la gestión de la calidad radiológica del agua, la empresa Proyecto de Conducción de Agua Disi desarrolló la Parte 2 del Plan de Gestión Ambiental y Social (PGAS2), que será implementado por la Autoridad del Agua de Jordania. El ESMP2 define los requisitos de cumplimiento de la calidad del agua en la monitorización y la mezcla que reflejan el GDWQ y los Requisitos de los Estándares Jordanos para el Agua de Consumo.

La Autoridad del Agua de Jordania y el Ministerio de Salud desarrollaron conjuntamente un protocolo que contiene un programa detallado de vigilancia y gestión de las acciones necesarias para garantizar que el agua mezclada suministrada a los clientes siempre cumpla con los requisitos JS286 y ESMP2.

## Descripción de la situación y respuesta

---

Las investigaciones sobre la calidad del agua en las aguas subterráneas del acuífero Ram entre 2001 y 2009 revelaron un elevado nivel de actividades alfa y beta totales por encima de los niveles de cribado. Las concentraciones fueron mayoritariamente debidas a los radionucleidos naturales radio-226 ( $^{226}\text{Ra}$ ) y radio-228 ( $^{228}\text{Ra}$ ). La dosis promedio del acuífero Ram fue de 0,65 a 0,75 mSv  $\text{a}^{-1}$  con el 70-85 % de la dosis debida al  $^{228}\text{Ra}$ .

En consecuencia, el Gobierno de Jordania solicitó a la OMS orientación técnica y normativa sobre i) la revisión del nivel de referencia en la norma nacional jordana para la radiactividad en el agua de consumo y ii) las sugerencias para la intervención nacional y las acciones de gestión en caso de que se superen los niveles de referencia.

Tras considerar las directrices de la OMS en el GDWQ y una revisión cuidadosa de las condiciones ambientales, sociales y económicas locales, en 2008 se modificó la norma jordana para el agua de consumo elevando el nivel de referencia de 0,1 a 0,5 mSv  $\text{a}^{-1}$ . El nuevo nivel de referencia se justificó basándose en la asunción de que los riesgos potenciales para la salud son tolerables y de que los beneficios netos para la salud del suministro de agua adecuada superan los posibles riesgos para la salud debido al contenido de radionucleidos en el agua.

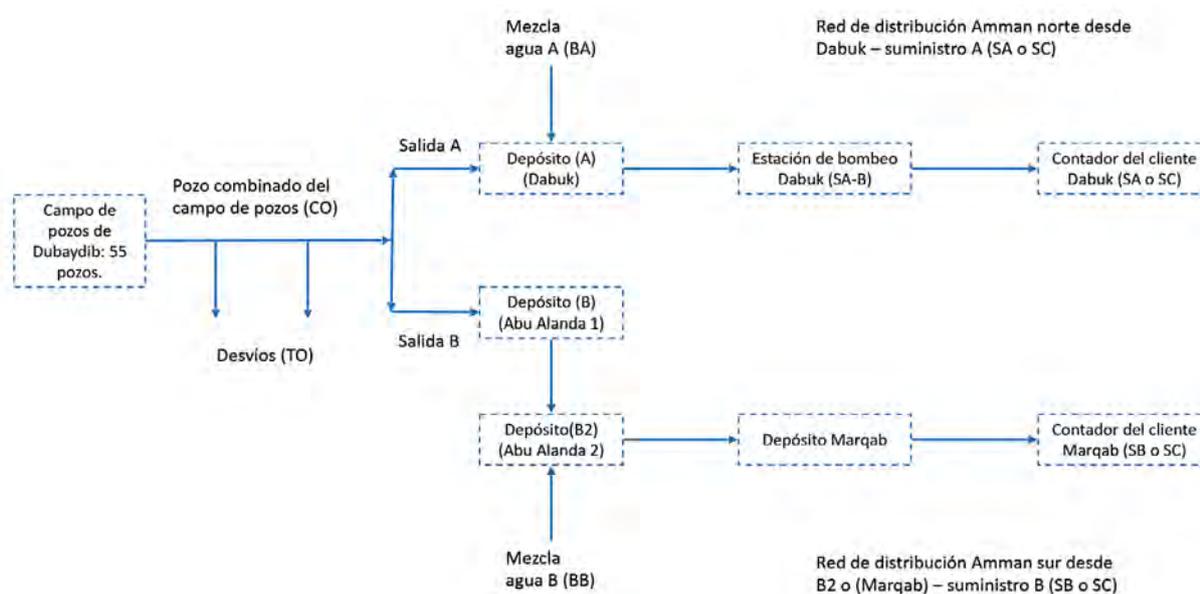
Entre 2005 y 2012, la Autoridad del Agua de Jordania consideró diferentes opciones de gestión para asegurar que el agua de consumo cumpliera los requisitos de las normas nacionales revisadas sobre agua de consumo. Se realizó un estudio de viabilidad para cada una de las alternativas basándose en un diseño piloto a escala.

Después de considerar las opciones para un uso seguro del suministro de 100 millones de  $\text{m}^3 \text{a}^{-1}$  del Proyecto de Conducción de Agua Disi, tras realizar un análisis ambiental y de costo-beneficio, se decidió que la opción más práctica y sostenible para Jordania era mezclar el agua del acuífero Ram (Disi) con fuentes disponibles de agua superficial de baja radiactividad, sostenibles en las siguientes cantidades: 90 millones de  $\text{m}^3 \text{a}^{-1}$  de Zai y 45 millones de  $\text{m}^3 \text{a}^{-1}$  de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo de Zara-Ma'en.

Para comunidades pequeñas, abastecidas por pozos únicos de alta radiactividad donde no hay agua disponible para la mezcla, se exploran diferentes opciones de tratamiento en boca de pozo, tras obtener las aprobaciones del Ministerio de Salud. Las opciones de tratamiento son la ósmosis inversa y las resinas de intercambio iónico, que se utilizan en proyectos piloto a pequeña escala.

La Figura 4.1 muestra el sistema completo de puntos de muestreo desde la fuente hasta el punto de consumo. Se solicita a la Autoridad del Agua de Jordania que proporcione informes de progreso trimestrales a la empresa Proyecto de Conducción de Agua Disi.

Figura 4.1. Un esquema simplista del sistema de conducción de Disi-Mudawarra hacia Amman



Fuente: Reproducido de Journal of Water and Health volume 14, issue number 3, pages 528–48, con permiso de los poseedores de copyright, IWA Publishing.

La Autoridad del Agua de Jordania desarrolló el programa de muestreo y análisis, aprobado por el Ministerio de Salud, para los parámetros radiactivos de interés (mensual para alfa total, beta total, radón-222 ( $^{222}\text{Rn}$ ),  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ , plomo-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) y anual para el radio-224 ( $^{224}\text{Ra}$ ). Esto se hizo para asegurar que se pudieran cumplir el JS286 y el ESMP2 para los parámetros radiológicos con las siguientes frecuencias:

- Muestras trimestrales de cada uno de los 55 pozos que constituyen el campo de pozos del Proyecto de Conducción de Agua Disi para evaluar las tendencias de los niveles de radiactividad a lo largo del tiempo. La frecuencia se reducirá a una vez al año después de dos años de funcionamiento.
- Muestras mensuales del agua combinada de los 55 pozos en el tanque colector en el sur de Jordania antes de que el agua entre en la tubería transportadora de 320 km.
- Muestras compuestas mensuales del agua de Disi antes de mezclar en los dos puntos de entrega en Amman (embalse de Dabuk en el norte de Amman y embalse de Abu Alanda en el sur de Amman).
- Monitorización anual de las aguas de mezcla de las plantas de tratamiento de Zara-Ma'en y Zai (los resultados históricos de alfa total, beta total,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{228}\text{Ra}$  se encuentran sistemáticamente por debajo de los límites de detección de la técnica).

- Muestras compuestas mensuales del agua de consumo después de la mezcla medidas en las salidas de los principales embalses de Ammán.
- Muestras compuestas mensuales de los embalses públicos para representar el agua suministrada a los consumidores en las diferentes zonas de distribución de Amman.

La Autoridad del Agua de Jordania sigue el enfoque recomendado en la GDWQ (Figura 9.2; OMS, 2017), evaluando frente a los niveles de cribado y orientativos para los radionucleidos en el agua de consumo y enviando informes mensuales (o cuando surja una emergencia) de los resultados al Ministerio de Salud. Las intervenciones tomadas por la Autoridad del Agua de Jordania y el Ministerio de Salud son consistentes con el protocolo nacional aprobado y cumplen con los requisitos JS286 y ESMP2. El enfoque por etapas de la intervención se ilustra en la Tabla 4.1.

**Tabla 4.1. Protocolo de intervención que se debe seguir en Jordania tras la monitorización de radionucleidos en el agua de consumo**

Unidad de dosis mSv a <sup>-1</sup> – 0,5 es el nivel de referencia
< 0,45: Sin acción; mantener una monitorización de rutina
≥ 0,45: valor de alerta; estar atentos
> 0,5 - < 1,0: Investigar cómo reducir la dosis mientras se mantiene el uso del suministro de agua
≥ 1,0: Este es el límite de acción donde se detiene el suministro de agua y se aborda el problema.

Si el resultado de la mezcla de agua supera la dosis anual de 0,45 mSv, la Autoridad del Agua de Jordania debe notificar inmediatamente (notificación de alerta) al Ministerio de Salud y a la empresa del Proyecto de Conducción de Agua Disi. La Autoridad del Agua de Jordania debe llevar a cabo un muestreo progresivo de los pozos durante los tres meses posteriores a la emisión de la notificación, para identificar y mitigar el problema y, cuando se tomen acciones correctivas, informar al Ministerio de Salud y a la empresa del Proyecto de Conducción de Agua Disi. El protocolo especifica que el número de días durante los cuales se detiene la mezcla no debe exceder los 46 días por año natural; esto se basa en datos históricos y cálculos para garantizar que se cumplan los requisitos de la JS286 y el ESMP2, teniendo en cuenta que las dos fuentes de agua superficial utilizadas para la mezcla están sujetas a cierre durante las inundaciones.

## Resultados

En la gestión de la radiactividad en el agua del Proyecto de Conducción de Agua Disi, Jordania, con la orientación y el apoyo de la OMS, desarrolló, adoptó e implementó una solución compatible con las condiciones nacionales. El resultado de este proyecto es que ahora el agua se monitoriza con más frecuencia, se evalúa el riesgo y el agua se administra, en general, de manera más eficiente.

Los resultados trimestrales de alfa total, beta total, <sup>226</sup>Ra, <sup>228</sup>Ra, <sup>222</sup>Rn y <sup>210</sup>Pb de cada uno de los 55 pozos que constituyen el campo de pozos del Proyecto de transporte de agua Disi se han mantenido constantes desde el inicio de las operaciones en 2013. Los niveles de actividad de <sup>210</sup>Pb se han encontrado sistemáticamente por debajo del límite de detección, mientras que los niveles de actividad de <sup>222</sup>Rn han sido bastante bajos.

La dosis radiológica anual a lo largo de la cadena de suministro de agua de consumo (después de la mezcla, distribución y entrega al punto de consumo) ronda los 0,40 mSv a<sup>-1</sup>. Esta dosis está por debajo del valor de alerta de 0,45 mSv a<sup>-1</sup> y el nivel de referencia de 0,5 mSv a<sup>-1</sup> de JS286.

Para ganar la confianza del público se organizaron campañas de concienciación y las actividades relacionadas con la evaluación de riesgos, el desarrollo de la norma de agua de consumo de Jordania (y nivel de referencia) y la gestión del Proyecto de Conducción de agua Disi se llevaron a cabo de manera transparente.

Aunque las autoridades jordanas han evaluado que la mezcla es eficaz y que el agua suministrada a los consumidores es segura, todavía hay aspectos que se deben abordar:

- Evaluar los impactos en la salud a largo plazo debidos al consumo de agua que cumpla con el límite normativo nacional de  $0,5 \text{ mSv a}^{-1}$  en bebés y niños.
- Evaluar el impacto en la salud de los radionucleidos de vida corta como el  $^{224}\text{Ra}$ , especialmente cuando se tienen en cuenta los pozos que abastecen de agua a comunidades pequeñas en el sur de Jordania, donde el tiempo entre extracción y consumo es corto.

## Referencias

---

El-Naser HK, Smith B, Kilani S, Abdeldin I, Howarth B, Saleh B (2016). Blending as the best compliance option for the management of radioactivity in drinking-water supplied from the deep sandstone aquifer in Southern Jordan. *J Water Health*. 14(3):528–48.



## CAPÍTULO 4 SUPUESTOS PRÁCTICOS

### 4.4 SUECIA

#### Antecedentes

En Suecia, donde predomina una geología rica en uranio, se esperan altas concentraciones de radionucleidos naturales en el agua de consumo de origen subterráneo. Esto en particular puede ser un problema para el agua de consumo procedente de acuíferos rocosos. Los radionucleidos naturales de la serie de desintegración del uranio-238 son los de mayor interés. El radón es el radionucleido más estudiado, pero está aumentando el interés sobre el uranio en el agua de consumo. El conocimiento sobre la presencia de otros radionucleidos de esta serie, como el polonio-210 ( $^{210}\text{Po}$ ) y el plomo-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ), es limitado. La presencia de los radionucleidos de la cadena de desintegración del torio-232 en el agua de consumo no se ha estudiado a pesar del hecho de que la concentración de torio es tres veces mayor que la de uranio en suelos y lecho rocoso (SGU, 2016).

Existen unas 2000-3000 instalaciones hidráulicas públicas en operación, que utilizan aguas subterráneas como fuente de agua de consumo. Las instalaciones hidráulicas públicas que suministran grandes volúmenes de agua se explotan principalmente por los municipios, pero existe un gran número de empresas privadas que suministran agua de consumo a menor escala. Las concentraciones de radionucleidos en los suministros públicos de agua generalmente son bajos.

Además de las instalaciones hidráulicas públicas, hay alrededor de 260000 pozos perforados y 140000 pozos excavados que se utilizan permanente en Suecia. El número de pozos perforados aumenta en aproximadamente 5000 al año. Alrededor de 1,2 millones de personas obtienen su suministro diario de agua de estos pozos privados. La información sobre la concentración de radionucleidos en el agua de consumo de pozos privados es insuficiente, pero los pocos estudios que se han realizado a lo largo de los años (Salih, 2003; Skeppström, 2005; Ek et al., 2008) ayudan a entender el alcance del problema. Las concentraciones de radionucleidos en muchos pozos privados perforados son significativas y en algunos casos muy altas.

#### Límites reglamentarios de radiactividad en el agua de consumo

En Suecia, la Agencia Nacional de Alimentos emite reglamentos para garantizar un agua de consumo segura a la población. Los reglamentos incluyen criterios para contaminantes microbiológicos, químicos y radiológicos en el agua de consumo que son aplicables a los suministros públicos de agua. La Agencia Nacional de Alimentos es una autoridad central y no realiza ninguna supervisión sobre las instalaciones de tratamiento de agua. En cambio, esta responsabilidad la asumen los municipios.

Dado que Suecia es un estado miembro de la Unión Europea, los criterios utilizados para los radionucleidos en el agua de consumo están de acuerdo con los requisitos establecidos en la Directiva de agua de consumo de Euratom (CE, 2013). Esta directiva tiene como objetivo proteger la salud del público en general con respecto a las sustancias radiactivas en el agua destinada al consumo humano. Para los suministros públicos de agua, Suecia ha establecido un límite reglamentario de 100 Bq L<sup>-1</sup> para el radón. Se requieren medidas de remediación si las concentraciones de radón en el agua de consumo superan ese límite. Para el uranio, no debe excederse una concentración de 30 µg L<sup>-1</sup>, y esta recomendación se utiliza principalmente para proteger contra la toxicidad química del metal. Para beber aguas de origen subterráneo, es obligatorio desde noviembre de 2015 evaluar las actividades alfa y beta totales. El nivel de cribado se establece en 0,1 Bq L<sup>-1</sup> y 1 Bq L<sup>-1</sup> para la actividad alfa total y beta total, respectivamente. Si se superan los niveles de cribado se requiere un análisis de radionucleidos específicos. Los valores de cribado y paramétricos (excluyendo el radón y los productos de desintegración de radón de vida corta) se basan en una dosis indicativa de 0,1 mSv a<sup>-1</sup><sup>18</sup>, suponiendo un consumo de 730 litros al año. Esta dosis indicativa es un límite vinculante en Suecia.

Para pozos privados, existen dos recomendaciones para la radiactividad en el agua de consumo. Se recomiendan medidas de remediación si la concentración de radón excede los 1000 Bq L<sup>-1</sup> y la concentración de uranio no debería exceder los 30 µg L<sup>-1</sup>.

## Radiactividad en el agua de consumo de las instalaciones hidráulicas públicas

El único elemento radiactivo que se ha analizado de forma rutinaria desde finales de la década de 1990 en Suecia es el radón. En los reglamentos suecos de 2003 se transpusieron los requisitos para controlar la dosis indicativa según establece la Directiva de agua de consumo de Euratom (CE, 2013) (que reemplazó a la directiva del Consejo 98/83/CE), pero se cumplieron de manera deficiente debido a la falta de directrices sobre cómo se deben implementar los requisitos. La Autoridad Sueca de Seguridad Radiológica y la Agencia Nacional de Alimentos iniciaron un proyecto en 2004 con el objetivo de obtener una visión general de la situación del agua de consumo en Suecia (Falk et al., 2004). El proyecto se centró en los suministros públicos de agua donde el agua subterránea (tanto los acuíferos rocosos como los de suelo) se utilizaba como fuente de agua de consumo y se dio la oportunidad a 265 municipios de proporcionar muestras de agua.

El proyecto condujo a la recolección de 256 muestras de agua tratada de instalaciones hidráulicas que suministran grandes volúmenes de agua de consumo. Se realizaron mediciones de alfa y beta total en todas las muestras de agua como estrategia de cribado. También se determinó el radio-226 (<sup>226</sup>Ra) en todas las muestras de agua. Para la mayoría de las muestras de agua (~ 80 %), la actividad beta total estaba por debajo del límite de detección. Solo se superó el nivel de cribado de 1 Bq L<sup>-1</sup> en 21 muestras de agua, pero no se realizó ningún análisis específico de radionucleidos para determinar que radionucleidos contribuían a la actividad beta total. Con respecto a la actividad alfa total, el 65 % de las muestras de agua estaban por debajo del límite de detección; en 40 muestras de agua se superó el nivel de cribado de 0,1 Bq L<sup>-1</sup> para el índice alfa total. Para el cálculo de la dosis indicativa, se supuso que toda la actividad alfa proviene del uranio cuando no se detectó actividad de <sup>226</sup>Ra. En muestras donde se encontró <sup>226</sup>Ra, se dedujo la actividad del uranio a partir de la diferencia entre la actividad alfa total y la actividad de <sup>226</sup>Ra. En casi todas las muestras la concentración de <sup>226</sup>Ra estuvo por debajo del límite de detección. Solo se obtuvo una dosis indicativa superior a 0,1 mSv a<sup>-1</sup> en el agua de consumo procedente de dos instalaciones hidráulicas (apenas el 1 % de las estudiadas).

La conclusión que se extrajo de ese estudio (Falk et al., 2004) fue que las concentraciones de radionucleidos encontradas en el agua de consumo de las instalaciones hidráulicas públicas, no suele dar pie a que se supere la dosis indicativa y, por tanto, no se ha demostrado ningún riesgo para la salud. Cabe señalar que en ese proyecto

<sup>18</sup>De manera similar, los niveles de cribado y orientativos en el GDWQ se basan en una CDI de 0,1 mSv por año, donde el valor de cribado alfa total es de 0,5 Bq L<sup>-1</sup> y el valor de cribado beta bruto es 1 Bq L<sup>-1</sup>. El valor de cribado alfa total se cambió de 0,1 a 0,5 Bq L<sup>-1</sup> en la tercera edición de la GDWQ en 2004.

solo se estudiaron 256 instalaciones hidráulicas de un total de aproximadamente 3000. Sin embargo, desde la implementación de la Directiva de agua de consumo de Euratom (CE, 2013) en noviembre de 2015, todas las instalaciones hidráulicas relevantes paulatinamente analizan y evalúan la calidad del agua de consumo en lo que respecta a las sustancias radiactivas. La Agencia Nacional de Alimentos también ha creado una base de datos a nivel nacional para recopilar todos los resultados de las mediciones y otros parámetros, con objeto de evaluar los datos. Por lo tanto, después de algunos años se obtendrá una mejor imagen de la escala del problema de la radiactividad en el agua de consumo de las instalaciones hidráulicas públicas.

La reglamentación de la radiactividad en el agua de consumo, junto con la infraestructura para dar seguimiento a los datos de mediciones de estas aguas procedentes de las instalaciones hidráulicas públicas, se utilizarán para garantizar que el público no esté expuesto a altas concentraciones de radionucleidos en el agua de consumo. En cambio, el principal desafío es para aquellos que no están conectados a un suministro público de agua, sino que obtienen su suministro de agua de pozos privados.

## Radiactividad en agua de consumo de pozos privados

Aproximadamente el 12 % de la población de Suecia obtiene su suministro de agua de consumo de pozos privados. En 2001, la Autoridad Sueca de Seguridad Radiológica, en colaboración con el Servicio Geológico de Suecia, puso en marcha un proyecto de mapeo de los radionucleidos naturales en el agua de consumo procedente de pozos privados. El estudio, que duró cinco años, tenía varios objetivos: el objetivo principal era obtener una visión general de la radiactividad en el agua de consumo en pozos privados y así hacer una estimación de la dosis de radiación potencial que pudieran recibir determinados grupos de población. Otros dos objetivos fueron estudiar la variación temporal y la posible correlación que pudiera existir entre los diferentes radionucleidos. Aquí no se presentaron los resultados de la variación temporal y la correlación.

El estudio incluyó 722 pozos perforados. El muestreo se realizó por el personal del Servicio Geológico de Suecia. La gran mayoría de los pozos se eligieron al azar y la selección se realizó en todo el condado, cubriendo un total de 24 condados. También se eligieron pozos en áreas conocidas por tener una alta concentración de actividad en las estructuras geológicas. Para identificar las áreas de interés se utilizaron mapas geogénicos y se revisaron estudios previos. Se estudió un área de especial interés, Siljan Ring, ubicada en el municipio de Rättvik. Esta región tiene una formación geológica única debido a la caída de un meteorito hace unos 360 millones de años. Los pozos privados ubicados en esa región tienen concentraciones muy altas de uranio, así como de otros metales.

El enfoque adoptado en ese estudio fue el cribado de las actividades alfa y beta totales antes de cualquier análisis de radionucleidos específicos, con la excepción del radón. La superación de  $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$  para la actividad alfa total conllevó la medida de la actividad de  $^{226}\text{Ra}$ . La actividad de uranio (uranio-238 ( $^{238}\text{U}$ ), uranio-234 ( $^{234}\text{U}$ ) y uranio-235 ( $^{235}\text{U}$ )) se calculó como la diferencia entre la actividad alfa total y la actividad de  $^{226}\text{Ra}$ . Para calcular la dosis indicativa se necesitaron las concentraciones de estos radionucleidos. También se determinó la concentración de uranio expresada en  $\mu\text{g L}^{-1}$  con el objetivo de comparar los valores con la recomendación emitida por la autoridad. Aquí no se presentan los resultados de las concentraciones máxicas de uranio. La superación de la actividad beta total no conllevó el análisis específico de ningún radionucleido emisor beta, aunque se estimó la concentración de plomo-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) en unas pocas muestras, a partir del espectro de energía beta. Se supuso que los principales contribuyentes a la dosis indicativa eran los radionucleidos emisores alfa de la serie de desintegración del uranio-238.

Habitualmente, la concentración de  $^{226}\text{Ra}$  fue baja en el agua de consumo con una mediana de  $0,02 \text{ Bq L}^{-1}$  y un máximo de  $7,0 \text{ Bq L}^{-1}$ . Con respecto al uranio ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ), se encontró que la mediana de la actividad era  $0,13 \text{ Bq L}^{-1}$  y se registró un máximo de  $26,7 \text{ Bq L}^{-1}$ . En el 2 % de los pozos estudiados se encontraron concentraciones de actividad de uranio que excedían el valor orientativo de  $3 \text{ Bq L}^{-1}$ .

En el 8 % de los pozos estudiados, que abastecían de agua de consumo a unas 60000 personas, se midió una concentración de radón superior a  $1000 \text{ Bq L}^{-1}$ . Las concentraciones máxima y mediana de radón fueron  $66200 \text{ Bq L}^{-1}$  y  $220 \text{ Bq L}^{-1}$ , respectivamente.

El cálculo de la dosis indicativa se realizó en base a las actividades de uranio ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ) y  $^{226}\text{Ra}$  para 620 pozos. Se encontró que el 10% de los pozos tenía una dosis indicativa que excedía  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ . En las zonas cercanas a Siljan Ring, las concentraciones de todos los radionucleidos estudiados en el agua de consumo fueron elevadas. El consumo de agua de una gran mayoría de pozos en esa área daría una dosis de radiación que excedería de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ . La dosis más alta calculada en esa región (incluida la contribución del  $^{210}\text{Pb}$ ) fue de  $5 \text{ mSv y}^{-1}$ .

Una limitación del proyecto es que no se analizaron en muestras de agua ni el  $^{210}\text{Pb}$  (excepto en algunas muestras de áreas cercanas a Siljan Ring) ni el  $^{228}\text{Ra}$ . Potencialmente, estos elementos pueden estar presentes en el agua de consumo en Suecia, como se demuestra en estudios previos (Salih, 2003). Esto implica que la dosis de radiación que recibe la población que consume agua de pozos privados podría ser mayor que la dosis calculada solo a partir de uranio y  $^{226}\text{Ra}$ . Otra limitación del proyecto fue que no se investigó el  $^{210}\text{Po}$  que podría estar presente potencialmente en algunas muestras. Finalmente, la actividad alfa total se supuso que provenía del  $^{226}\text{Ra}$  y de los isótopos de uranio, lo que implica que la contribución de la dosis debida a los isótopos de uranio podría haberse sobreestimado en algunos casos.

## Conclusiones y respuesta

En los estudios de instalaciones hidráulicas públicas y pozos privados se destacó que hay algunos pozos privados especialmente en riesgo. En aquellos lugares donde los resultados mostraron concentraciones extremas de radionucleidos (concentraciones de radón  $> 1000 \text{ Bq L}^{-1}$  y actividad de uranio  $> 3,0 \text{ Bq L}^{-1}$ ), se contactó con los propietarios de los pozos y se les informó del problema. También se realizaron visitas a localizaciones en el área de estudio cerca de Siljan Ring, en el municipio de Rättvik, donde se detectaron las concentraciones más altas de radón y uranio. Tanto a los inspectores de salud del municipio, como a las partes interesadas a nivel de condado, se les informó del alcance y la importancia del problema. Esto, a su vez, llevó a nuevos estudios y campañas de información local en esa región. Una encuesta de seguimiento mostró que muchos participantes, que tenían altas concentraciones de radón y uranio en su agua de consumo, tomaron medidas de remediación después del proyecto de mapeo nacional. Se utilizaron habitualmente técnicas de aireación para radón y filtros de intercambio iónico para uranio. La encuesta de seguimiento también mostró que muchos de los propietarios de pozos privados aún tenían limitados conocimientos sobre la radiactividad en el agua de consumo, a pesar de su participación en el proyecto. Este hecho resaltó la necesidad de una comunicación periódica de riesgos sobre los radionucleidos que se encuentran de forma natural en el medioambiente.

## Referencias

EC (2013). DIRECTIVA 2013/51/EURATOM DEL CONSEJO de 22 de octubre de 2013 por la que se establecen requisitos para la protección sanitaria de la población con respecto a las sustancias radiactivas en las aguas destinadas al consumo humano. Brussels: European Commission (<https://www.boe.es/doue/2013/296/L00012-00021.pdf>, accessed 23 June 2022).

Ek BM, Thunholm B, Östergren I, Falk R, Mjönes M (2008). Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik, och andra metaller i dricksvatten från privata brunnar [Naturally occurring radioactive elements, arsenic and other metals in drinking-water from private wells]. SSI-report 2008:15. Stockholm: Swedish Radiation Protection Authority (in Swedish).

Falk R, Mjönes L, Appelblad P, Erlandsson B, Hedenberg G, Svensson K (2004). Kartläggning av naturligt radioaktiva ämnen i dricksvatten [A survey of natural radioactivity in drinking-water]. SSI Report 2004:14. Stockholm: Swedish Radiation Protection Authority (in Swedish).

Salih IM (2003). Radon in natural waters [dissertation]. Linköping: Linköping University. SGU (2016). Mineralmarknaden, Energimetallerna uran och torium [Market of minerals, fuel facts on uranium and thorium]. Report 2016:2. Uppsala: Geological Survey of Sweden (in Swedish).

Skeppström K (2005). Radon in groundwater - influencing factors and prediction methodology for a Swedish environment [thesis]. Stockholm: KTH Royal Institute of Technology.



## CAPÍTULO 4 SUPUESTOS PRÁCTICOS

### 4.5 JAPÓN

#### Antecedentes

Después del gran terremoto del este de Japón del 11 de marzo de 2011 y el posterior tsunami, la central nuclear de Fukushima Daiichi de la Compañía de Energía Eléctrica de Tokio (TEPCO) sufrió graves daños, lo que provocó la liberación de una gran cantidad de radionucleidos al medio ambiente en Japón. La dispersión y el depósito de estos radionucleidos se vieron influidos por las condiciones meteorológicas predominantes durante el paso de la nube radiactiva, en particular la dirección del viento y episodios de precipitaciones (por ejemplo, lluvia o nieve).

Las autoridades nacionales tomaron medidas para proteger a las personas de las consecuencias del accidente, incluido el establecimiento de una zona de evacuación de 20 km con una zona de refugio de 30 km. Como la disponibilidad de monitorización de datos ambientales aumentó, se implementaron otras acciones de protección para reducir las dosis a más largo plazo (OMS, 2012; OMS, 2013). El control del agua del grifo se llevó a cabo, tanto por el gobierno central y local como por las empresas de suministro de agua. El 16 de marzo de 2011, se detectó por primera vez yodo-131 ( $^{131}\text{I}$ ) en algunas muestras de agua del grifo y, a partir del 21 de marzo, se aplicaron restricciones al consumo de agua del grifo en varios pueblos y ciudades, incluida Tokio (MHLW, 2011a). Sin embargo, dado que el  $^{131}\text{I}$  tiene una vida media corta (aproximadamente ocho días), los niveles de actividad en el agua de consumo disminuyeron rápidamente; pasando a ser el cesio-134 ( $^{134}\text{Cs}$ ) y el cesio-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) los principales radionucleidos de interés.

Los suministros de agua afectados fueron principalmente suministros públicos procedentes de agua superficial. Por lo general, los sistemas de agua privados no se vieron afectados ya que dependen principalmente del agua subterránea como fuente.

#### Marco regulador del agua de consumo

En Japón, la autoridad reguladora del agua de consumo es el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar. La división de suministro de agua del Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar establece las normas de calidad del agua de consumo y elementos relacionados. Las sustancias radiactivas no están en la categoría de productos regulados, pero desde el accidente, el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar solicitó su seguimiento, tanto en Fukushima como en las 10

prefecturas vecinas. En el caso de una emergencia severa futura, los responsables de las restricciones impuestas al agua de consumo serán bien la Autoridad de Regulación Nuclear o bien el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar.

El 17 de marzo de 2011, el Departamento de Seguridad Alimentaria del Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar estableció valores reglamentarios provisionales para la concentración de radionucleidos en los alimentos locales, mediante la adopción de las directrices de la Comisión de Seguridad Nuclear en Japón, que se transformó en la Autoridad de Regulación Nuclear en septiembre de 2012 (de acuerdo con la Ley de Higiene de los Alimentos, Ley N°. 233 de 24 de diciembre de 1947) (MHLW, 2011b). El agua de consumo (que incluye al agua de grifo, el agua de pozo y el agua embotellada) se incluyó como una de las categorías para la aplicación provisional de los valores reglamentarios. Se proporcionaron valores reglamentarios para  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , uranio y los nucleidos emisores alfa de plutonio y de otros elementos transuránicos. No se consideraron niveles de cribado tales como las actividades alfa y beta totales. El 19 de marzo de 2011, la División de Abastecimiento de Agua del Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar estableció niveles indicativos provisionales para la restricción de la ingesta de agua del grifo, que eran los mismos que los valores reglamentarios provisionales, pero solo para el  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  (MHLW, 2011c). El Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar notificó a las autoridades gubernamentales locales y proveedores de agua regionales que el agua del grifo contaminada por encima de la reglamentación provisional, que idealmente no se debería consumir, podría incluso ser consumida por los bebés si no se puede obtener un suministro alternativo de agua (MHLW, 2011c).

El criterio actual (para situaciones de no-emergencia), que se denomina “nivel objetivo para la gestión de materiales radiactivos en agua del grifo”, se estableció el 1 de abril de 2012 (MHLW, 2012), aproximadamente un año después del accidente de la central nuclear de Fukushima Daiichi.

## Descripción de la situación y respuesta

Durante el periodo de exposición a la emergencia, la prefectura de Fukushima y las otras 10 prefecturas vecinas fueron designadas como las principales áreas de monitorización, en las cuales se realizó la medición intensiva de  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  en el agua del grifo que había sido solicitada por organizaciones gubernamentales, incluido el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar. La población en el área era de unos 50 millones de personas, lo que representaba el 40 % de la población total de Japón (unos 126 millones). Muchas organizaciones gubernamentales, instituciones de investigación y empresas de suministro de agua comenzaron a trabajar de manera conjunta en la medición diaria, o con mayor frecuencia, en los recursos hídricos y en el agua del grifo. Se midieron radionucleidos individuales, principalmente  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  utilizando detectores de semiconductor de germanio hiperpuro o contadores de centelleo de yoduro de sodio. Todas las concentraciones de radionucleidos medidas en el agua de consumo se anunciaron públicamente a través de las páginas web del Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar y de cada proveedor de agua.

Como respuesta a la situación de emergencia, el Departamento de Seguridad Alimentaria del Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar estableció el 17 de marzo de 2011 valores reglamentarios provisionales para la restricción de agua de consumo. Se estableció un valor provisional reglamentario de  $300 \text{ Bq Kg}^{-1}$  para el  $^{131}\text{I}$  y de  $200 \text{ Bq Kg}^{-1}$  para el cesio radiactivo (la suma de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$ ). El 19 de marzo de 2011, la División de Abastecimiento de Agua del Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar anunció unos niveles indicativos provisionales para la restricción del consumo de agua de grifo, que eran los mismos que los valores reglamentarios provisionales, pero únicamente para el  $^{131}\text{I}$  y la suma de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$ . El 21 de marzo de 2011, la División de Abastecimiento de Agua anunció además que el nivel indicativo provisional de  $^{131}\text{I}$  para lactantes era de  $100 \text{ Bq Kg}^{-1}$  (MHLW, 2011d).

20 empresas de suministro de agua que abastecían a una población de aproximadamente 14 millones de personas, incluida el área metropolitana de Tokio, solicitó a partir del 21 de marzo de 2011 la restricción del consumo de agua de grifo para bebés. La restricción en el área metropolitana de Tokio duró solo dos días (23 y 24 de marzo de 2011) y

en otras áreas se levantó el 1 de abril de 2011 en todos los servicios de suministro de agua, excepto en un suministro de agua a pequeña escala en la prefectura de Fukushima (que abastecía a una población de aproximadamente 4000 personas en la aldea de Iitate) (MHLW, 2011a). La restricción de la ingesta de agua del grifo por parte de los bebés se levantó el 10 de mayo de 2011 en la empresa de abastecimiento de agua a la aldea de Iitate (aunque la restricción para todos los demás grupos de edad se levantó el 2 de abril de 2011). Ninguna empresa de suministro de agua solicitó una restricción en la ingesta de agua del grifo basada en el nivel indicativo provisional de cesio radiactivo ( $200 \text{ Bq Kg}^{-1}$ ).

Hubo un aumento en la comunicación y colaboración entre todas las partes interesadas (el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, empresas de suministro de agua, departamentos de salud de los gobiernos locales, medios de comunicación, residentes locales, etc.). También se hicieron anuncios públicos, especialmente sobre las restricciones del agua del grifo para bebés, a través de la televisión, el uso de coches publicitarios para la difusión por parte del gobierno local, etc. Sin embargo, la gente todavía estaba preocupada por el impacto a la salud de la situación de emergencia y no estaba satisfecha con los anuncios. Como resultado, los ciudadanos hicieron muchas llamadas telefónicas a los departamentos de salud de los gobiernos locales, a las empresas de suministro de agua y a organizaciones relacionadas.

Cuando se anunció la restricción del consumo del agua del grifo por bebés en el área metropolitana de Tokio durante dos días (23 y 24 de marzo de 2011), el agua embotellada se agotó en las tiendas muy rápidamente. En respuesta, la Oficina de Obras Sanitarias del Gobierno Metropolitano de Tokio anunció en una conferencia de prensa a las 21:00 horas del 23 de marzo que proporcionaría agua embotellada a los hogares con bebés de 1 año o menos. Se proporcionaron tres botellas de agua de 550 mL a familias de aproximadamente 80 000 niños que vivían en el área de servicio (un total de aproximadamente 240.000 botellas).

Unos 10 días después del accidente de la planta de energía nuclear, las precipitaciones provocaron el depósito de una gran cantidad de material radiactivo de la atmósfera al suelo. Esta fue la principal causa de contaminación de las fuentes de agua. Por lo tanto, el cese de la extracción de aguas superficiales después de las precipitaciones, redujo la concentración de radionucleidos en el agua del grifo. En algunas plantas de tratamiento, con el fin de reducir la contaminación del agua por deposición seca y húmeda, se recubrieron con láminas plásticas los depósitos abiertos utilizados para los procesos de tratamiento del agua, que incluye la floculación, clarificación y filtración con arena. (En Japón, casi todos los depósitos de agua tratada están cubiertos para evitar la contaminación química y microbiana). En parte, se tomaron estas medidas porque no había pruebas suficientes de la eficacia del tratamiento con carbón activo en polvo y la separación de partículas para eliminar los radionucleidos del agua. Aunque algunas investigaciones posteriores confirmaron que el primero de los métodos de tratamiento era eficaz para eliminar yodo (Kosaka et al., 2012) y el último para eliminar cesio (Kosaka et al., 2012; Tampo et al., 2016), todavía se considera un enfoque relativamente eficaz y pragmático para prevenir la contaminación por radionucleidos cubrir los depósitos de tratamiento de agua; ya que la cubierta evita la deposición directa seca y húmeda a la superficie del agua. Esto es particularmente importante para el yodo, ya que el tratamiento eficaz para eliminarlo, como se describió anteriormente, se lleva a cabo antes de que el agua se almacene en los depósitos de tratamiento y, a diferencia del cesio radiactivo, la filtración con arena no elimina el yodo (Kosaka et al., 2012).

Las lecciones aprendidas / recomendaciones para la gestión de radionucleidos en el agua de consumo en situaciones de emergencia son las siguientes:

- La respuesta inmediata a un accidente nuclear es de suma importancia. Se necesita establecer criterios para el agua de consumo en una situación de emergencia y estos se deben establecer como parte de la planificación y preparación para emergencias.
- Aunque las medidas de las actividades alfa y beta totales, utilizadas para el control de rutina del agua de consumo también se pueden utilizar en una situación de emergencia, en este caso estos métodos de detección fueron ineficaces, principalmente porque el  $^{131}\text{I}$  no puede medirse con el método beta total debido a su volatilización durante el pretratamiento.

- Como parte de la planificación de emergencia se deben establecer las técnicas para medir los radionucleidos en el agua de consumo durante la misma. Durante la respuesta a una emergencia no es viable utilizar la información recopilada en la GDWQ sobre técnicas de medición.
- Para transmitir mensajes claros al público sobre los riesgos para la salud, el desarrollo de la situación y las medidas implementadas durante una emergencia es de suma importancia el diálogo y la colaboración efectivos entre todas las partes interesadas relevantes.

### Situación de no-emergencia (situación de exposición existente) después de abril de 2012

Desde abril de 2012, la situación se ha considerado como una situación de exposición existente en lo que se refiere al agua de consumo (excepto las áreas bajo la orden de evacuación, que están excluidas de este supuesto práctico). En abril de 2012 se estableció sucesivamente un nivel objetivo para la gestión de radionucleidos en el agua del grifo. Este nivel objetivo reemplazó a los niveles indicativos provisionales y se derivó directamente de los niveles orientativos de la GDWQ (ver más abajo). El valor objetivo es de  $10 \text{ Bq Kg}^{-1}$  para la suma de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$ , que reemplazó al nivel indicativo provisional anterior para una emergencia. El cesio radiactivo es la única sustancia que tiene un nivel objetivo porque el impacto del  $^{131}\text{I}$  del accidente de la central nuclear había desaparecido del medio ambiente debido a su periodo de semidesintegración relativamente corto (aproximadamente ocho días).

Los problemas a más largo plazo incluyen los siguientes:

- Ha habido problemas de comunicación de los riesgos relativos al consumo del agua del grifo a las personas que regresan a casa después del levantamiento de las órdenes de evacuación. Algunas personas todavía están preocupadas por el cesio radiactivo en el agua del grifo porque algunas plantas de tratamiento extraen agua de presas donde el sedimento está contaminado con cesio radiactivo, aunque el agua tratada no supera el nivel objetivo de cesio radiactivo.
- Existe preocupación sobre el comportamiento a largo plazo en el medio acuático, especialmente la transferencia del cesio radiactivo residual en bosques y áreas montañosas a las aguas subterráneas. Según lo observado y predicho hasta el momento, es poco probable que esto suceda (por ejemplo, Tampo et al., 2016).
- Eliminación de lodos que se originan en los procesos de tratamiento de aguas: inmediatamente después del accidente nuclear los lodos contenían altos niveles de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$ . En Japón, los lodos que contienen más de  $8000 \text{ Bq Kg}^{-1}$  (la suma de  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$ ) no se pueden eliminar en vertederos normales; sino que se deben almacenar como residuos radiactivos.
- Para la situación de no emergencia (exposición existente) en Japón se aplicaron directamente los niveles orientativos de la OMS para  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  para establecer los niveles objetivo en el agua de consumo. Sin embargo, el público, e incluso los reguladores y expertos en la división de agua de consumo no comprenden fácilmente el significado y el concepto de los niveles orientativos. Generalmente se consideran los valores orientativos como límites máximos permitidos. Por lo tanto, se necesita mejorar la comunicación sobre cómo interpretar los niveles orientativos.

## Referencias

Kosaka K, Asami M, Kobashigawa N, Ohkubo K, Terada H, Kishida N et al. (2012). Removal of radioactive iodine and cesium in water purification processes after an explosion at a nuclear power plant due to the Great East Japan Earthquake. *Water Research*. 46(14):4397–4404.

MHLW (2011a). The survey results of radioactive materials in tap water.

The 10th subcommittee for environmental health and water supply, Health Sciences Council held on April 19, 2011 (<http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/Document2.pdf>, accessed 2 February 2018).

MHLW (2011b). Handling of food contaminated by radioactivity (relating to the accident at the Fukushima Nuclear Power Plant) (Press release). Tokyo: Department of Food Safety, Ministry of Health, Labour and Welfare, March 17, 2011 (<http://www.mhlw.go.jp/english/topics/foodsafety/dl/food-110317.pdf>, and <http://www.mhlw.go.jp/english/topics/foodsafety/dl/110318-1.pdf>, accessed 2 February 2018).

MHLW (2011c). Response to contamination of tap water following accidents at the Fukushima nuclear power plants 1 and 2, 2011 [in Japanese]. Tokyo: Water Supply Division, Health Service Bureau, Ministry of Health, Labour and Welfare, 19 March 2011 (<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r98520000014tr1-img/2r98520000015k18.pdf>, accessed 7 March 2018).

MHLW (2011d). Handling of the index levels on radioactive materials in tap water, etc. (Press release). Tokyo: Water Supply Division, Health Service Bureau, Ministry of Health, Labour and Welfare, April 4, 2011 ([http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/april\\_8\\_01.pdf](http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/april_8_01.pdf), accessed 31 January 2018).

MHLW (2012). Measures against radioactive materials in tap water. Tokyo: Water Supply Division, Health Service Bureau, Ministry of Health, Labour and Welfare ([http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/Document\\_121011.pdf](http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/Document_121011.pdf), accessed 31 January 2018).

Tampo R, Ohno K, Konuma S, Aruga T, Igarashi D, Saito T et al. (2016). A study on adsorptive removal of dissolved cesium using local clay and bentonite clay [in Japanese]. In: Proceedings. The 50th Annual Conference of Japan Society on Water Environment, Tokushima, Japan, 16–18 March. Tokyo: Japan Society on Water Environment; 2016:466.

WHO (2012). Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami. Geneva: World Health Organization ([http://www.who.int/ionizing\\_radiation/pub\\_meet/fukushima\\_dose\\_assessment/en/](http://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/fukushima_dose_assessment/en/), accessed 20 October 2017).

WHO (2013). Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami based on a preliminary dose estimation. Geneva: World Health Organization ([http://www.who.int/ionizing\\_radiation/pub\\_meet/fukushima\\_risk\\_assessment\\_2013/en/](http://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/fukushima_risk_assessment_2013/en/), accessed 20 October 2017).





## REFERENCIAS

Annamaki M & Turtianen T (2000). Treatment technologies for removing natural radionuclides from drinkingwater. Final report of the TENAWA project, STUK-A169. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority ([http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/32/018/32018426.pdf](http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/32/018/32018426.pdf), acceso en septiembre de 2017).

BfS (2009). Strahlenexposition durch natürliche radionuklide im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland. [Radiation exposure by natural radionuclides in drinkingwater in the Federal Republic of Germany.] Eds. Beyermann M, Bünger T, Gehrcke K. und Obrikat D. Bundesamt für Strahlenschutz (Hrsg.), BfS SW 06/09, Salzgitter: 129 S (en alemán) (<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-20100319945>, acceso el 19 de octubre de 2017).

BMG (2016). Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016. BGBl, Teil I Nr. 12: S. 459–491 Federal Ministry of Health (BMG) German DrinkingWater Ordinance (en alemán) (<https://www.bundesgesundheitsministerium.de/topics/drinking-water-ordinance/?L=0>, acceso el 20 de marzo de 2018).

BMU(1986).Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz – StrVG) vom 19. Dezember 1986. BGBl Teil I: S. 2610 (geändert in BGBl Teil I: S. 1474 vom 31. August 2015) Radiation Protection Precautionary Act (en alemán). Publicado en el Federal Law Gazette (BGBl Bundesgesetzblatt).

BMU (1987). Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland. Gemeinsamer Bericht der Leitstellen für das Jahr 1986. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Bonn (en alemán).

BMU (2001). Verordnung über die Umsetzung von Euratom-Richtlinien zum Strahlenschutz (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001. BGBl., Teil I Nr. 38: S. 1714–1846 Radiation Protection Ordinance (en alemán) Publicado en el Federal Law Gazette (BGBl Bundesgesetzblatt).

- BMU (2006). Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS) vom 13. Dezember 2006. bundesanzeiger Nr. 244a: S. 4–80 (en alemán).
- Brown J, Hammond D & Wilkins BT (2008a). Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinkingwater and risks to water treatment plant operatives. Chilton: Health Protection Agency ([https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/340109/HPA-RPD-040\\_for\\_website.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/340109/HPA-RPD-040_for_website.pdf), acceso el 19 de octubre de 2017).
- Brown J, Hammond D & Wilkins BT (2008b). Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinkingwater and risks to water treatment plant operatives: supporting scientific report. Chilton: Health Protection Agency ([https://dwi-content.s3.eu-west-2.amazonaws.com/wp-content/uploads/2020/10/27110902/DWI70-2-192\\_radionuclides.pdf](https://dwi-content.s3.eu-west-2.amazonaws.com/wp-content/uploads/2020/10/27110902/DWI70-2-192_radionuclides.pdf), acceso el 19 de octubre de 2017).
- Brown J, Watson S & Nisbet AF (2015). UK recovery handbooks for radiation incidents 2015. Drinkingwater supplies handbook. Version 4. London: Public Health England ([https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/775711/drinking\\_water\\_supplies\\_handbook\\_2015.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/775711/drinking_water_supplies_handbook_2015.pdf), acceso el 17 de octubre de 2017).
- Canada Nuclear Safety Commission (2016). Independent Environmental Monitoring Program (IEMP) [website]. Ottawa: Canada Nuclear Safety Commission (<http://nuclearsafety.gc.ca/eng/resources/maps-of-nuclear-facilities/iemp/index-iemp.cfm>, acceso el 19 de octubre de 2017).
- Chen, J, Cooke, MW & Mercier, JF (2017). A review of natural radionuclides in Canadian drinkingwater (1975–16). *Radiat Prot Dosimetry*. 176(1–2):1–11.
- CODEX (1981). Norma CODEX para las aguas minerales naturales. CXS 108-1981. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Programa Conjunto FAO/OMS sobre Normas Alimentarias, Comisión del Codex Alimentarius ([www.fao.org/input/download/standards/223/CXS\\_108s.pdf](http://www.fao.org/input/download/standards/223/CXS_108s.pdf), acceso el 19 de octubre de 2017).
- CODEX (2001). norma CODEX general par alas aguas potables embotelladas/envasadas (distintas de las aguas minerales naturales), CXS 227- 2001. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Programa Conjunto FAO/OMS sobre Normas Alimentarias, Comisión del Codex Alimentarius ([www.fao.org/input/download/standards/369/CXS\\_227s.pdf](http://www.fao.org/input/download/standards/369/CXS_227s.pdf), acceso el 19 de octubre de 2017).
- EC (1998). Directiva 98/83/CE del Consejo de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. Bruselas: Comisión Europea (<http://eur-lex.europa.eu/>, acceso el 19 de enero de 2018).
- EC (2013). DIRECTIVA 2013/51/EURATOM DEL CONSEJO de 22 de octubre de 2013 por la que se establecen requisitos para la protección sanitaria de la población con respecto a las sustancias radiactivas en las aguas destinadas al consumo humano. Brussels: European Commission (<https://www.boe.es/doue/2013/296/L00012-00021.pdf>, accessed 23 June 2022).
- El-Naser HK, Smith B, Kilani S, Abdeldin I, Howarth B, Saleh B (2016). Blending as the best compliance option for the management of radioactivity in drinkingwater supplied from the deep sandstone aquifer in Southern Jordan. *J Water Health*. 14(3):528–48.
- Environment Agency et al. (2016). Radioactivity in food and the environment, 2015. Rotherham: Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resource Wales, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency (<https://www.gov.uk/government/publications/radioactivity-in-food-and-the-environment-rife-reports-2004-to-2016>, acceso el 19 de enero de 2018).

EPA (2000). Radionuclides Rule under the Safe Drinking Water Act, 66 Federal Register 76708, December 7, 2000. Washington (DC): United States Environmental Protection Agency (<https://www.federalregister.gov/documents/2000/12/07/00-30421/national-primary-drinking-water-regulations-radionuclides-final-rule>).

Health Canada (2017). Guidelines for Canadian drinking water quality—summary table. Ottawa: Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada ([https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt\\_formats/pdf/pubs/water-eau/sum\\_guide-res\\_recom/sum\\_guide-res\\_recom-eng.pdf](https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom-eng.pdf), acceso el 19 de octubre de 2017).

Hess CT, Vietti MA & Mage DT (1987). Radon from drinking water – evaluation of water-borne transfer into house air. *Environ Geochem Health*. 9:68–73. IAEA (2011). Criteria for use in preparedness and response for a nuclear or radiological emergency.

OIEA (2011). Criterios aplicables a la preparación y respuesta a situaciones de emergencia nuclear o radiológica. Serie Normas de Seguridad del OIEA No. GSG-2. Viena: Organismo Internacional de Energía Atómica ([http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1467\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1467_web.pdf), acceso el 17 de octubre de 2017).

OIEA (2014). Protección radiológica y seguridad de las fuentes de radiación: Normas básicas internacionales de seguridad. Serie Normas de Seguridad del OIEA No. GSR Part 3. Viena: Organismo Internacional de Energía Atómica ([http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578\\_web-57265295.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578_web-57265295.pdf), acceso el 17 de octubre de 2017).

OIEA (2015). Preparación y respuesta para casos de emergencia nuclear o radiológica. Serie Normas de Seguridad del OIEA No. GSR Part 7. Viena: Organismo Internacional de Energía Atómica ([http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/P\\_1708\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/P_1708_web.pdf), acceso el 20 de octubre de 2017).

OIEA (2016). Criteria for radionuclide activity concentrations for food and drinking water. IAEA-TECDOC-1788. Viena: Organismo Internacional de Energía Atómica ([http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1788\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1788_web.pdf), acceso el 27 de noviembre de 2017).

OIEA (2018). Disposiciones para la finalización de una emergencia nuclear o radiológica. Serie Normas de Seguridad del OIEA No. GSG-11. Viena: Organismo Internacional de Energía Atómica ([https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1796\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1796_web.pdf), acceso el 15 de mayo de 2018)

ICRP (2009). Application of the Commission's recommendations to the protection of people in emergency exposure situations. Publication 109. *Ann ICRP*. 39(1)1–110.

ISO (2020). ISO 5667-1: Water quality – Sampling – Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques. Geneva: International Organization for Standardization.

ISO (2017). ISO/IEC 17025:2017. General requirements for the competence of testing and calibration laboratories. Geneva: International Organization for Standardization.

Iwaoka K (2016). The current limits for radionuclides in food in Japan. *Health Phys*. 111(5):471–78.

Jones F & Castle RG (1987). Radioactivity monitoring of the water cycle following the Chernobyl accident. *Water Environ J*. 1(2):205–217.

Kleinschmidt R & Akber R (2008). Naturally occurring radionuclides in materials derived from urban water treatment plants in southeast Queensland, Australia. *J Environ Radioact*. 99:607–620.

Kleinschmidt R, Black J & Akber R (2011). Mapping radioactivity in groundwater to identify elevated exposure in remote and rural communities. *J Environ Radioact*. 102:235–243.

- Kosaka K, Asami M, Kobashigawa N, Ohkubo, K, Terada H, Kishida N et al. (2012). Removal of radioactive iodine and cesium in water purification processes after an explosion at a nuclear power plant due to the Great East Japan Earthquake. *Water Res.* 46:4397–4404.
- Kosaka K, Watanabe S, Kobayashi Y, Sasaki M, Asami M, Oikawa T et al. (2014). Removal of radioactive iodine and cesium by powdered activated carbon and coagulation-sedimentation processes [in Japanese]. *Journal of Japan Water Works Association.* 83(1):7–22.
- MHLW (2011). Handling of the index levels on radioactive materials in tap water, etc. (Press release). Tokyo: Water Supply Division, Health Service Bureau, Ministry of Health, Labour and Welfare, April 4, 2011 ([http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/april\\_8\\_01.pdf](http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/april_8_01.pdf), acceso el 31 de enero de 2018).
- MHLW (2012a). Measures against radioactive materials in tap water. Tokyo: Water Supply Division, Health Service Bureau, Ministry of Health, Labour and Welfare ([http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/Document\\_121011.pdf](http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/Document_121011.pdf), acceso el 31 de enero de 2018).
- MHLW (2012b). Notice on the replacement of provisional index levels for restriction on tap water intake [in Japanese]. Tokyo: Water Supply Division, Health Service Bureau, Ministry of Health, Labour and Welfare (<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r98520000018ndf-att/2r98520000024of2.pdf>, acceso el 31 de enero de 2018).
- Nazaroff WW, Doyle SM, Nero AV, Sextro RG (1987). Potable water as a source of airborne Rn-222 in US dwellings: a review and assessment. *Health Phys.* 52(3):281–289.
- Ohno K, Ogata T, Kawamura S, Sato H, Kosaka K, Asami M et al. (2013). Behaviour of low level radioactive caesium ion during conventional water purification processes. *Proceedings. The 8th International Water Association Micropol & Ecohazard, Zurich, Switzerland, June 2013:138–139.*
- SSK (1988). Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission – Band 7 [Effects of the reactor accident in Chernobyl on the Federal Republic of Germany. Publications of the Radiation Protection Commission]. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Stuttgart: Gustav Fischer Verlag (en alemán).
- Tagami K & Uchida S (2011). Can we remove iodine-131 from tap water in Japan by boiling? Experimental testing in response to the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Technical Note. Chemosphere.* 84(9):1282–1284.
- UNSCEAR (2000). Sources and effects of ionizing radiation. Volume I: Sources. New York (NY): United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation ([http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000\\_1.html](http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html), acceso el 20 de octubre de 2017).
- UNSCEAR (2008). Sources and effects of ionizing radiation. Volume I: Sources: Report to the General Assembly and Scientific Annexes A and B. New York (NY): United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation ([http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2008\\_1.html](http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2008_1.html), acceso el 20 de octubre de 2017).
- UNSCEAR (2016). Sources, effects and risks of ionizing radiation. Annex D – Biological effects of selected internal emitters—Uranium. New York (NY): United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation ([http://www.unscear.org/docs/publications/2016/UNSCEAR\\_2016\\_Annex-D.pdf](http://www.unscear.org/docs/publications/2016/UNSCEAR_2016_Annex-D.pdf), acceso el 20 de octubre de 2017).
- USEPA (2005). A regulators' guide to the management of radioactive residuals from drinkingwater treatment technologies. Washington (DC): United States Environmental Protection Agency (<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-05/documents/816-r-05-004.pdf>, acceso el 20 de octubre de 2017).

WHO (2009). Manual de la OMS sobre el radón en interiores: una perspectiva de salud pública. Ginebra: Organización Mundial de la Salud ([http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44149/9789241547673\\_eng.pdf?sequence=1](http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44149/9789241547673_eng.pdf?sequence=1), acceso el 27 de noviembre de 2017).

WHO (2012). Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami. Geneva: World Health Organization ([http://www.who.int/ionizing\\_radiation/pub\\_meet/fukushima\\_dose\\_assessment/en/](http://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/fukushima_dose_assessment/en/), acceso el 20 de octubre de 2017).

WHO (2013). Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami based on a preliminary dose estimation. Geneva: World Health Organization ([http://www.who.int/ionizing\\_radiation/pub\\_meet/fukushima\\_risk\\_assessment\\_2013/en/](http://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/fukushima_risk_assessment_2013/en/), acceso el 20 de octubre de 2017).



## A.1

### Dosis a los niños debidas al consumo de agua

Cuando se supera un nivel orientativo es importante que exista una investigación posterior. Esta podría incluir una investigación específica del lugar para la población afectada y pudiendo tomar en consideración también sus hábitos de consumo de agua. En caso de que, durante un periodo prolongado, se exceda el nivel orientativo podría ser apropiado hacer una evaluación de las dosis a los niños y bebés que beben leche reconstituida con agua de consumo. Esto se debe a que los niños son más sensibles a la exposición a algunos radionucleidos, aunque por norma general consumen menos cantidad de agua que los adultos.

Se puede realizar el cálculo de dosis a los niños utilizando valores específicos para cada edad, tanto para el consumo de agua de consumo como para los coeficientes de dosis por ingestión. La ecuación es:

$$D = A \times C \times I$$

Dónde:

D = Dosis anual (mSv a<sup>-1</sup>)

A = Concentración de actividad del radionucleido en el agua de consumo (Bq L<sup>-1</sup>)

C = Tasa de consumo de agua para el grupo de edad pertinente (L a<sup>-1</sup>); ver [Tabla A.1](#)

I = Coeficiente de dosis por ingestión para el grupo de edad pertinente (mSv Bq<sup>-1</sup>); ver [Tabla A.2](#)

## A.2

### Tasas de consumo de agua

Las tasas de consumo de agua pueden variar considerablemente entre países y grupos de edad, dependiendo de los hábitos de la población y del clima (Howard & Bartram, 2003). La ingesta de agua de consumo puede variar de forma significativa en distintas partes del mundo, estacionalmente y en particular en aquellos lugares en climas cálidos donde los consumidores están involucrados en tareas manuales. Por tanto, cuando existan datos locales del consumo de agua, es importante que se utilicen para calcular las dosis. En aquellos casos en los que no haya disponibles datos locales o nacionales, también es probable que la información de países vecinos, dentro de una región, sean más apropiados que los datos medios a nivel mundial. Es también importante investigar si el agua del grifo se utiliza para hacer biberones de leche para los bebés.

Si no hay disponibles datos específicos de un país o una región, se pueden evaluar las dosis a los niños debidas al consumo de agua utilizando los valores por defecto que se dan en la [Tabla A.1](#).

**Tabla A.1. Tasas de consumo por defecto de agua de consumo para niños**

Edad	Litros día <sup>-1</sup>	Comentarios	Referencia
Recién nacidos (< 6 meses)	0,75	Bebés alimentados con biberón en los que el alimento se ha elaborado con agua del grifo. Basado en un peso corporal de 5 kg.	OMS (2017)
Niños pequeños	1,0	Basado en un peso corporal de 10 kg, es decir, edad del niño de alrededor de 1 año	OMS (2017)
Todos los niños	1,0-2,0	Tasas de consumo variables en este rango y dependiendo de los hábitos, peso corporal y clima	IPCS (1994); Howard & Bartram (2003)

En *Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management* (OMS, 2016) se proporciona un resumen con datos de consumo promedio específicos de cada país basados en una serie de estudios. Se identifican un número de aspectos importantes que pueden influir en el análisis e interpretación de los datos de consumo, que deberían tener en cuenta el momento en el que se llevaron a cabo esas encuestas (OMS, 2016; Mons et al., 2007).

### A.3

## Coeficientes de dosis por ingestión para niños

La Comisión Internacional para la Protección Radiológica (CIPR, 2012) proporciona coeficientes de dosis por ingestión para todos los grupos de edad, incluyendo niños y recién nacidos. En la Tabla A.2 se dan valores para los radionucleidos más comunes, tanto naturales como artificiales, que incluyeron en el Capítulo 9 (Tabla 9.2) de la GDWQ (OMS, 2017). En CIPR (2012) se dan valores para otros radionucleidos. Se debe hacer notar que los valores que se proporcionan para recién nacidos son para bebés con una dieta exclusiva de leche, generalmente de una edad inferior a los 6 meses. Si los recién nacidos consumen otros alimentos, será más adecuado utilizar los valores para niños de 1 año.

Como se puede comprobar en la Tabla A.2, la diferencia existente entre los valores para niños de 1 año y de 10 años no supera un factor dos (excepto para el yodo-131). Por ello se podrían considerar a todos los niños (excepto a los recién nacidos, que se alimentan con biberón) como un solo grupo de edad, con el rango de dosis considerado utilizando la tasa de consumo de agua de la Tabla A.1. Podría ser apropiado llevar a cabo una evaluación de dosis más detallada, en función de la edad, si el agua de consumo contuviera yodo-131.

**Tabla A.2. Coeficientes de dosis por ingestión en función de la edad**

Radionucleido	Coeficientes de dosis (mSv Bq <sup>-1</sup> ) <sup>a,b</sup>			
	Adultos	Recién nacidos (< 6 meses) <sup>c</sup>	Niños (1 año)	Niños (10 años)
Tritio	1,8 x 10 <sup>-8</sup>	6,4 x 10 <sup>-8</sup>	4,8 x 10 <sup>-8</sup>	2,3 x 10 <sup>-8</sup>
Carbono-14	5,8 x 10 <sup>-7</sup>	1,4 x 10 <sup>-6</sup>	1,6 x 10 <sup>-6</sup>	8,0 x 10 <sup>-7</sup>
Estroncio-90	2,8 x 10 <sup>-5</sup>	1,3 x 10 <sup>-4</sup>	7,3 x 10 <sup>-4</sup>	6,0 x 10 <sup>-4</sup>
Iodo-131	2,2 x 10 <sup>-5</sup>	4,8 x 10 <sup>-4</sup>	1,8 x 10 <sup>-4</sup>	5,2 x 10 <sup>-5</sup>
Cesio-134	1,9 x 10 <sup>-5</sup>	2,6 x 10 <sup>-5</sup>	1,6 x 10 <sup>-5</sup>	1,4 x 10 <sup>-5</sup>
Cesio-137	1,3 x 10 <sup>-5</sup>	1,1 x 10 <sup>-5</sup>	1,2 x 10 <sup>-5</sup>	1,0 x 10 <sup>-5</sup>
Plomo-210	6,9 x 10 <sup>-4</sup>	2,4 x 10 <sup>-3</sup>	3,6 x 10 <sup>-3</sup>	1,9 x 10 <sup>-3</sup>
Polonio-210	1,2 x 10 <sup>-3</sup>	5,6 x 10 <sup>-2</sup>	8,8 x 10 <sup>-3</sup>	2,6 x 10 <sup>-3</sup>
Radio-226	2,8 x 10 <sup>-4</sup>	5,7 x 10 <sup>-3</sup>	9,6 x 10 <sup>-4</sup>	8,0 x 10 <sup>-4</sup>
Radio-228	6,9 x 10 <sup>-4</sup>	3,0 x 10 <sup>-2</sup>	5,7 x 10 <sup>-3</sup>	3,9 x 10 <sup>-3</sup>
Uranio-234	4,9 x 10 <sup>-5</sup>	1,7 x 10 <sup>-4</sup>	1,3 x 10 <sup>-4</sup>	7,4 x 10 <sup>-5</sup>
Uranio-238	4,5 x 10 <sup>-5</sup>	1,4 x 10 <sup>-4</sup>	1,2 x 10 <sup>-4</sup>	6,8 x 10 <sup>-5</sup>
Torio-228	7,2 x 10 <sup>-5</sup>	3,7 x 10 <sup>-3</sup>	3,7 x 10 <sup>-4</sup>	1,4 x 10 <sup>-4</sup>
Torio-230	2,1 x 10 <sup>-4</sup>	4,1 x 10 <sup>-3</sup>	4,1 x 10 <sup>-4</sup>	2,4 x 10 <sup>-4</sup>
Torio-232	2,3 x 10 <sup>-4</sup>	1,6 x 10 <sup>-3</sup>	4,5 x 10 <sup>-4</sup>	2,9 x 10 <sup>-4</sup>
Plutonio-239/240	2,5 x 10 <sup>-4</sup>	5,2 x 10 <sup>-3</sup>	4,2 x 10 <sup>-4</sup>	2,7 x 10 <sup>-4</sup>
Americio-241	2,0 x 10 <sup>-4</sup>	4,7 x 10 <sup>-3</sup>	3,7 x 10 <sup>-4</sup>	2,2 x 10 <sup>-4</sup>

<sup>a</sup>Tomado de OMS (2017)

<sup>b</sup>Tomado de CIPR (2012)

<sup>c</sup>Valores a utilizar para recién nacidos alimentados con biberón cuando se usa el agua del grifo para elaborar leche de biberón.

#### A.4.

### Niveles orientativos para situaciones específicas

Generalmente es adecuado utilizar los niveles orientativos de la GDWQ. Es probable que los niveles orientativos sean conservadores ya que asumen que el agua se consume con esta concentración de actividad durante todo el año a una tasa de 2 litros por día. Si fuera necesario, se pueden calcular los niveles orientativos para un país en situaciones específicas, por ejemplo, tasas de consumo de agua que sean específicas del país o localización o para grupos de población que sean potencialmente más vulnerables, como pudieran ser los niños. Para estas situaciones, se necesitan tasas de consumo anuales de agua y coeficientes de dosis para ingestión adecuados.

Los niveles orientativos de la GDWQ se calculan de la siguiente manera, tal y como se describe en la Sección 9.4 de la GDWQ:

$$GL_i = \frac{CDI}{h_{ing} \times q}$$

Donde:

$GL$  = nivel orientativo en el agua de consumo para el radionucleido  $i$  (Bq L<sup>-1</sup>)

$CDI$  = Criterio de Dosis Individual (0,1 mSv a<sup>-1</sup>)

$q$  = consumo anual de agua de consumo, supuesta de 730 L a<sup>-1</sup> (2 l d<sup>-1</sup>)

$h_{ing}$  = coeficiente de dosis para adultos para ingestión (mSv Bq<sup>-1</sup>)

La ecuación anterior se puede utilizar, utilizando las tasas de consumo locales o regionales o tasas de consumo específicas para una edad (parámetro  $q$ ). En la Tabla A.1 se dan tasas por defecto para el consumo de agua para niños, y en la Tabla A.2 se dan coeficientes de dosis por ingestión para diferentes edades para los radionucleidos más comunes, naturales y artificiales, que aparecen en la lista del Capítulo 9 (Tabla 9.2) de la GDWQ.

### Referencias

Additional Report of the Japanese Government to the IAEA. The accident at TEPCO's Fukushima nuclear power stations, second report., September 2011 ([http://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/iaea/iaea\\_110911.html](http://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/iaea/iaea_110911.html), acceso el 30 de marzo de 2012).

Bannai T. Regarding the evaluation of the conditions on reactor cores of Units 1, 2 and 3 related to the accident at Fukushima Dai-ichi nuclear power station. Tokyo Electric Power Co. Inc. Tokyo, Nuclear and Industrial Safety Agency, 2011. annexes.

Chino M et al. Preliminary estimation of release amounts of <sup>131</sup>I and <sup>137</sup>Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi nuclear power plant into the atmosphere. Journal of Nuclear Science and Technology, 2011, 48(7):1129–1134.

Stohl A et al. Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11:28319–28394 (<http://www.atmos-chem-phys.net/12/2313/2012/acp-12-2313-2012.pdf>, acceso el 13 de mayo de 2012).



