

9

Aspectos radiológicos

El objetivo de este capítulo es establecer los criterios para evaluar la seguridad del agua de consumo en lo concerniente a su contenido de radionúclidos. En las Guías no se hace distinción entre los radionúclidos de origen natural y los artificiales o producidos por el hombre.

Los niveles de referencia de radioactividad del agua de consumo recomendados en la primera edición de las Guías se basaron en los riesgos de exposición a fuentes de radiación y en sus consecuencias para la salud. En la segunda edición de las Guías se incluyeron las recomendaciones formuladas por la Comisión Internacional de Protección Radiológica en 1990 (CIPR, 1991). La tercera edición añade información reciente, incluidas las publicaciones de la CIPR sobre exposiciones prolongadas y sobre coeficientes de dosis.

La radiación ionizante que emiten algunas sustancias químicas radioactivas presentes en el agua de consumo puede ocasionar peligros radiológicos. Estos peligros derivados del agua de consumo no suelen tener consecuencias significativas para la salud pública, y la exposición a la radiación por el agua de consumo debe evaluarse conjuntamente con la exposición por otras fuentes.

El método propuesto en las Guías para controlar los peligros radiológicos comprende dos etapas:

- análisis inicial de la radioactividad alfa total y beta total para determinar si la concentración de radioactividad (en Bq/l) es menor que el nivel establecido por debajo del cual no es preciso tomar medidas adicionales; y
- si se superan estos umbrales, se analizan las concentraciones de radionúclidos individuales y se cotejan con los niveles de referencia específicos.

El riesgo asociado a la presencia de radón en aguas de consumo procedentes de aguas subterráneas suele ser bajo comparado con el correspondiente al total de radón inhalado, pero es un riesgo diferenciado de éste, puesto que la exposición se produce tanto por el consumo del gas disuelto como por la inhalación del radón liberado y de sus radionúclidos derivados. La exposición mayor es por inhalación ambiental general y por inhalación de radón de fuentes terrestres, que generan gas que se infiltra en las viviendas, especialmente en los sótanos. El radón procedente de aguas subterráneas constituirá, por lo general, una proporción muy pequeña del total, pero puede ser indicativo de la existencia de depósitos en la zona que emiten radiactividad en los sótanos.

Los umbrales y niveles de referencia son aplicables a sistemas de abastecimiento de agua de consumo, nuevos o ya existentes, en condiciones operativas rutinarias («normales»), no a sistemas de abastecimiento de agua contaminados en situaciones de emergencia en las que se hayan liberado radionúclidos al medio ambiente. Otras fuentes (OIEA, 1996, 1997, 1999, 2002) establecen niveles de actuación genéricos y niveles de referencia aplicables en situaciones de emergencia.

Las presentes Guías se basan en:

- Una dosis de referencia (DR) recomendada de la dosis efectiva comprometida igual a 0,1 mSv por el agua consumida durante un año (de la posible contaminación radioactiva total del consumo anual de agua). Esta dosis es el 10% del nivel de exención de intervención recomendado por la CIPR para los productos básicos principales (por ejemplo, alimentos y agua de consumo) en situaciones de exposición prolongada, cuya principal relevancia es a efectos del consumo prolongado de agua por la población (CIPR, 2000). La DR de 0,1 mSv también equivale al 10% del límite de dosis al que debe exponerse la población según recomiendan tanto la CIPR (1991) como las Normas básicas internacionales de seguridad (OIEA, 1996). La Comisión Europea, la FAO, la OMS y la mayoría de los Estados Miembros de la OMS aceptan estas normas.
- Los coeficientes de dosis para adultos, según la CIPR.

El riesgo adicional para la salud derivado de la exposición a una dosis anual de 0,1 mSv por la ingesta de radionúclidos presentes en el agua de consumo se considera bajo, por las siguientes razones:

- El coeficiente de probabilidad nominal correspondiente a los efectos estocásticos sobre la salud inducidos por la radiación, que incluyen cáncer mortal, cáncer no mortal, y efectos hereditarios graves para toda la población, es de $7,3 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ (CIPR, 1991). Si este coeficiente se multiplica por una DR de 0,1 mSv de exposición anual por el agua de consumo se obtiene un

valor máximo estimado del riesgo vitalicio de efectos estocásticos sobre la salud de aproximadamente 10^{-4} , que puede considerarse pequeño en comparación con muchos otros riesgos para la salud. Esta estimación del riesgo de referencia de los radionúclidos es bastante fiable, gracias a las extensas bases de datos científicos en las que se han incluido datos de exposición de poblaciones humanas. Al igual que en las extrapolaciones del riesgo para sustancias cancerígenas, el riesgo mínimo es cero.

- La exposición a la radiación de fondo varía mucho de unos lugares del planeta a otros, pero el promedio es de unos 2,4 mSv al año, habiéndose detectado niveles locales máximos hasta 10 veces mayores sin que se hayan detectado en estudios demográficos incrementos de los riesgos para la salud, de modo que la dosis de 0,1 mSv supone un incremento mínimo con respecto a los niveles de fondo.

9.1 Fuentes y efectos sobre la salud de la exposición a la radiación

La radiación ambiental procede de diversas fuentes, de origen natural y producidas por el hombre. En todas partes del medio ambiente hay presencia de materiales radioactivos de origen natural (como uranio, torio y potasio-40). La mayor proporción, con diferencia, de la exposición de las personas a la radiación procede de fuentes naturales, tanto de fuentes externas, como la radiación cósmica y terrestre, como de la inhalación o ingestión de materiales radioactivos (figura 9.1). El Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas (UNSCEAR, 2000) ha calculado que el promedio mundial de exposición anual de las personas a fuentes naturales de radiación es de 2,4 mSv/año (cuadro 9.1). Algunas fuentes (como el uranio) pueden concentrarse en actividades mineras de extracción y en otras actividades industriales.

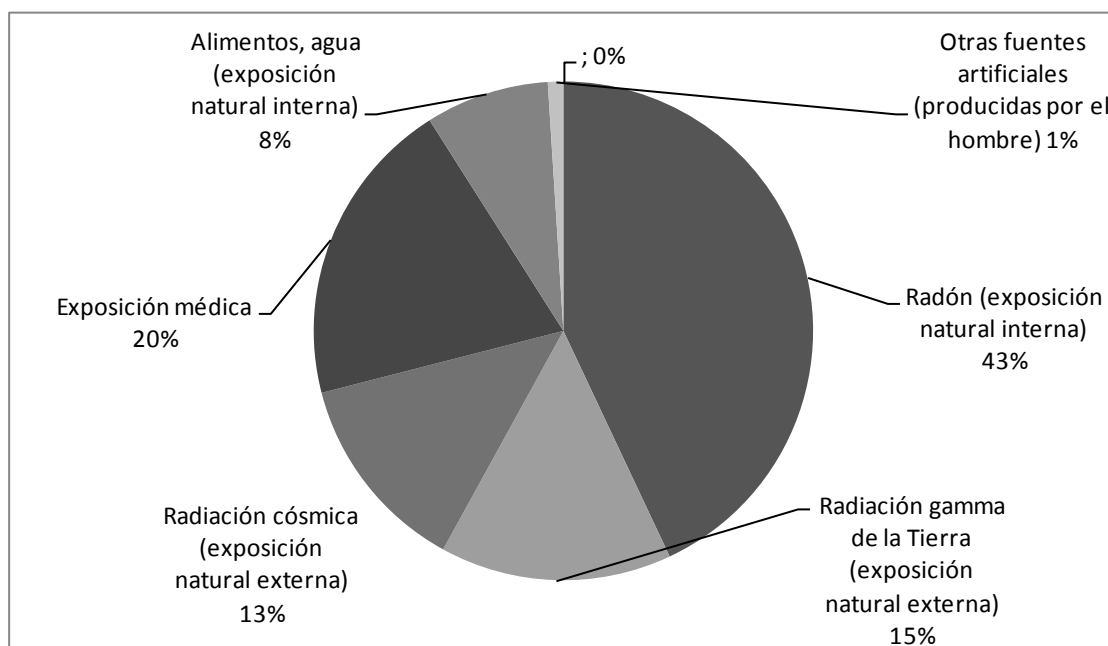


Figura 9.1 Fuentes de exposición a la radiación de la población mundial y distribución promedio

Cuadro 9.1 Valores promedio de dosis de radiación de fuentes naturales

Fuente	Promedio mundial anual de la dosis efectiva (mSv)	Intervalo típico (mSv)
Exposición externa		
Rayos cósmicos	0,4	0,3–1,0
Rayos gamma terrestres ^a	0,5	0,3–0,6
Exposición interna		
Inhalación (radón principalmente)	1,2	0,2–10 ^b
Ingestión (alimentos y agua de consumo)	0,3	0,2–0,8
Total	2,4	1–10

^a La exposición terrestre se debe a la presencia de radionúclidos en el suelo y en materiales de construcción.

^b La dosis por inhalación de radón puede superar los 10 mSv/año en algunas zonas residenciales.

Fuente: UNSCEAR (2000).

La exposición de las personas a la radiación varía mucho de unos lugares a otros, en función de varios factores, como la altitud sobre el nivel del mar, el tipo y la cantidad de radionúclidos presentes en el suelo (exposición terrestre), la composición de radionúclidos del aire, los alimentos y el agua de consumo, y las cantidades incorporadas al organismo por inhalación e ingestión. En algunas partes del mundo, como en zonas del estado de Kerala, en la India, y en la meseta de Poços de Caldas, en Brasil, hay niveles de radiación de fondo relativamente altos. La exposición de la población general en esas zonas puede ser hasta 10 veces mayor que el nivel de fondo promedio de 2,4 mSv indicado en el cuadro 9.1, pero no se han detectado efectos perjudiciales sobre la salud asociados a esta elevada exposición a la radiación (UNSCEAR, 2000).

Varios compuestos radioactivos, procedentes de actividades humanas y de fuentes producidas por el hombre (por ejemplo, por el uso médico o industrial de materiales radioactivos), pueden ser liberados al medio ambiente y, por tanto, contaminar el agua de consumo. En el año 2000, la dosis efectiva mundial por persona derivada de pruebas médicas de diagnóstico fue de 0,4 mSv/año (el intervalo típico es 0,04 a 1,0 mSv/año, dependiendo del nivel de asistencia médica). La contribución al promedio mundial derivada de la producción de energía nuclear y de la realización de pruebas nucleares es muy pequeña: se calcula que la dosis efectiva mundial por persona y año derivada de la realización de pruebas nucleares en 2000 fue de 0,005 mSv; la derivada del accidente de Chernóbil de 0,002 mSv; y la derivada de la producción de energía nuclear de 0,0002 mSv (UNSCEAR, 2000).

9.1.1 Exposición a la radiación por el agua de consumo

El agua de consumo puede contener componentes radioactivos procedentes de:

- sustancias radioactivas de origen natural (por ejemplo, radionúclidos de las series de desintegración del torio y del uranio presentes en fuentes de agua de consumo), en particular el radio-226/228 y algunas otras;
- procesos tecnológicos que manejan materiales radioactivos de origen natural (por ejemplo, la extracción minera y el procesado de arenas minerales o la producción de fertilizantes fosfatados);
- radionúclidos generados como desecho en instalaciones de reciclado de combustible nuclear agotado;
- radionúclidos manufacturados (producidos y utilizados sin cierre hermético), que pueden contaminar el agua de consumo como consecuencia de vertidos periódicos y, en particular, los derivados del uso o desecho incorrectos de materiales radioactivos en actividades médicas o industriales; ese tipo de incidentes son distintos a las situaciones de emergencia, que no abordan las presentes Guías;
- liberaciones de radionúclidos al medio ambiente en el pasado, incluidas las que afectaron a fuentes de agua.

La contribución del agua de consumo a la exposición total suele ser muy pequeña y se debe principalmente a la presencia de radionúclidos de origen natural de las series de desintegración del uranio y del torio. No obstante, pueden contaminar el agua de consumo radionúclidos procedentes del ciclo del combustible nuclear y de los usos de materiales radioactivos en actividades médicas y de otro tipo. Las contribuciones de esas fuentes suelen estar limitadas por el control por parte de las autoridades de reglamentación de la fuente o la actividad, y este mecanismo reglamentario es, generalmente, el que debe aplicar medidas correctoras cuando exista peligro de contaminación del agua de consumo por dichas fuentes.

9.1.2 Efectos sobre la salud de la exposición a radiación por el agua de consumo

Se ha comprobado, en estudios realizados tanto con seres humanos como con animales, que la exposición a dosis bajas y moderadas de radiación puede aumentar la incidencia de cáncer a largo plazo. En concreto, hay estudios con animales que sugieren que la exposición a la radiación puede aumentar la tasa de malformaciones genéticas.

No se prevén efectos radiológicos perjudiciales para la salud debidos al consumo de agua si ésta contiene concentraciones de radionúclidos menores que los niveles de referencia (equivalentes a una dosis efectiva comprometida menor que 0,1 mSv/año).

Tras la exposición de todo el cuerpo o de gran parte del cuerpo a dosis muy elevadas de radiación se producen efectos agudos sobre la salud que se manifiestan en disminuciones del recuento de

células sanguíneas y que, en los casos muy graves, ocasionan la muerte (OIEA, 1998). Puesto que las concentraciones típicas de radionúclidos en el agua de consumo son pequeñas, no hay peligro de efectos agudos sobre la salud debidos a la radiación.

9.2 Unidades de radioactividad y dosis de radiación

La unidad de radioactividad del Sistema Internacional es el becquerel o bequerelio (Bq), equivalente a una desintegración por segundo. Los niveles de referencia correspondientes al agua de consumo se expresan en términos de la radioactividad del radionúclido por litro, y esta magnitud se conoce como concentración de radioactividad (Bq/l). La dosis de radiación derivada de la ingestión de un radionúclido depende de varios factores químicos y biológicos, como la proporción de la cantidad de radionúclido ingerida que absorben los intestinos, los órganos o tejidos a los que es transportado el radionúclido, y el tiempo que permanece en el órgano o tejido hasta su eliminación. También deben tenerse en cuenta el tipo de radiación emitida durante la desintegración y la sensibilidad a la radiación de los órganos y tejidos expuestos.

La dosis absorbida es la cantidad de energía depositada por la radiación en la materia expuesta. La unidad de dosis absorbida del Sistema Internacional es el gray (Gy), equivalente a un julio por kilogramo (J/kg).

La dosis equivalente es el producto de la dosis absorbida y un factor relacionado con el tipo concreto de radiación (que es función de su capacidad ionizante y su densidad).

La dosis efectiva de radiación que recibe una persona es, en términos sencillos, la suma de las dosis equivalentes que reciben todos los tejidos u órganos, tras aplicar los correspondientes «factores de ponderación de los tejidos». Estos factores reflejan las distintas sensibilidades a la radiación de los diferentes órganos y tejidos del organismo humano. La unidad en el Sistema Internacional de dosis equivalente y dosis efectiva es el sievert (Sv), que equivale a un julio por kilogramo (J/kg).

Para tener en cuenta la persistencia de los radionúclidos en el organismo tras su ingestión, se utiliza la dosis efectiva comprometida, que es la dosis efectiva total que se recibe durante toda una vida (70 años) tras la ingestión de un radionúclido (exposición interna).

El término «dosis» puede emplearse de forma general para referirse, en diferentes situaciones, a la dosis absorbida (Gy) o bien a la dosis efectiva (Sv). Para fines de monitoreo, las dosis se determinan a partir de la concentración de radioactividad del radionúclido en un material determinado. En el caso del agua, la concentración de radioactividad se expresa en bequerelios por litro (Bq/l). Este valor puede transformarse en una dosis efectiva anual (mSv/año) multiplicando por un coeficiente de dosis (mSv/Bq) y por el consumo medio anual de agua (l/año).

La dosis efectiva generada por la ingestión de una forma química concreta de un radioisótopo, se puede calcular mediante un coeficiente de dosis. La CIPR y el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) han publicado datos por edades de coeficientes de dosis correspondientes a la ingestión de radionúclidos. El cuadro 9.2 muestra los coeficientes de dosis de radionúclidos de origen natural o derivados de actividades humanas que pueden estar presentes en el agua de consumo (OIEA, 1996; CIPR, 1996).

Cuadro 9.2 Coeficientes de dosis correspondientes a la ingestión de radionúclidos por personas adultas

Categoría	Radionúclido	Coefficiente de dosis (mSv/Bq)
Serie de desintegración natural del uranio	Uranio-238	$4,5 \times 10^{-5}$
	Uranio-234	$4,9 \times 10^{-5}$
	Torio-230	$2,1 \times 10^{-4}$
	Radio-226	$2,8 \times 10^{-4}$
	Plomo-210	$6,9 \times 10^{-4}$
	Polonio-210	$1,2 \times 10^{-3}$
Serie de desintegración natural del torio	Torio-232	$2,3 \times 10^{-4}$
	Radio-228	$6,9 \times 10^{-4}$
	Torio-228	$7,2 \times 10^{-5}$
Productos de fisión	Cesio-134	$1,9 \times 10^{-5}$
	Cesio-137	$1,3 \times 10^{-5}$
	Estroncio-90	$2,8 \times 10^{-5}$
	Yodo-131	$2,2 \times 10^{-5}$
Otros radionúclidos	Tritio	$1,8 \times 10^{-8}$
	Carbono-14	$5,8 \times 10^{-7}$
	Plutonio-239	$2,5 \times 10^{-4}$
	Americio-241	$2,0 \times 10^{-4}$

9.3 Niveles de referencia correspondientes a radionúclidos presentes en el agua de consumo

Los niveles de referencia que se muestran en el cuadro 9.3 corresponden a radionúclidos presentes en el agua de consumo procedentes de fuentes naturales o liberados al medio ambiente como consecuencia de actividades realizadas en el presente o en el pasado. Estos valores también son aplicables a radionúclidos liberados en accidentes nucleares producidos con más de un año de anterioridad. Los valores de concentración de radioactividad del cuadro 9.3 corresponden a una DR de 0,1 mSv/año para cada uno de los radionúclidos del cuadro si su concentración en el agua consumida durante el año no supera esos valores. La estimación del riesgo correspondiente se indicó al comienzo de este capítulo. No obstante, para el primer año inmediatamente posterior a un accidente, se aplican los niveles de actuación genéricos para productos alimenticios que se describen en las Normas básicas internacionales de seguridad (OIEA, 1996) y en otras publicaciones pertinentes de la OMS y el OIEA (OMS, 1988; OIEA, 1997, 1999).

Los niveles de referencia correspondientes a radionúclidos en el agua de consumo se calcularon aplicando la ecuación siguiente:

$$NR = CDI / (h_{ing} \cdot q)$$

donde:

NR = nivel de referencia del radionúclido en el agua de consumo (en Bq/l)

CDI = criterio de dosis individual, igual a 0,1 mSv/año en este cálculo

h_{ing} = coeficiente de dosis correspondiente a la ingesta por personas adultas (mSv/Bq)

q = volumen anual ingerido de agua de consumo, estimado en 730 l/año.

Cuadro 9.3 Niveles de referencia correspondientes a radionúclidos presentes en el agua de consumo

Radionúclido	Nivel de referencia (Bq/l) ^a	Radionúclido	Nivel de referencia (Bq/l) ^a	Radionúclido	Nivel de referencia (Bq/l) ^a
³ H	10000	⁹³ Mo	100	¹⁴⁰ La	100
⁷ Be	10000	⁹⁹ Mo	100	¹³⁹ Ce	1000
¹⁴ C	100	⁹⁶ Tc	100	¹⁴¹ Ce	100
²² Na	100	⁹⁷ Tc	1000	¹⁴³ Ce	100
³² P	100	^{97m} Tc	100	¹⁴⁴ Ce	10
³³ P	1000	⁹⁹ Tc	100	¹⁴³ Pr	100
³⁵ S	100	⁹⁷ Ru	1000	¹⁴⁷ Nd	100
³⁶ Cl	100	¹⁰³ Ru	100	¹⁴⁷ Pm	1000
⁴⁵ Ca	100	¹⁰⁶ Ru	10	¹⁴⁹ Pm	100
⁴⁷ Ca	100	¹⁰⁵ Rh	1000	¹⁵¹ Sm	1000
⁴⁶ Sc	100	¹⁰³ Pd	1000	¹⁵³ Sm	100
⁴⁷ Sc	100	¹⁰⁵ Ag	100	¹⁵² Eu	100
⁴⁸ Sc	100	^{110m} Ag	100	¹⁵⁴ Eu	100
⁴⁸ V	100	¹¹¹ Ag	100	¹⁵⁵ Eu	1000
⁵¹ Cr	10000	¹⁰⁹ Cd	100	¹⁵³ Gd	1000
⁵² Mn	100	¹¹⁵ Cd	100	¹⁶⁰ Tb	100
⁵³ Mn	10000	^{115m} Cd	100	¹⁶⁹ Er	1000
⁵⁴ Mn	100	¹¹¹ In	1000	¹⁷¹ Tm	1000
⁵⁵ Fe	1000	^{114m} In	100	¹⁷⁵ Yb	1000
⁵⁹ Fe	100	¹¹³ Sn	100	¹⁸² Ta	100
⁵⁶ Co	100	¹²⁵ Sn	100	¹⁸¹ W	1000
⁵⁷ Co	1000	¹²² Sb	100	¹⁸⁵ W	1000
⁵⁸ Co	100	¹²⁴ Sb	100	¹⁸⁶ Re	100
⁶⁰ Co	100	¹²⁵ Sb	100	¹⁸⁵ Os	100
⁵⁹ Ni	1000	^{123m} Te	100	¹⁹¹ Os	100
⁶³ Ni	1000	¹²⁷ Te	1000	¹⁹³ Os	100
⁶⁵ Zn	100	^{127m} Te	100	¹⁹⁰ Ir	100
⁷¹ Ge	10000	¹²⁹ Te	1000	¹⁹² Ir	100
⁷³ As	1000	^{129m} Te	100	¹⁹¹ Pt	1000
⁷⁴ As	100	¹³¹ Te	1000	^{193m} Pt	1000
⁷⁶ As	100	^{131m} Te	100	¹⁹⁸ Au	100

⁷⁷ As	1000	¹³² Te	100	¹⁹⁹ Au	1000
⁷⁵ Se	100	¹²⁵ I	10	¹⁹⁷ Hg	1000
⁸² Br	100	¹²⁶ I	10	²⁰³ Hg	100
⁸⁶ Rb	100	¹²⁹ I	1000	²⁰⁰ Tl	1000
⁸³ Sr	100	¹³¹ I	10	²⁰¹ Tl	1000
⁸⁹ Sr	100	¹²⁹ Cs	1000	²⁰² Tl	1000
⁹⁰ Sr	10	¹³¹ Cs	1000	²⁰⁴ Tl	100
⁹⁰ Y	100	¹³² Cs	100	²⁰³ Pb	1000
⁹¹ Y	100	¹³⁴ Cs	10	²⁰⁶ Bi	100
⁹³ Zr	100	¹³⁵ Cs	100	²⁰⁷ Bi	100
⁹⁵ Zr	100	¹³⁶ Cs	100	²¹⁰ Bi ^b	100
^{93m} Nb	1000	¹³⁷ Cs	10	²¹⁰ Pb ^b	0,1
⁹⁴ Nb	100	¹³¹ Ba	1000	²¹⁰ Po ^b	0,1
⁹⁵ Nb	100	¹⁴⁰ Ba	100	²²³ Ra ^b	1
²²⁴ Ra ^b	1	²³⁵ U ^b	1	²⁴² Cm	10
²²⁵ Ra	1	²³⁶ U ^b	1	²⁴³ Cm	1
²²⁶ Ra ^b	1	²³⁷ U	100	²⁴⁴ Cm	1
²²⁸ Ra ^b	0,1	²³⁸ U ^{b,c}	10	²⁴⁵ Cm	1
²²⁷ Th ^b	10	²³⁷ Np	1	²⁴⁶ Cm	1
²²⁸ Th ^b	1	²³⁹ Np	100	²⁴⁷ Cm	1
²²⁹ Th	0,1	²³⁶ Pu	1	²⁴⁸ Cm	0,1
²³⁰ Th ^b	1	²³⁷ Pu	1000	²⁴⁹ Bk	100
²³¹ Th ^b	1000	²³⁸ Pu	1	²⁴⁶ Cf	100
²³² Th ^b	1	²³⁹ Pu	1	²⁴⁸ Cf	10
²³⁴ Th ^b	100	²⁴⁰ Pu	1	²⁴⁹ Cf	1
²³⁰ Pa	100	²⁴¹ Pu	10	²⁵⁰ Cf	1
²³¹ Pa ^b	0,1	²⁴² Pu	1	²⁵¹ Cf	1
²³³ Pa	100	²⁴⁴ Pu	1	²⁵² Cf	1
²³⁰ U	1	²⁴¹ Am	1	²⁵³ Cf	100
²³¹ U	1000	²⁴² Am	1000	²⁵⁴ Cf	1
²³² U	1	^{242m} Am	1	²⁵³ Es	10
²³³ U	1	²⁴³ Am	1	²⁵⁴ Es	10
²³⁴ U ^b	10			^{254m} Es	100

^a Los niveles de referencia se han redondeado aplicando un criterio basado en la escala logarítmica (a 10ⁿ si el valor calculado es menor que 3 × 10ⁿ y mayor que 3 × 10ⁿ⁻¹).

^b Radionúclidos naturales.

^c El valor de referencia provisional para el uranio en el agua de consumo es de 15 µg/l, basado en su nefrotoxicidad (consulte el apartado 8.5).

Los coeficientes de dosis dependientes de la edad son más elevados para los niños (debido a que presentan tasas de asimilación o metabólicas más altas), pero no están por ello expuestos a dosis significativamente mayores, ya que los lactantes y niños consumen un volumen promedio de agua menor. Por tanto, se aplica, independientemente de la edad, la DR recomendada de la dosis efectiva comprometida de 0,1 mSv/año correspondiente al consumo de agua de un año.

9.4 Monitoreo y evaluación de radionúclidos disueltos

9.4.1 Análisis de aguas de consumo

Los análisis necesarios para detectar especies radioactivas específicas y determinar su concentración son caros y complejos, y normalmente no están justificados, porque en la mayoría de las situaciones las concentraciones de radionúclidos son muy bajas. Es más práctico emplear un procedimiento de análisis selectivo en el que se determina primero la radioactividad total existente, en forma de radiación alfa y beta, sin identificar radionúclidos específicos.

Si los resultados del análisis del agua de consumo son menores que unos umbrales establecidos de radioactividad alfa total (0,5 Bq/l) y radioactividad beta total (1 Bq/l), no es preciso realizar análisis adicionales. El umbral correspondiente a la radioactividad beta total se publicó en la segunda edición de las Guías y, en el caso más desfavorable (radio-222), generaría una dosis de radiación cercana a la DR recomendada de 0,1 mSv/año. El umbral correspondiente a la radioactividad alfa total se establece en 0,5 Bq/l (en lugar del valor anterior de 0,1 Bq/l), ya que esta concentración de radioactividad refleja valores más próximos a la DR recomendada para radionúclidos específicos.

9.4.2 Estrategia para evaluar el agua de consumo

Si se supera alguno de los dos umbrales, deberá determinarse qué radionúclidos específicos generan esta radioactividad y medirse sus concentraciones de radioactividad individuales. Con estos

datos, deberán calcularse valores estimados de las dosis efectivas comprometidas correspondientes a cada radionúclido, y determinarse la suma de todas ellas. Si se cumple la siguiente condición, no es preciso tomar medidas adicionales:

$$C_i / NR_i \leq 1$$

donde:

C_i = valor medido de concentración de radioactividad del radionúclido i , y

NR_i = nivel de referencia del radionúclido i (véase el cuadro 9.3) que, con una ingesta de 2 l/día durante 1 año, ocasionaría una dosis efectiva comprometida de 0,1 mSv/año.

Si la suma correspondiente a alguna muestra supera la unidad, únicamente se excederá la DR de 0,1 mSv si se mantiene durante un año entero la exposición a las mismas concentraciones determinadas en el análisis. *Por tanto, este resultado para una muestra no implica, por sí mismo, que el agua no sea apta para el consumo*, sino que debe considerarse como una indicación de que es necesario realizar análisis ulteriores, incluida la toma de muestras adicionales. En primer lugar, habrá que repetir los análisis de radioactividad alfa total y beta total; si los valores de radioactividad totales superan los umbrales prácticos recomendados (1 Bq/l y 0,5 Bq/l, respectivamente), se procederá a continuación al análisis de radionúclidos específicos.

La aplicación de estas recomendaciones se resume en la figura 9.2.

La medición correspondiente a la radioactividad beta total incluye una contribución del potasio-40, un emisor de radiación beta presente de forma natural en una proporción fija con respecto al potasio estable. El potasio es un elemento fundamental para el ser humano y se absorbe principalmente de los alimentos ingeridos. El potasio-40 no se acumula en el organismo, sino que su concentración se mantiene constante, independientemente de la ingesta. Por consiguiente, tras determinarse la cantidad total de potasio, deberá deducirse la contribución del potasio-40 a la radioactividad beta. La radioactividad específica del potasio-40 es de 30,7 Bq/g de potasio. Sin embargo, no toda la radiación del potasio-40 se manifiesta como radioactividad beta. La radioactividad beta del potasio-40 es de 27,6 Bq/g de potasio estable, que es el factor que debe aplicarse para calcular la radioactividad beta generada por el potasio-40.

9.4.3 Medidas correctoras

Si en conjunto se supera la DR de 0,1 mSv/año, deberán estudiarse las medidas que puede aplicar la autoridad competente para reducir la dosis. Antes de contemplar la aplicación de medidas correctoras, debe justificarse cualquier posible estrategia (en el sentido de que su efecto neto sea beneficioso) y, a continuación, se debe optimizar siguiendo las recomendaciones de la CIPR (1989, 1991) para que su efecto neto sea el mejor posible.

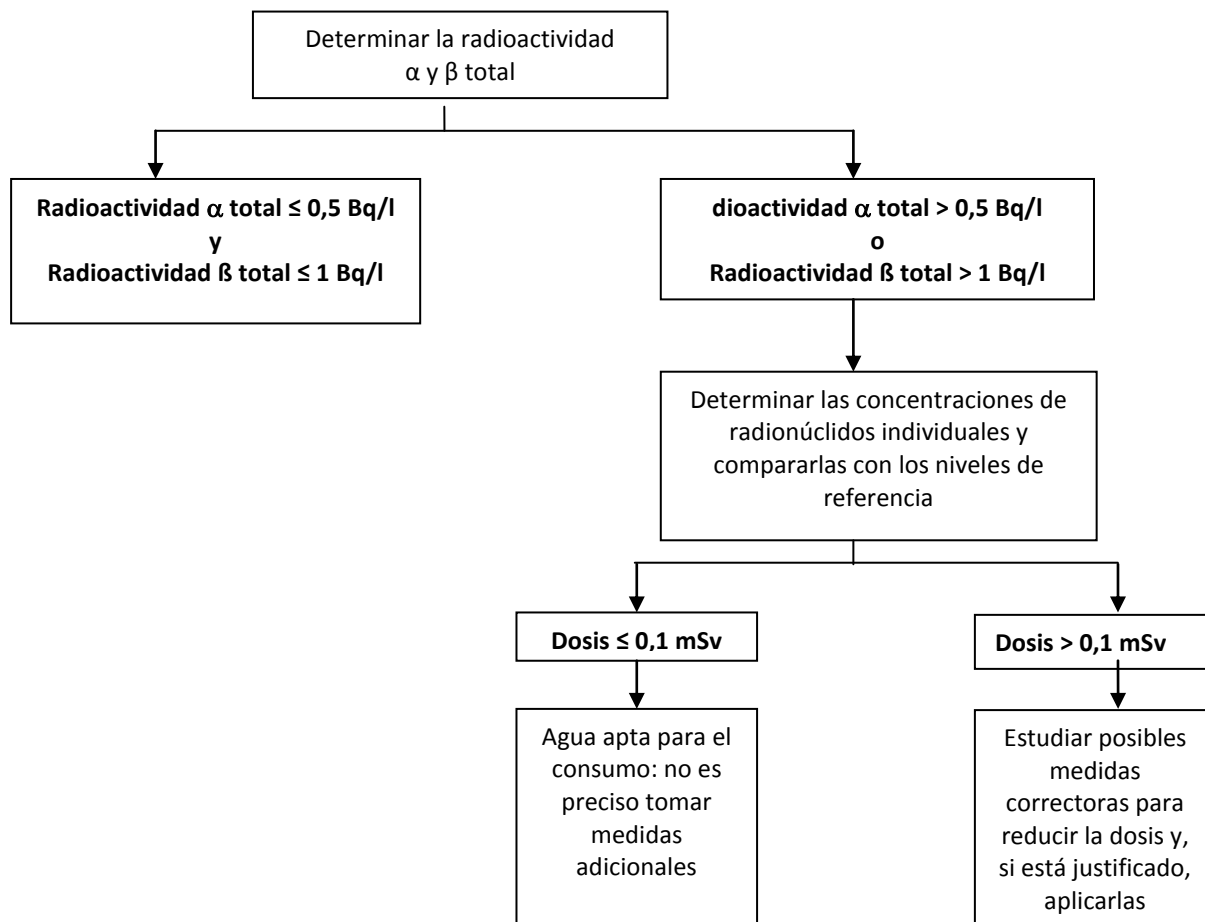


Figura 9.2 Aplicación de los umbrales y niveles de referencia de radionúclidos para determinar la calidad del agua de consumo

9.5 Radón

9.5.1 Presencia de radón en el aire y en el agua

La mayor proporción de exposición a la radiación natural procede del radón, un gas radioactivo (véanse el cuadro 9.1 y la figura 9.1), y se debe a la desintegración del radio presente en las rocas y el suelo como parte de la cadena de radionúclidos del uranio. Por lo general, el término «radón» hace referencia mayoritariamente al radón-222. Hay radón en casi todos los lugares del planeta, pero sobre todo en el aire situado sobre la tierra y en los edificios.

Las rocas subterráneas que contienen uranio natural liberan continuamente radón al agua con la que entran en contacto (aguas subterráneas). El radón presente en las aguas superficiales se libera con facilidad, por lo que las concentraciones de radón de las aguas subterráneas son potencialmente mucho más altas que las de las aguas superficiales. En los sistemas públicos de abastecimiento de agua procedente de aguas superficiales la concentración media de radón suele ser menor que 0,4 Bq/l y alrededor de 20 Bq/l si el agua procede de fuentes subterráneas. No obstante, en algunos pozos se han detectado concentraciones más altas, hasta 400 veces mayores que la media y, en casos excepcionales, se han superado los 10 kBq/l.

Al evaluar la dosis por ingestión de radón, antes de determinar el consumo de esta sustancia es importante tener en cuenta que algunos tratamientos pueden eliminarla del agua. Además, el uso doméstico general de aguas subterráneas que contengan radón y no hayan sido tratadas para su eliminación (normalmente mediante aeración), aumentará la concentración de radón en el aire de los espacios interiores e incrementará la dosis por inhalación en estos espacios. La dosis por inhalación de aire en espacios interiores depende en gran medida de los tipos de uso doméstico del agua y de la construcción de la vivienda (NCRP, 1989), porque la mayor parte del radón presente en el aire de los espacios interiores generalmente no procede del agua sino de los cimientos de la vivienda que están en

contacto con el terreno. La cantidad y forma de ingestión de agua, los demás usos domésticos del agua y la construcción de las viviendas difieren considerablemente de unos lugares del mundo a otros.

El UNSCEAR (2000) alude a un informe de la National Academy of Sciences (NAS, academia nacional de las ciencias) de los EE. UU. (1999) y calcula que las «dosis medias de exposición al radón por el agua de consumo son muy bajas, de 0,025 mSv/año por inhalación y de 0,002 mSv/año por ingestión», comparadas con la dosis por inhalación de radón y de los productos de su desintegración en el aire, de 1,1 mSv/año.

9.5.2 Riesgos

Un informe calcula que el 12% de las muertes por cáncer de pulmón en los EE. UU. están relacionadas con la presencia de radón (el radón-222 y sus efímeros productos de desintegración) en el aire de los espacios interiores (NAS, 1999). Por consiguiente, el radón causa alrededor de 19 000 muertes al año (de 15 000 a 22 000) por cáncer de pulmón, de un total de unas 160 000 muertes por cáncer de pulmón, debidas principalmente al tabaquismo (NRC, 1999).

Según la NAS de los EE. UU. (1999), el riesgo por exposición al radón presente en el agua de consumo es 100 veces menor (183 muertes al año). Se calculó que a las 19 000 muertes por cáncer de pulmón como consecuencia de la presencia de radón en el aire de los espacios interiores, hay que sumar otras 160 debidas a la inhalación de radón procedente del agua utilizada en el hogar. En cambio, se atribuyen alrededor de 700 muertes por cáncer de pulmón al año a la exposición a la concentración natural de radón al aire libre.

La NAS estadounidense (1999) también estimó que el riesgo de cáncer de estómago como consecuencia del consumo de agua que contiene radón disuelto es extremadamente pequeño: genera unas 20 muertes anuales, frente a las 13 000 muertes por cáncer de estómago que se registran anualmente en los EE. UU. por otras causas.

9.5.3 Orientación relativa a la presencia de radón en el agua de consumo

Si la concentración de radón en los sistemas públicos de abastecimiento de agua de consumo excede los 100 Bq/l, deberán aplicarse controles. Todos los sistemas de abastecimiento de agua de consumo nuevos, especialmente los públicos, que utilicen aguas subterráneas deberán analizarse antes de destinarse al consumo general. Si la concentración de radón supera los 100 Bq/l, la fuente de agua deberá tratarse para reducir la concentración hasta niveles mucho menores que 100 Bq/l. Si en las proximidades de la fuente de agua hay cantidades significativas de minerales que generen radón, sería aconsejable, en el caso de los sistemas de abastecimiento más grandes, analizar regularmente, por ejemplo, cada cinco años, las concentraciones de radón en el agua.

9.6 Toma de muestras, análisis y elaboración de informes

9.6.1 Medición de las concentraciones de radioactividad alfa total y beta total

El método más frecuente utilizado para analizar la radioactividad alfa total y beta total (excluido el radón) del agua de consumo consiste en evaporar a sequedad un volumen determinado de la muestra y medir la radioactividad del residuo. Dado que una lámina fina de material sólido absorbe fácilmente la radiación alfa, la fiabilidad y sensibilidad del método de determinación de la radioactividad alfa puede ser menor en muestras con un contenido alto de sólidos disueltos totales (SDT).

Siempre que sea posible, deberán emplearse métodos normalizados para determinar las concentraciones de radioactividad alfa total y beta total. En el cuadro 9.4 se enumeran tres procedimientos para este tipo de análisis.

Cuadro 9.4 Métodos de análisis de la radioactividad alfa total y beta total en el agua de consumo

Método y referencias	Técnica	Límite de detección	de	Aplicación
Organización Internacional de Normalización: ISO 9695 (beta total) ISO 9696 (alfa total) (ISO 1991a, 1991b)	Evaporación	0,02–0,1 Bq/l		Aguas subterráneas con SDT mayor que 0,1 g/l
American Public Health Association (APHA, 1998)	Coprecipitación	0,02 Bq/l		Aguas superficiales y subterráneas (no se ve afectado por el contenido de SDT)

La medición de la radioactividad alfa total mediante el método de evaporación incluye la contribución del potasio-40. Por lo tanto, si se detectan niveles de radioactividad beta total mayores que el umbral, será necesario analizar también la concentración total de potasio.

La técnica de coprecipitación (APHA, 1998) excluye la contribución del potasio-40, de modo que no es necesario determinar la concentración total de potasio. Este método no se puede emplear para evaluar muestras de agua que contengan ciertos productos de fisión, como el cesio-137. Sin embargo, en circunstancias normales, las concentraciones de productos de fisión en el agua de consumo son extremadamente bajas.

9.6.3 Medición del radón

Es difícil calcular las concentraciones de radioactividad del radón-222 en el agua de consumo, debido a la facilidad con la que el radón se libera del agua al manipularla: el radón disuelto en el agua se libera al removerla o verterla de un recipiente a otro. La técnica empleada habitualmente para detectar radón en el agua de consumo, el método Pylon (Pylon, 1989, 2003), utiliza un equipo de desgasificación del agua y cámaras de centelleo Lucas. Si se deja reposar el agua, disminuirá su radioactividad debida al radón y al hervirla se eliminará el radón completamente.

9.6.4 Toma de muestras

Antes de diseñar y construir nuevas fuentes de aguas subterráneas que vayan a destinarse a sistemas públicos de abastecimiento de agua, deberán tomarse muestras, al menos una vez, y analizarlas para determinar si son aptas para el consumo; deberá caracterizarse la calidad radiológica del agua, y determinarse si hay variaciones estacionales de las concentraciones de radionúclidos. Se deberán analizar tanto el radón como sus radionúclidos derivados.

Una vez que los resultados de los análisis indican valores en el intervalo normal del sistema de abastecimiento, puede reducirse la frecuencia de toma de muestras y realizarse, por ejemplo, cada 5 años. No obstante, si hay fuentes potenciales de contaminación con radionúclidos próximas (por ejemplo, actividades mineras o reactores nucleares), la toma de muestras deberá ser más frecuente. Las fuentes de agua de consumo menos importantes, ya sean de superficiales o subterráneas, pueden analizarse con menor frecuencia.

La concentración de radón y sus radionúclidos derivados en aguas subterráneas suele mantenerse estable en el tiempo. Por consiguiente, el monitoreo de la presencia de radón y sus radionúclidos derivados en el agua puede ser relativamente infrecuente. Es importante tener en cuenta las características geológicas de la zona para determinar si es probable que la fuente contenga concentraciones significativas de radón y sus radionúclidos derivados. La presencia de minas en las inmediaciones sería un factor de riesgo adicional y, en tal caso, sería conveniente realizar controles más frecuentes.

Las normas australianas y neozelandesas (AS, 1998) proporcionan orientación sobre la evaluación de la calidad del agua, sobre programas y técnicas de toma de muestras, y sobre su conservación y manipulación.

9.6.5 Notificación de los resultados

Los resultados de los análisis de cada muestra deben incluir la siguiente información:

- código o información de identificación de la muestra;
- fecha y hora de referencia de los resultados notificados (por ejemplo, fecha de la toma de muestras);
- indicación del método analítico normalizado empleado, o breve descripción del método en caso de utilizarse un método no normalizado;
- indicación del radionúclido o radionúclidos, o del tipo de radionúclidos y de la radioactividad total determinados;
- concentración medida o radioactividad calculada utilizando el blanco pertinente para cada radionúclido;
- estimaciones de la incertidumbre del recuento y de la incertidumbre total prevista; y
- concentración mínima detectable de cada radionúclido o parámetro analizado.

La estimación de la incertidumbre total prevista de los resultados notificados debe contemplar las contribuciones de todos los parámetros del método analítico (es decir, los errores de los recuentos y otras fuentes de incertidumbre o de errores aleatorios y sistemáticos).