

**“RADIACIÓN IONIZANTE DE ORIGEN NATURAL, FUENTES
Y ENTORNOS DE EXPOSICIÓN. MEDICIONES
AMBIENTALES Y SU IMPORTANCIA EN ARGENTINA.”**

**ESPECIALIZACION EN RADIOQUIMICA Y APLICACIONES NUCLEARES
TRABAJO FINAL**

Alumno: Lic. Constantino Karkanis

Director: Lic. José Luis Lago Fernández

Co-Directora: Mgr. Sandra Siri

Marzo de 2025



Universidad
Nacional
de San Martín

INDICE

RESUMEN	2
I- INTRODUCCIÓN.....	3
II- MARCO TEÓRICO: RADIACIÓN IONIZANTE NATURAL, SU UBICUIDAD Y RELACIÓN CON LA SALUD Y EL AMBIENTE.....	5
II.1. CONCEPTOS BÁSICOS DE LA RADIACIÓN IONIZANTE DE ORIGEN NATURAL	5
II.1.1. Radiaciones ionizantes naturales y su vinculación con la salud y el ambiente	5
II.1.2. Efectos biológicos de la radiación ionizante.....	8
II.1.3. Categorías de exposición a la radiación ionizante	10
II.2. FUENTES NATURALES Y EXPOSICIÓN A LA RADIACIÓN IONIZANTE.....	13
II.2.1. Radiación cósmica.....	13
II.2.2. Condiciones de mayor exposición a la radiación cósmica.....	16
II.2.3. Radiación terrestre.....	17
II.2.4. Condiciones de mayor exposición a la radiación terrestre.....	20
II.2.5. Exposición al gas radón en ambientes interiores	23
II.3. EXPOSICIÓN A LA RADIACIÓN IONIZANTE NATURAL EN LAS INDUSTRIAS NORM.....	32
II.3.1. Conceptos generales sobre la exposición ocupacional a la radiación ionizante	32
II.3.2. Características generales de los materiales NORM	34
II.3.3. Materiales NORM y TENORM en la industria del petróleo y gas	36
III- PARTE EXPERIMENTAL: MEDICIONES AMBIENTALES DE RADIONUCLEÍDOS DE ORIGEN NATURAL	42
III.1. MEDICIONES DE URANIO, TORIO Y RADÓN EN SUELOS	43
III.1.1. Metodología del muestreo geoquímico de suelos y equipos analíticos utilizados.....	43
III.1.2. Metodología de la medición emanométrica del radón en suelos.....	46
III.1.3. Tratamiento de los datos obtenidos.....	47
III.1.4. Reseña de los resultados obtenidos	49
III.2. MEDICIONES DE RADÓN EN AGUAS NATURALES	53
III.2.1. Metodología de la medición del radón en aguas y demás parámetros medidos.....	53
III.2.2. Reseña e interpretación de los resultados obtenidos	57
III.3. MEDICIONES DE RADÓN EN AMBIENTES INTERIORES.....	63
III.3.1. Metodología de la medición del radón en ambientes interiores.....	63
III.3.2. Reseña de los resultados obtenidos.....	66
IV- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	67
AGRADECIMIENTOS	71
ANEXO I: Magnitudes e índices utilizados en la medición de la radiación ionizante.....	72
ANEXO II: Resultados analíticos de las mediciones de uranio, torio y radón en suelos	77
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83

RESUMEN

En el presente trabajo se exponen las cuestiones principales vinculadas a las radiaciones ionizantes de origen natural, su medición y sus aplicaciones fundamentales. Primeramente, se resume el marco teórico de las radiaciones ionizantes de origen natural, donde se analizan y reseñan las principales fuentes de exposición, haciendo particular énfasis en aquellas que representan un mayor riesgo para la salud de los trabajadores y el público, y un potencial daño al ambiente.

Seguidamente, como tarea experimental se presentan tres trabajos donde se aplican distintas técnicas analíticas de mediciones ambientales de radionucleídos de origen natural, realizadas en el marco de varios proyectos que lleva adelante la Comisión Nacional de Energía Atómica. El primero de ellos el objeto es la exploración de minerales uraníferos a través de un relevamiento geoquímico de rocas y suelos, aplicando técnicas de análisis multielemental y mediciones emanométricas de gas radón telúrico. El segundo caso ha tenido como objetivo principal determinar si existen conexiones de las aguas del arroyo El Tigre con las aguas subterráneas y los cuerpos de agua locales, y en general comprender su comportamiento hidrológico en el ámbito del Complejo Minero-Fabril de San Rafael (Mendoza), ya que este radionucleído se comporta como un trazador radiactivo natural. El tercer trabajo presentado son mediciones de corta duración, de 24 horas, de la actividad del ^{222}Rn en ambientes interiores en el ámbito de trabajo del Departamento Prospección de la Gerencia de Exploración de Materias Primas.

En el primer caso, se ha podido definir con mediciones de uranio y ^{222}Rn en los suelos un área de un alto potencial uranífero de unos 2 km². En el segundo caso, las determinaciones del contenido de ^{222}Rn de las aguas muestreadas, han permitido discriminar las distintas fuentes de recarga a lo largo de la traza del arroyo El Tigre. En el tercero se han corroborado los niveles actividad de ^{222}Rn en ambientes interiores en los ámbitos de trabajo para eventualmente realizar, de ser necesario, medidas de mitigación.

Palabras Clave

Radiación ionizante natural, salud, ambiente, radón, materiales NORM, exposición al público general, exposición ocupacional, mediciones ambientales de radionucleídos.

I – INTRODUCCIÓN

Existe un gran número de fuentes naturales de radiación ionizante en el ambiente natural, y en general no son todas bien conocidas. En nuestro entorno, formando parte del ambiente que nos rodea, existe una pléyade de radionucleídos naturales, algunos en cantidades ínfimas, cuyas mediciones sistemáticas son de gran utilidad a la hora de modelar procesos en la naturaleza, ya que funcionan como trazadores naturales. En otros casos, por su presencia o abundancia relativa, son capaces de provocar potenciales daños a la salud, por lo cual ampliar su conocimiento y la comprensión de su comportamiento en el ambiente, resulta de gran ayuda a la hora de planificar medidas de control y mitigación de las enfermedades asociadas.

En este sentido, entre todos los radioelementos se destaca fuertemente el gas radón pues se ha comprobado que es responsable de provocar una alta proporción de los casos de cáncer de pulmón en el mundo, y de ser la fuente más importante de la exposición al público general a la radiación ionizante de origen natural. Por tanto, resulta fundamental comprender su comportamiento en la naturaleza y las potenciales vías de difusión hasta el entorno que afecta las exposiciones al ser humano. Asimismo, sería de suma utilidad poseer de antemano información más pormenorizada sobre su distribución geográfica y sus niveles de concentración promedio para cada región al momento de diseñar los planes y políticas de cuidado y prevención adecuadas.

Asimismo, respecto a la exposición ocupacional de las radiaciones ionizantes, es sabido que desde hace tiempo todas las actividades vinculadas a la industria nuclear, que incluye a la minería del uranio y las radiaciones ionizantes de origen natural asociadas a esta actividad, están bien cubiertas por medidas y normas de protección radiológica, cuando es concerniente. Sin embargo, no ocurre lo mismo con algunas actividades laborales que pueden verse afectadas por la presencia de radiaciones ionizantes de origen natural, fundamentalmente aquellas relacionadas con los materiales conocidos como NORM (*Naturally Occurring Radioactive Materials*), es decir, con materiales radiactivos naturales. Su concentración en radionucleídos suele ser muy variable y, por tanto, de monitoreo complejo. Las industrias vinculadas a los materiales NORM, entre las que se encuentran las extractivas del petróleo, gas y minería, deben ir siempre acompañadas por un correcto manejo radiológico de sus procesos y residuos, con mediciones de los radionucleídos presentes en el ámbito de trabajo y el entorno ambiental, respetando plenamente los requerimientos de protección radiológica para los trabajadores, el público y el ambiente.

Por otra parte, este trabajo ha procurado destacar de modo general la importancia de las mediciones de radionucleídos de origen natural tanto para determinar los niveles de exposición a las radiaciones ionizantes como para otras aplicaciones en las que su determinación resulta de gran utilidad para resolver cuestiones específicas que asisten en la comprensión de diversos procesos en la naturaleza. En particular, entre los ámbitos de investigación de las distintas ramas de las geociencias donde su aplicación resulta de interés, se encuentran, por ejemplo, la exploración mineral y el manejo racional de los recursos naturales.

En el presente trabajo, luego de una revisión y análisis de la información actualizada acerca de las radiaciones ionizantes de origen natural, sus fuentes y entornos de exposición, como marco teórico de la temática abordada, se exponen tres trabajos experimentales propios de medición de radionucleídos ambientales, los cuales forman parte de estudios realizados en proyectos que lleva adelante la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA), como casos testigo de la importancia de estas mediciones dentro de los ámbitos mencionados.

En el primero de ellos el objeto es la exploración de minerales uraníferos a través de un relevamiento geoquímico de rocas y suelos, aplicando técnicas de análisis multielemental y mediciones emanométricas de gas radón telúrico con miras a hallar acumulaciones económicas de minerales de uranio en profundidad.

El segundo caso presentado ha tenido como objeto un estudio ambiental en el ámbito del Complejo Minero-Fabril de San Rafael. A través de mediciones del ^{222}Rn disuelto se ha intentado determinar los sitios con conexiones mensurables entre las aguas del arroyo El Tigre, las aguas subterráneas y los cuerpos de agua superficiales de su entorno; y en general tratar de comprender de manera integral el comportamiento del sistema hidrológico.

Finalmente se presenta una serie de mediciones en el ámbito de trabajo del Departamento Prospección de la Gerencia Exploración de Materias Primas (GEMP) (CAE y Sede Central), con la idea de corroborar los niveles de actividad del ^{222}Rn en el aire de ambientes interiores con el objeto, si fuera necesario, aplicar modificaciones o mejoras para reducir eventualmente tales niveles.

II – MARCO TEÓRICO: RADIACIÓN IONIZANTE NATURAL, SU UBICUIDAD Y RELACIÓN CON LA SALUD Y EL AMBIENTE

II.1. CONCEPTOS BÁSICOS DE LA RADIACIÓN IONIZANTE DE ORIGEN NATURAL

II.1.1. Radiaciones ionizantes naturales y su vinculación con la salud y el ambiente

La vinculación entre el medio natural que nos rodea y cierto tipo de enfermedades es una cuestión que recién en los últimos años ha sido planteada con cierto fundamento. La geología médica es una disciplina muy reciente que trata de vincular los conceptos de salud y ambiente en un solo marco de análisis. Podría definirse como el estudio de los efectos de los materiales y procesos geológicos, tanto aquellos de origen plenamente natural como los que han sido levemente modificados por la actividad humana, que impactan negativamente en la salud del hombre y en el medio ambiente. Aunque existen evidencias de que los factores geológicos naturales afectan directamente a la salud de las personas, esta relación no es plenamente comprendida con total claridad, en gran medida debido a su complejidad intrínseca, ya que son numerosos los factores a tener en cuenta a la hora de establecer su vinculación (Alloway *et al.*, 2005).

El suelo, el polvo, el aire, el agua y los alimentos son los principales medios naturales que impactan directamente o indirectamente sobre el ser humano, siendo, por ejemplo, vehículo de elementos químicos presentes en el ambiente, algunas veces necesarios y otras perjudiciales. Los elementos que el organismo requiere y asimila se encuentran en su entorno natural, y de existir un déficit o un exceso de los mismos, pueden provocarse distintas afecciones a la salud. Los impactos por exceso podrían dar lugar tanto a la toxicidad química como a la radiotoxicidad, según sea el contenido de los elementos o radioelementos que están presentes en el medio natural.

En el entorno natural estamos permanentemente sometidos a una amplia gama de fuentes de radiación natural, sea electromagnética o de partículas energéticas, tanto ionizante como no ionizante. En particular, la radiación natural ionizante (RI) puede deberse tanto a la radiación o partículas energéticas provenientes del espacio exterior o bien debido a la presencia de radionucleídos (RN) terrestres emisores de partículas o radiación. Por consiguiente, de acuerdo a su origen las RI se clasifican en dos grandes grupos:

- **Radiación Cósmica:** es la que surge de la radiación de los rayos cósmicos de alta energía de origen extraterrestre.
- **Radiación Terrestre:** es la que emana de los RN naturales del ámbito terrestre, pudiendo ser tanto de origen geogénico como cosmogénico.

El fenómeno de las RI de origen natural es altamente variable, ya que la radiación cósmica no incide de manera homogénea sobre la tierra y, de modo análogo, los RN naturales se distribuyen de modo heterogéneo en las distintas formaciones geológicas, en los suelos, en el aire, en los polvos y aerosoles, en las aguas

superficiales y subterráneas y en la biota. Los RN de origen geogénico incluyen a los elementos radiactivos primordiales, los cuales poseen periodos de semidesintegración comparables a la edad de la tierra, por lo cual, aunque continúan decayendo, han podido subsistir desde el periodo de acreción inicial del planeta. Los más importantes de este grupo son los RN de las series del decaimiento de ^{238}U y ^{232}Th y el radioisótopo ^{40}K . Los cosmogénicos, en cambio, tienen periodos de semidesintegración mucho más cortos, pero son constantemente generados por el bombardeo de la radiación cósmica sobre nucleídos estables. Se han reconocido una gran cantidad de RN identificados como cosmogénicos, aunque todos ellos se encuentran a nivel de trazas. Únicamente ^{14}C , ^3H (tritio), ^7Be , ^{10}Be , ^{36}Cl y ^{22}Na poseen cierta relevancia, aunque mínima, respecto del aporte de dosis que tienen para el ser humano debido a su mayor abundancia relativa respecto a los demás RN cosmogénicos y a su asimilación preferencial por su rol metabólico (UNSCEAR, 2008).

Independientemente de su origen y tipo, las RI pueden interaccionar con las células del cuerpo humano depositando toda su energía o parte de la misma. Para poder cuantificar la cantidad de energía depositada y medir sus efectos, se han definido una serie de conceptos, magnitudes y unidades que es necesario tener en consideración. El Anexo I presenta una serie de conceptos y una síntesis de las magnitudes, índices y unidades mayormente utilizadas tanto para cuantificar la intensidad de las RI, como para medir los efectos de las dosis recibidas (ver Anexo I).

Si consideramos la dosis promedio mundial únicamente de las fuentes de origen natural, se ha estimado que es un valor cercano a 2,4 mSv/año (Figuras 1 y 2). Sin embargo, aunque pueda considerarse un valor bajo, este es tan solo un valor de referencia ya que las dosis efectivas anuales en todo el mundo suelen ser bastante variables, con rangos de hasta dos o más órdenes de magnitud, siendo el rango más típico de 1 a 13 mSv/año (UNSCEAR, 2008).

Por otra parte, si comparamos la influencia, en promedio, de las fuentes naturales de RI con las dosis provenientes de todas las fuentes producidas por el hombre combinadas, vemos que para la gran mayoría de las personas del público general la exposición a las fuentes naturales de RI excede por mucho a todas las artificiales. Salvo algunas situaciones muy particulares de accidentes radiológicos o nucleares y aplicaciones médicas específicas, las dosis debidas a la radiación natural son siempre el componente más importante, lo que marca la importancia de su estudio y seguimiento ya que no todas son triviales y en algunos casos extremos los niveles de dosis son considerables (Figura 2) (UN Environment, 2016).

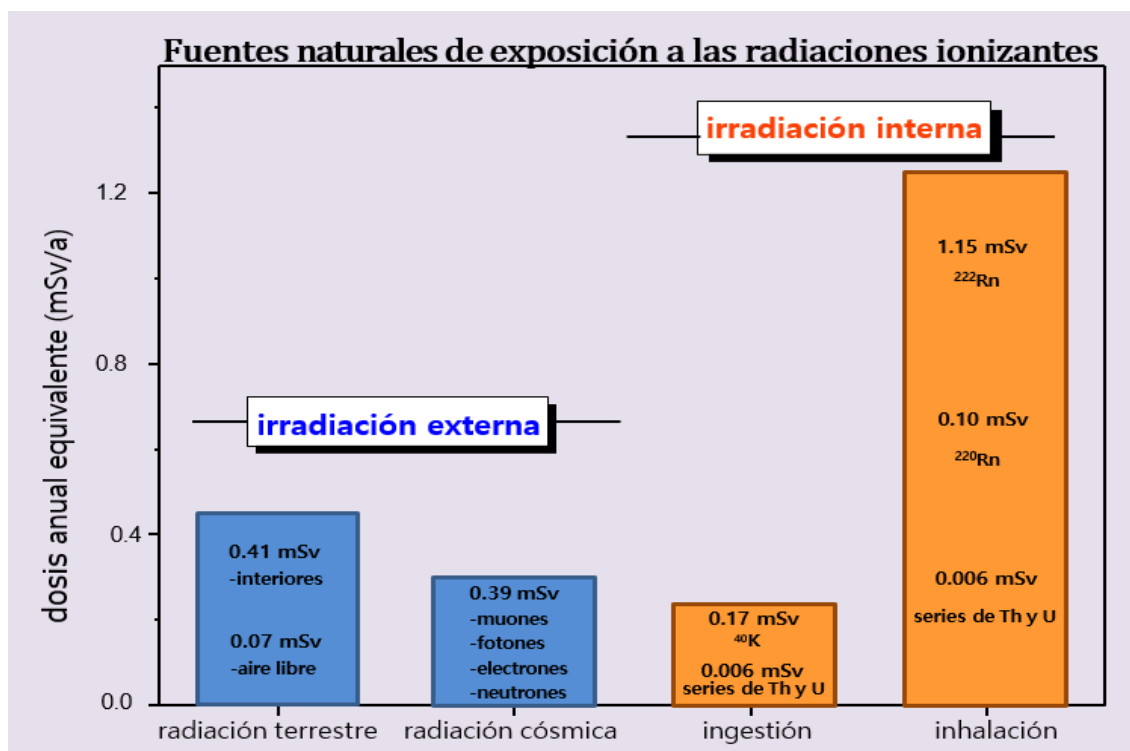


Figura 1. Valores promedio globales de dosis efectiva individual anual de fuentes naturales, discriminado según sea de vía externa e interna, por origen y tipo de radiación y por los RN involucrados (Fuente: UNSCEAR, 2008).

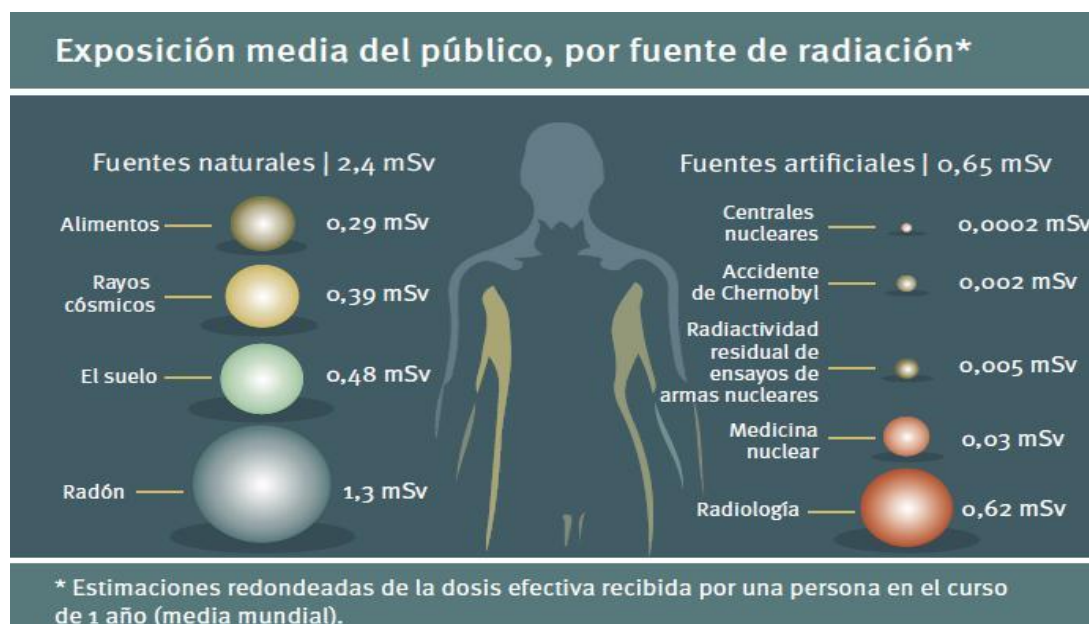


Figura 2. Valores promedio globales de dosis efectiva individual anuales discriminado según las distintas fuentes naturales y artificiales, y factores de conversión de las unidades empleadas (UN Environment, 2016).

Unidades Sistema Internacional	Antiguas Unidades
1 Becquerel: 1 desintegración/segundo	1 Curie: 3.7×10^{10} Becquerel
1 Sv: 1 J/kg	1 rem: 0.01 Sv
1 Gray o Gy: 1 J/kg	1 rad: 0.01 Gy
1 Culombio/kg de aire	1 Roentger: 2.58×10^{-4} Culombio/kg de aire

II.1.2. Efectos biológicos de las radiaciones ionizantes

Las RI deben su nombre a su capacidad de romper e ionizar, directa o indirectamente, los enlaces moleculares. La rotura de enlaces puede producirse en cualquiera de las moléculas que forman parte de una célula (por ejemplo, agua) o directamente sobre la propia molécula de ADN. Por tanto, el daño por efecto de las RI sobre el ADN puede deberse a la ionización directa del mismo o a su interacción química con los productos de la descomposición de las moléculas de su entorno.

Básicamente, en función de la intensidad del campo de radiación y de acuerdo al nivel de dosis recibida, existen dos tipos principales de efectos biológicos: los llamados efectos “determinísticos” y los efectos “estocásticos o aleatorios” (UNSCEAR, 2000), que tiene cada uno características bien definidas, a saber:

- Los efectos determinísticos aparecen con elevadas dosis y se expresan en un cambio manifiesto inmediato y muy previsible. Si se sobrepasa un determinado valor umbral de dosis el efecto se produce indefectiblemente en el 100% de los casos. La gravedad de los mismos es proporcional a la dosis impartida al tejido u órgano, pero su probabilidad de aparición no; una vez superado el umbral tendrá lugar el efecto con certeza (Figura 3a).
- Los efectos estocásticos, aleatorios o probabilísticos se dan típicamente con bajas dosis y tienen que ver con un daño potencial futuro luego de un período de latencia. En este caso, no es seguro que los efectos se produzcan, pero existe la posibilidad de que se pudieran desarrollar debido a la naturaleza aleatoria (estocástica) de la interacción de las bajas dosis de radiación con la materia viva. Tal posibilidad aumenta con el nivel de dosis, en cambio la severidad del efecto es independiente del mismo (Figura 3b).

Cuando un tejido u órgano es sometido a altas dosis y el daño celular es demasiado grande muere un elevado número de células. Si este valor es lo bastante grande y supera un determinado umbral, se producen algunos efectos prácticamente inmediatos en los tejidos (determinísticos), tales como: eritema, pérdida del cabello, cataratas, infertilidad, etc. Estos efectos no han sido observados en situaciones donde están involucradas las RI de origen natural, incluso en las situaciones donde se dan las más altas dosis naturales registradas, los únicos efectos observados en estos casos han sido siempre estocásticos.

Cuando se trata de bajas dosis y el número y la gravedad del daño celular no es elevado, la mayor de las veces los mecanismos moleculares especializados desarrollan enzimas que logran reparar las alteraciones producidas por la radiación en el ADN, o bien si la célula no lo logra puede autodestruirse (apoptosis). Cuando no sucede ninguna de estas dos situaciones la célula afectada puede sobrevivir con una mutación en el código genético. En tal caso, la reproducción de las células mutadas puede, en ocasiones, ser descontrolada y dar lugar a células cancerosas y posteriormente un carcinoma. Más precisamente, no es indefectible que ocurran los efectos aleatorios y siempre se producen fruto de la contribución combinada de múltiples factores estocásticos que pueden generar el mismo resultado, como podría ser la concurrencia de sustancias químicas cancerígenas. En teoría, una única mutación del ADN en una única célula podría provocar un efecto cancerígeno, aunque su probabilidad sería extremadamente baja. Contrariamente, aunque muchas células

sufran una mutación es muy probable que no se desarrolle un cáncer, porque los mecanismos de reparación celular logran siempre reducir en gran medida esa probabilidad (UNSCEAR, 2020/21a).

En realidad, respecto a las bajas dosis y la aleatoriedad de sus efectos hay distintas hipótesis. Actualmente, la postura dominante es la que afirma que la probabilidad de aparición de efectos estocásticos negativos a la salud es proporcional, prácticamente lineal, al incremento de las dosis recibidas hasta la dosis umbral donde la probabilidad es el 100% de los casos. Sin embargo, existen otras posturas al respecto, algunas de ellas se encuentran expresadas en la Figura 4. La hipótesis más polémica de todas es la que sostienen algunos trabajos científicos de que una cierta cantidad pequeña de radiación es beneficiosa en muchos aspectos de la salud. Estos autores aplican el concepto denominado “hormesis”, el cual sostiene que ciertos niveles bajos de RI actúan como un elemento estimulante en muchas funciones biológicas. Incluso existen experiencias *in vitro* en distintas especies animales y vegetales donde se registran resultados beneficiosos en varios aspectos de la salud, tales como: mayor longevidad, mejora de sistema inmunológico, mayor crecimiento y desarrollo y disminución de la esterilidad (Suárez Fernández, 2020; Cuttler y Polly, 2009). Actualmente no hay ninguna evidencia concluyente de experiencias *in vivo* para apoyar la hipótesis de la hormesis, y por tanto hasta que la haya, los estándares para la exposición a las RI continuarán siendo deliberadamente conservadores. Para resolver la controversia, el estudio sobre las consecuencias biológicas de la exposición a bajas dosis de RI, y la mejora en las estimaciones de las dosis absorbidas y la evaluación de los riesgos o supuestos beneficios a la salud, seguirá durante las próximas décadas.

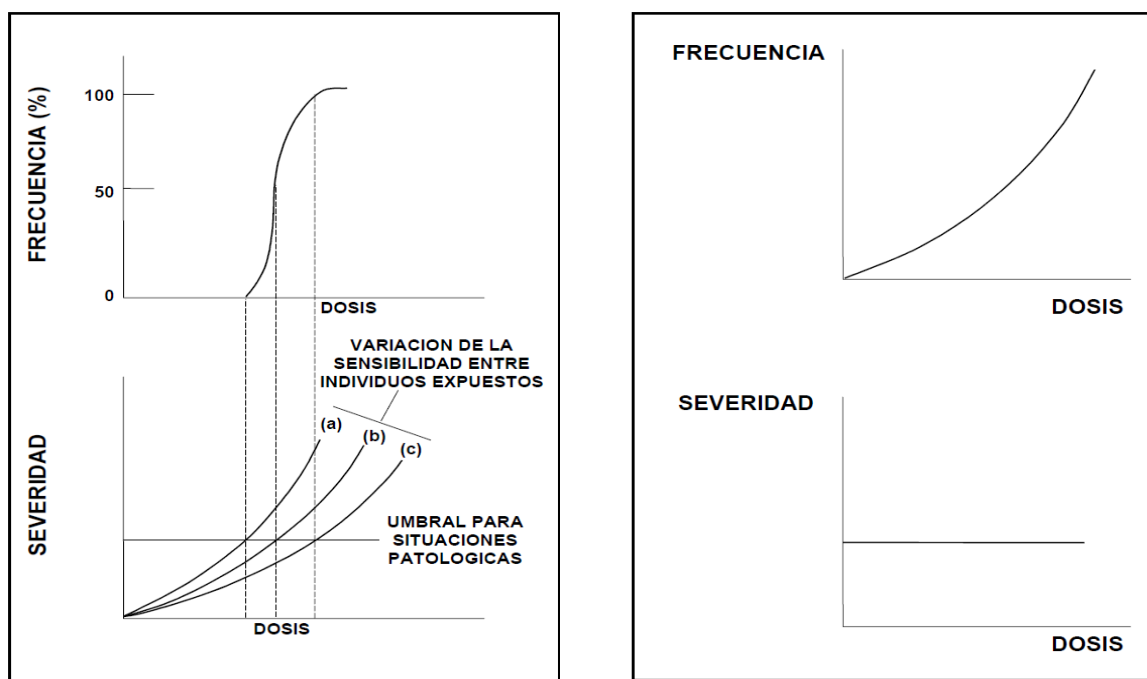


Figura 3a. Características de los efectos determinísticos. **Figura 3b.** Características de los efectos estocásticos (Gisone 2001)

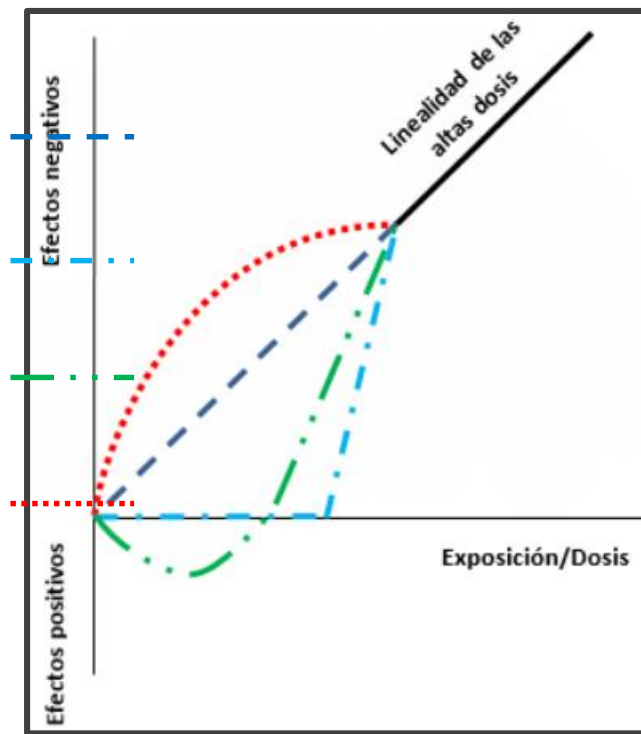


Figura 4. Distintas hipótesis sobre el efecto de las bajas dosis de RI.

- — — — — **A:** Se mantiene una relación siempre lineal entre los efectos negativos y la dosis.
- . - . - . **B:** No se observa ningún efecto biológico hasta que la dosis alcanza un umbral para luego ser lineal.
- . - . - . **C:** Existe un rango en que disminuyen los efectos negativos para luego crecer linealmente (hormesis).
- **D:** El efecto negativo de las radiaciones aumenta en las bajas dosis causando proporcionalmente más daño que las altas dosis.

II.1.3. Categorías de exposición a la radiación ionizante

La dosis efectiva anual que recibe cada individuo depende de un sinnúmero de factores generales tales como: el sitio geográfico considerado, la actividad ocupacional, los hábitos personales, la contextura física, la edad, el género y la dieta particular. Sin embargo, entre todos estos factores generales mencionados que repercuten directamente en los niveles de exposición y en las dosis a las RI, los de mayor relevancia corresponden a:

- **La condición geográfica:** la cual implica que habrá una exposición definida según sea la concentración de los RN de origen natural presentes en cada entorno.
- **La actividad ocupacional específica:** la cual aportará un nivel de dosis adicional a la condición geográfica, que a veces puede ser importante.

Consecuentemente, se definen de modo general dos categorías, según sean las circunstancias en las que suceden las exposiciones a las RI y las dosis implicadas, a saber:

- **La exposición al público general:** la cual sucede en una situación cotidiana no laboral.
- **La exposición ocupacional:** la cual sucede durante la actividad laboral y está relacionada únicamente con esa misma actividad.

Considerando las exposiciones de la primera de estas categorías, a pesar de que las fuentes naturales de RI que afectan a la exposición al público general pueden ser muy variadas, para la gran mayoría de los casos el radón y su progenie son las principales, aunque existen situaciones excepcionales en que otras fuentes naturales pueden ser las más relevantes.

Si bien los riesgos para la salud asociados a las altas exposiciones al radón en minas subterráneas eran ya conocidos desde hace tiempo, se prestaba poca atención a las exposiciones ambientales en establecimientos de enseñanza, de trabajo, o en las viviendas particulares. Recién en los años 80 comenzaron a hacerse mediciones de radón en espacios interiores de modo sistemático y se verificó que en ocasiones podían ser bastante altos y, en algunos casos, comparables a las exposiciones que experimentan los mineros en las minas subterráneas. Desde entonces, se han incrementado las mediciones por lo que ha mejorado mucho la comprensión de los procesos ambientales que afectan la exposición al radón y su progenie, aunque todavía quedan muchos aspectos por aclarar asociados a la evaluación precisa de las exposiciones y las dosis a los individuos y las poblaciones.

Actualmente los estudios epidemiológicos han podido demostrar de manera concluyente la existencia de una asociación directa entre la exposición al radón en espacios interiores y el cáncer de pulmón, incluso para niveles de radón intermedios o relativamente bajos si son sostenidos en el tiempo. Estos niveles suelen existir en muchos edificios residenciales (Lubin *et al.*, 1997) (Figura 5).

En el año 1988 el radón fue clasificado como carcinógeno humano por el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer, entidad perteneciente a la Organización Mundial de la Salud (OMS). En años recientes, luego de múltiples estudios epidemiológicos confirmatorios, ha sido catalogado como la segunda causa de cáncer de pulmón en la población general, luego del tabaco, por dicho organismo especializado en la investigación oncológica (IARC, 1988; BEIR, 1988; WHO, 2009).

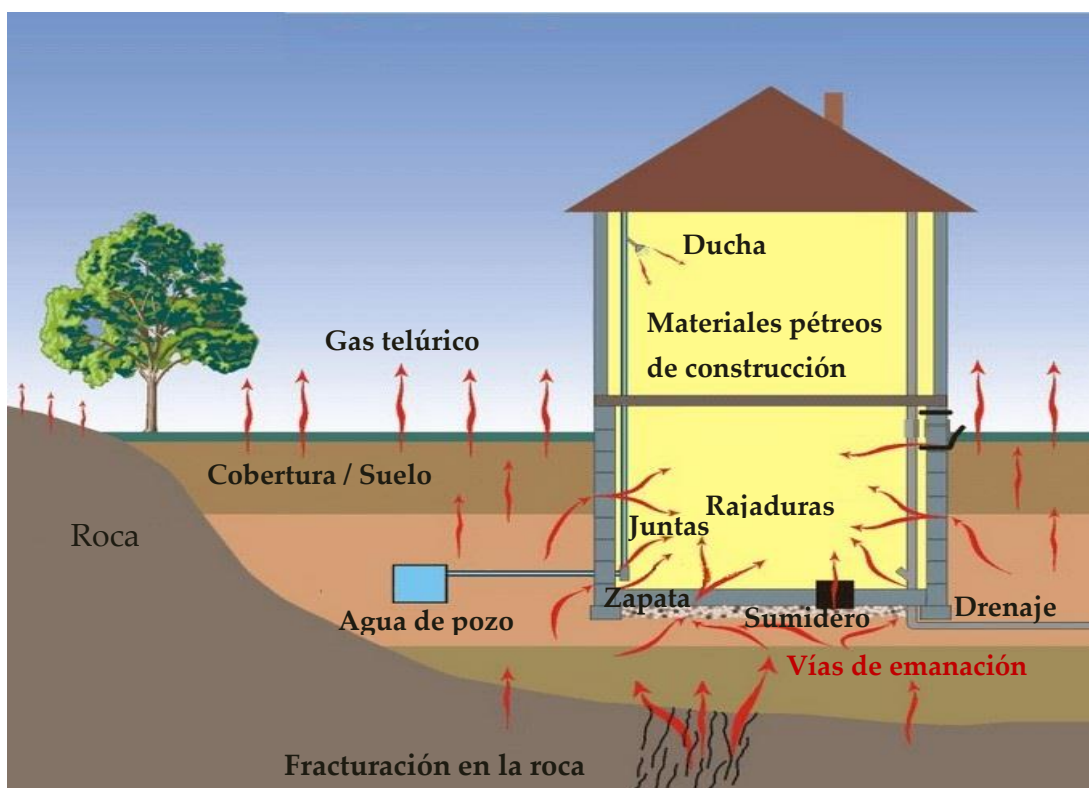


Figura 5. Vías de circulación del radón en ambientes interiores (RSIC, 2024).

Considerando a las exposiciones de la segunda categoría, es sabido que las actividades laborales vinculadas a la industria nuclear y sus aplicaciones como por ejemplo en medicina, implican niveles de exposición que pueden ser relevantes. Sin embargo, existen también otras actividades que pueden generar en ocasiones una

exposición significativa. Por lo general, la exposición a las RI en las industrias no nucleares es muy baja, pero existen algunas actividades no nucleares donde tales exposiciones pueden ser importantes debido al tipo de materiales que maneja, cuando se trata de materiales tipo NORM. A partir de algunos artículos del Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA, por sus siglas en inglés) sobre temas regulatorios (IAEA, 1996, y reportes regulatorios posteriores) fueron convirtiéndose en un foco de interés regulatorio, aumentando la conciencia de la radiación natural en las actividades industriales involucradas con materiales NORM. Respecto a estas actividades en particular, se definen como materiales TENORM (*Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material*) aquellos que han sido producidos por algún proceso industrial a partir de materiales NORM (Wymer, 2008).

Para la mayoría de las actividades que involucran extracción, procesamiento, y producción de materias primas minerales con niveles no significativos de RN la protección radiológica no es inicialmente aplicable. Sin embargo, los materiales que contienen RN pueden por algún proceso industrial incrementar su concentración, tanto sea en los productos como en los residuos, y en tal caso puede representar un problema radiológico ocupacional, al público general o al ambiente.

Las industrias que eventualmente pueden tratar con este tipo de materiales requieren una atención especial al respecto. Existe una extensa lista de actividades extractivas e industriales, nucleares y no nucleares, que involucran materiales NORM y TENORM (IAEA, 2007b; 2010; 2011; 2012; 2013a; 2013b y 2013c), como son:

- La extracción, procesamiento, metalurgia y fabricación de combustibles nucleares a partir de minerales de uranio y torio.
- La extracción de hidrocarburos (carbón, bitumen, petróleo y gas), y el subsiguiente quemado de carbón y el refinamiento y producción de combustibles (Figura 6).
- La extracción, procesamiento y metalurgia de muchos minerales de elementos químicos, tales como, Zr, Hf, Fe, Cu, Mo, Au, Ti, Nb, Ta, Sn, Al, K y el grupo de las tierras raras.
- La extracción de minerales fosfáticos y las industrias de fertilizantes fosfatados y de ácido fosfórico.
- La producción de energía geotérmica.
- El tratamiento y potabilización de aguas.
- Los materiales áridos para la construcción y la industria de cerámicos y sanitarios.



Figura 6. Pasivo ambiental de la industria petrolera. Estanque de evaporación de aguas de formación y aguas residuales que quedan luego de la extracción del petróleo en la que suelen concentrarse en RN pertenecientes a las series naturales de ^{238}U , ^{235}U y ^{232}Th .

II.2. FUENTES NATURALES Y EXPOSICIÓN A LA RADIACIÓN IONIZANTE

II.2.1. Radiación cósmica

Nuestro planeta está sometido constantemente al bombardeo de radiación de alta energía, proveniente del espacio exterior. Frente a ella, la Tierra se encuentra protegida y blindada por la atmósfera y el campo magnético terrestre.

Las partículas primarias de los rayos cósmicos galácticos que inciden en la parte superior de la atmósfera se componen fundamentalmente de nucleones en casi un 98% (de éstos, más del 80% son protones) con una pequeña fracción de núcleos más pesados, mientras que los electrones representan sólo el 2% restante. Estas partículas llegan con una gran cantidad de energía que irán perdiendo al interaccionar con otros núcleos en la atmósfera. Típicamente tienen un espectro de energía que abarca desde 10^8 eV hasta más de 10^{20} eV, siendo $3,2 \cdot 10^{20}$ eV el valor más alto registrado hasta el momento (UNSCEAR, 2008). Se cree que todos los rayos cósmicos, excepto los de muy alta energía, que llegan a la Tierra se originan en nuestra propia galaxia. Los mecanismos por los cuales se producen no son bien conocidos, aunque algunos estudios han podido verificar que obtienen sus tan elevados niveles de energía por efecto de las ondas de choque que se expanden a partir de la explosión de supernovas (McKee, 2013; Koyama *et al.*, 1995).

Al llegar a la alta atmósfera, la radiación cósmica interacciona con los núcleos de los átomos allí presentes, produciendo una cascada de eventos. La capa de aire que nos rodea, con sus 10000 kg/m^2 , es comparable a una capa de agua de 10 metros de espesor, y los efectos de su atenuación de la radiación hacen que la tasa de dosis de la radiación cósmica a nivel del mar contribuya aproximadamente solo con el 10% de

la tasa de dosis total de radiación natural. Sin embargo, a mayores altitudes los rayos cósmicos representan la fuente de radiación dominante.

Dentro de las antes mencionadas interacciones de las partículas de los rayos cósmicos, tienen lugar ciertas reacciones nucleares que producen en la atmósfera una extensa lista de RN cosmogénicos. De todos los RN cosmogénicos conocidos, el ^{14}C (con un período de semidesintegración de aproximadamente 5700 años) es el más relevante de todos ellos y surge de la interacción de la radiación cósmica de neutrones con el ^{14}N del aire, que convertido en $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico podrá participar del ciclo fotosintético del carbono y de la exposición humana. La generación de RN cosmogénicos se produce mayormente en la parte superior de la estratosfera y va decreciendo con la altitud. No obstante, algunos neutrones y protones muy energéticos pueden llegar a la atmósfera inferior, generándose también, pero en mucha menor cantidad, algunos RN cosmogénicos en superficie. La generación de RN no sólo depende de la altitud y la latitud, sino que varía con los ciclos solares que modulan la penetración de los rayos cósmicos. Es más, su transferencia desde la estratosfera a los niveles bajos de la atmósfera y los patrones de su deposición en superficie, dependerán de los vientos predominantes, la estación del año y el momento del ciclo solar analizado. Consecuentemente, según sea el sitio sobre el terreno y el momento considerado puede haber amplias desviaciones de concentración de RN cosmogénicos respecto a los valores promedios globales (UNSCEAR, 2008).

Además de estos eventos que van disminuyendo gradualmente desde los niveles más altos de la atmósfera hacia la superficie de la Tierra, el campo magnético terrestre, también colabora reduciendo gran parte la intensidad de la radiación incidente, pero no lo hace de manera uniforme. La forma del campo magnético terrestre es tal, que sólo las partículas de energías más altas pueden penetrar en las latitudes geomagnéticas más bajas. Esto sucede debido a que, para poder penetrarlo, las partículas cargadas necesitan superar un umbral de energía, que es mucho más importante cerca del ecuador que en los polos geomagnéticos (Figura 7) (Heinrich et al., 1999).

Asimismo, dentro de la magnetósfera existen regiones con elevados niveles de partículas cargadas de alta energía, denominados cinturones Van Allen, que actúan en la contención a las partículas primarias de la radiación cósmica. Los cinturones Van Allen se forman a través de la captura de partículas cargadas por el campo magnético de la Tierra, y se componen principalmente de protones y de electrones de alta energía, por tanto, la penetración de las partículas cargadas desde el espacio exterior luego de interaccionar con dichos cinturones se verá reducida.

Hay al menos dos cinturones Van Allen de alta radiación, uno interno centrado a unos 3.000 km y otro externo centrado a unos 22.000 km de la superficie de la Tierra. Estos cinturones de radiación no son homogéneos, ni guardan el mismo espesor alrededor de la Tierra. Tampoco permanecen muy estables, ya que interaccionan dinámicamente con el plasma del viento solar que, en ocasiones, por las tormentas solares llegan a formarse momentáneamente nuevos cinturones de alta radiación (Figura 7) (Cowen, 2013).

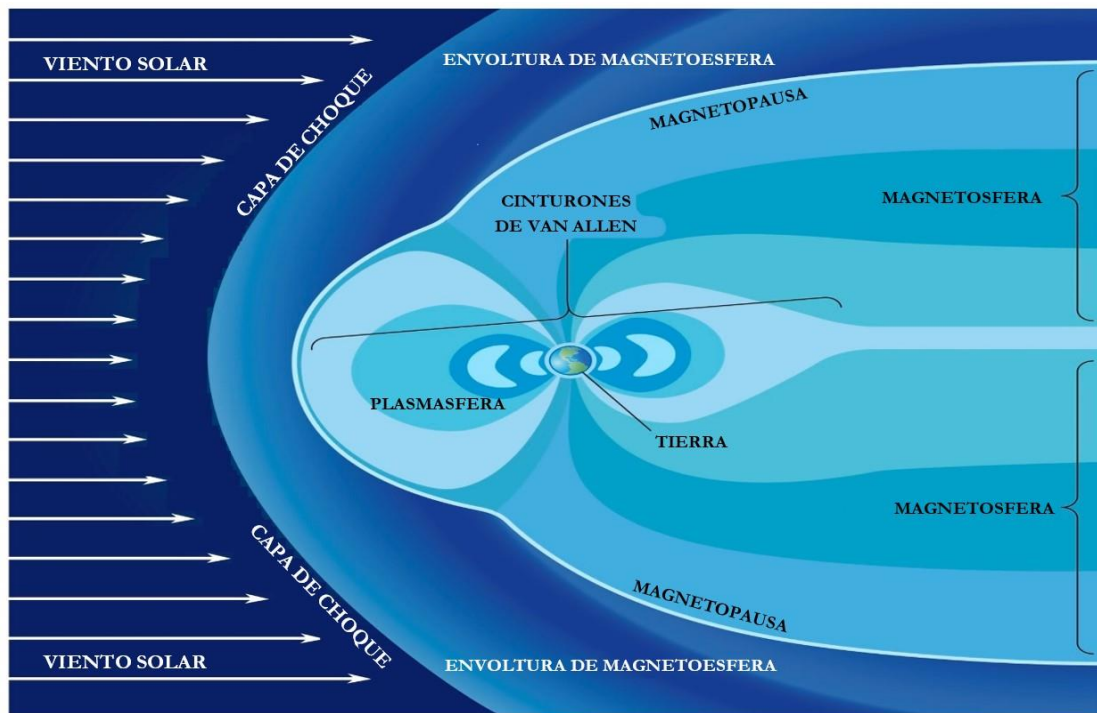


Figura 7. Estructura del campo magnético terrestre. El plasma del viento solar comienza a interactuar con el campo magnético terrestre en la capa de choque y es contenido fundamentalmente dentro de la envoltura de la magnetosfera. Más internamente, dentro de la magnetósfera, se encuentran los cinturones de Van Allen y la Tierra. (McElroy, 2023)

Un componente no permanente de los rayos cósmicos se genera por erupciones o perturbaciones magnéticas, periódicas o eventuales, producidas en la superficie del Sol y que se proyectan por fuera de la corona solar. Se componen principalmente de protones de energías generalmente por debajo de 10^8 eV y rara vez por encima de 10^{10} eV. Estos eventos pueden producir cambios significativos en las tasas de dosis sólo a grandes altitudes, ya que sólo una pequeña fracción de estas partículas, las más energéticas, llegan a nivel del mar. Asimismo, los eventos de partículas proyectadas por estas tormentas solares si son muy intensos pueden perturbar el campo magnético de la tierra. Dichos eventos ocasionales son de corta duración, típicamente de unas pocas horas, y de intensidad altamente variable, y tienen por tanto un impacto insignificante en las tasas de dosis de largo plazo de la población general sobre la superficie.

Además de los episodios eventuales, existen periodos de mayor y menor actividad de las perturbaciones magnéticas solares, siendo el más significativo el que sucede con una periodicidad de 11 años (Figura 8). Todas las variaciones de la actividad solar producen consecuentemente una variación en el viento solar cuyo campo magnético asociado es el que modula la intensidad de la radiación cósmica galáctica que penetra en la atmosfera. En los momentos de máxima actividad solar, el campo magnético del viento solar está en su nivel más alto y por tanto la intensidad de la radiación cósmica en su nivel más bajo. En la Figura 9 se muestra un ejemplo del efecto de la modulación solar en la tasa de dosis a altitudes de las aeronaves.

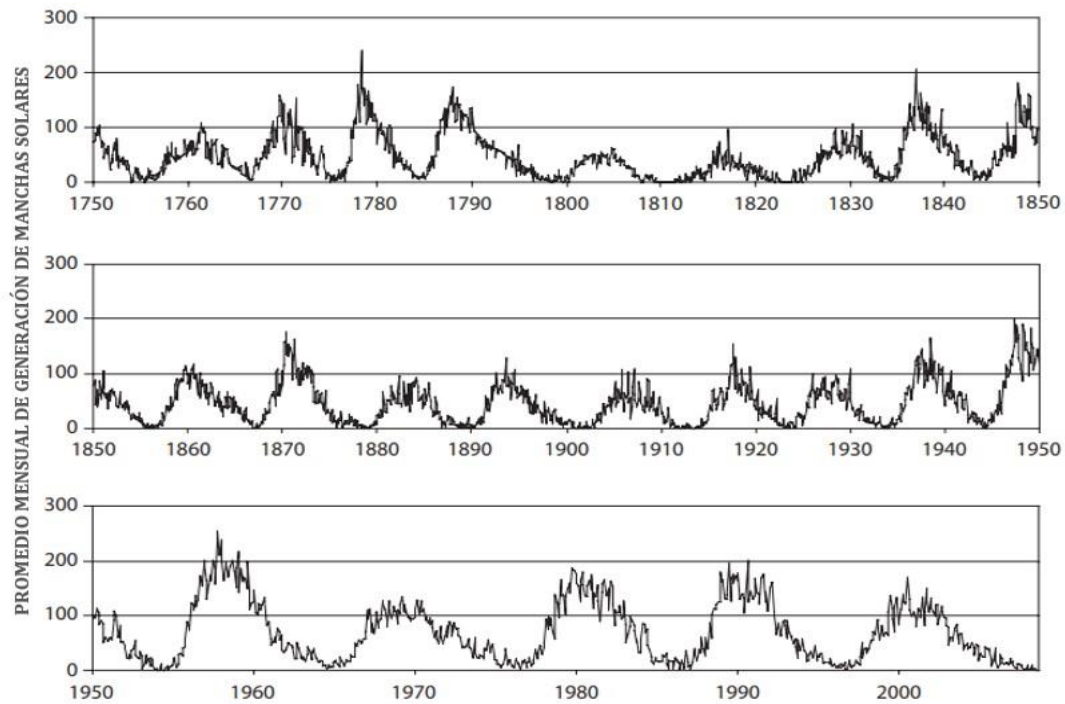


Figura 8. Ciclos de actividad solar en los últimos 260 años, representado por los picos y los senos del promedio mensual de generación de manchas solares (UNSCEAR, 2008).

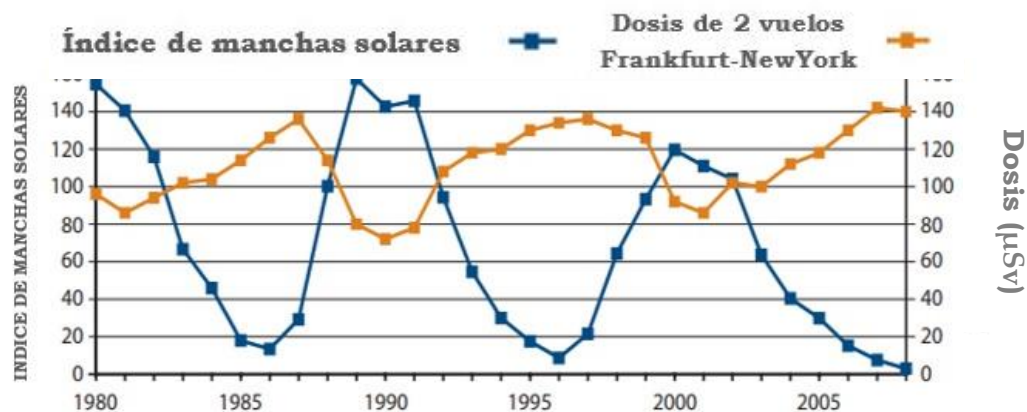


Figura 9. Medición secuencial de la dosis durante 30 años de un vuelo Frankfurt-New York ida y vuelta (línea naranja), mostrando su contraposición respecto a los picos del índice de manchas solares (línea azul) que marcan los momentos álgidos de la actividad solar (UNSCEAR, 2008).

II.2.2. Condiciones de mayor exposición a la radiación cósmica

La radiación cósmica contribuye en un promedio global con alrededor del 10% de la tasa de dosis total de radiación natural que recibe el ser humano. Sin embargo, en regiones particulares, como ser, a elevadas altitudes sobre el nivel del mar y en las latitudes cercanas a los polos magnéticos, los rayos cósmicos constituyen la fuente de RI dominante (Heinrich, *et al*, 1999). La exposición a las RI la conforman los rayos cósmicos primarios y los productos secundarios fruto de sus interacciones con los componentes de la atmosfera, antes mencionados. Tanto los rayos cósmicos como sus productos están presentes en toda la capa atmosférica. No obstante, para evaluar los potenciales niveles de dosis absorbidos por la radiación cósmica debemos considerar únicamente el rango de altitud donde se producen las exposiciones al

público general, es decir, entre la altitud máxima de los aviones comerciales y el nivel del mar (Heinrich, *et al.*, 1999).

Los pasajeros y la tripulación de las aeronaves están sujetos a tasas de exposición a la radiación cósmica mucho más altas que las tasas a nivel del mar. La exposición total en un vuelo dado depende del camino tomado, la altitud geomagnética y la duración de la exposición a las distintas altitudes y latitudes alcanzadas. Los aviones comerciales subsónicos generalmente tienen altitudes crucero de 7 a 12 km. La duración de la exposición también es un factor importante a tener en cuenta en la evaluación de las dosis a los pasajeros y la tripulación. Por consiguiente, se han definido tres grupos de población general para estimar su dosis: no voladores, viajeros ocasionales y viajeros frecuentes.

A pesar de que se han realizado muchas mediciones en aviones y globos a distintas altitudes y latitudes, hay dos problemas principales para estimar las dosis involucradas. En primer lugar, cada medición o conjunto de mediciones se llevan a cabo para una ruta de vuelo particular en un momento particular, y generalizar tales resultados a otros caminos y tiempos no es trivial. En segundo lugar, la mayoría de los detectores responden solo a ciertas energías del campo total, y la calibración adecuada del detector generalmente no es sencilla. Se han registrado a altitudes entre 9 y 12 km y latitudes medias, tasas de dosis efectivas promedio en el rango de 5 a 8 $\mu\text{Sv/h}$, tal que, para el caso de un vuelo transatlántico desde Europa a América del Norte, la dosis efectiva promedio de la ruta sería de 30 a 45 μSv . Una muy pequeña proporción de pasajeros y tripulaciones de vuelo suele viajar a altitudes más altas en transportes supersónicos (~ 18 km). Las dosis a bordo de estos vuelos son determinadas con monitores activos, a partir de los cuales se definieron las tasas de dosis efectivas promedio de 10 a 12 $\mu\text{Sv/h}$ para esas altitudes (UNSCEAR, 2008; ICRP, 2016).

II.2.3. Radiación terrestre

La radiación de origen terrestre es producida básicamente por los RN naturales llamados primordiales. Se los ha denominado así ya que casi en su totalidad están presentes desde las etapas iniciales en las cuales se produjo la condensación del material primordial que conformó nuestro planeta. Están presentes de modo altamente variable en todos los componentes del ambiente, incluso dentro de nuestro propio cuerpo. Únicamente los RN con períodos de semidesintegración comparables a la edad de la tierra junto a los productos de su cadena de desintegración aparecen en cantidades significativas. La irradiación de estos materiales sobre el cuerpo humano se puede dar desde el entorno actuando como una fuente externa, principalmente por radiación gamma; o bien pueden irradiar desde el interior del cuerpo, y en este caso la radiación absorbida puede ser por partículas alfa y beta, además de gammas. Como ya se mencionó, los principales RN de origen terrestre presentes en el medio natural pertenecen a las series ^{238}U y ^{232}Th y el ^{40}K , aunque existen algunos más de este origen, entre estos los más importantes están los de la serie ^{235}U , y los radioisótopos ^{50}V , ^{87}Rb , ^{138}La , ^{147}Sm , ^{152}Gd , ^{174}Hf y ^{176}Lu , pero por tener niveles de concentración extremadamente bajos y/o una baja biocompatibilidad, su contribución a la dosis al ser humano es insignificante (UNSCEAR, 2008).

De modo general, los RN primordiales se hallan presentes a nivel de trazas en todos los materiales naturales, aunque en algunos casos se dan concentraciones más importantes, como, por ejemplo, en las playas de Guarapará de Brasil, con rocas con un alto contenido de torio y uranio por su abundancia en el mineral monacita, que por acción del mar se concentra en dichas playas (Figura 10). Por tanto, al haber distintos grados de concentración se dan distintos niveles de exposición en cada sitio determinado. Concretamente, los distintos niveles de irradiación observados están relacionados primariamente con los tipos de rocas existentes en el área ya que cada una de ellas presenta niveles definidos de RN, y que a su vez luego por meteorización y erosión se transferirán diferencialmente a los suelos, las aguas y la biota del entorno (Biere y Jibiri, 2011; Taylor, 2007; Alencar y Freitas, 2005; Aguilar *et al.*, 2017).



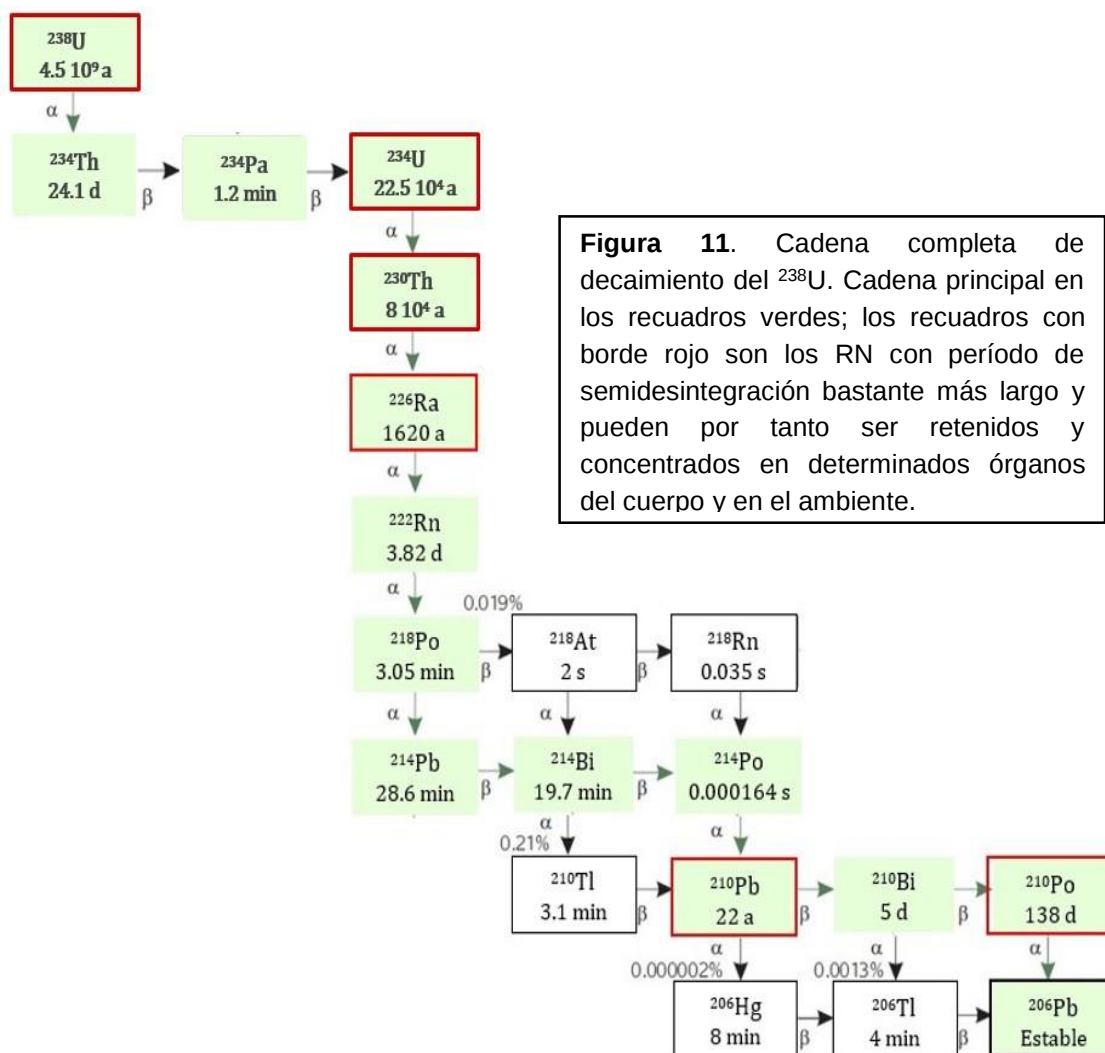
Figura 10. Imagen aérea de Guarapará, balneario turístico de Brasil, el cual posee uno de los fondos naturales en RN más elevados del mundo debido al alto contenido en sus rocas y arenas ricas en monacita. La monacita es un mineral fosfático con altos contenidos en torio y uranio.

No es frecuente que los RN de las cadenas del ^{238}U y el ^{232}Th estén en equilibrio radiactivo. En general, los isótopos ^{238}U y ^{234}U en las rocas y sedimentos pueden estar en un cuasi equilibrio, ya que sólo están separados por dos nucleídos de período de semidesintegración mucho más corto, ^{234}Th y ^{234}Pa (24,1 días y 1,17 minutos respectivamente). Sin embargo, lo más probable es que durante el proceso de desintegración de ambas series, o en un momento posterior, se produzca la separación geoquímica de los radioisótopos de sus isótopos parentales debido al diferente comportamiento fisicoquímico de estos elementos. Esto implica que ante cualquier proceso geoquímico se produce una transferencia diferencial de los mismos de las rocas al ambiente.

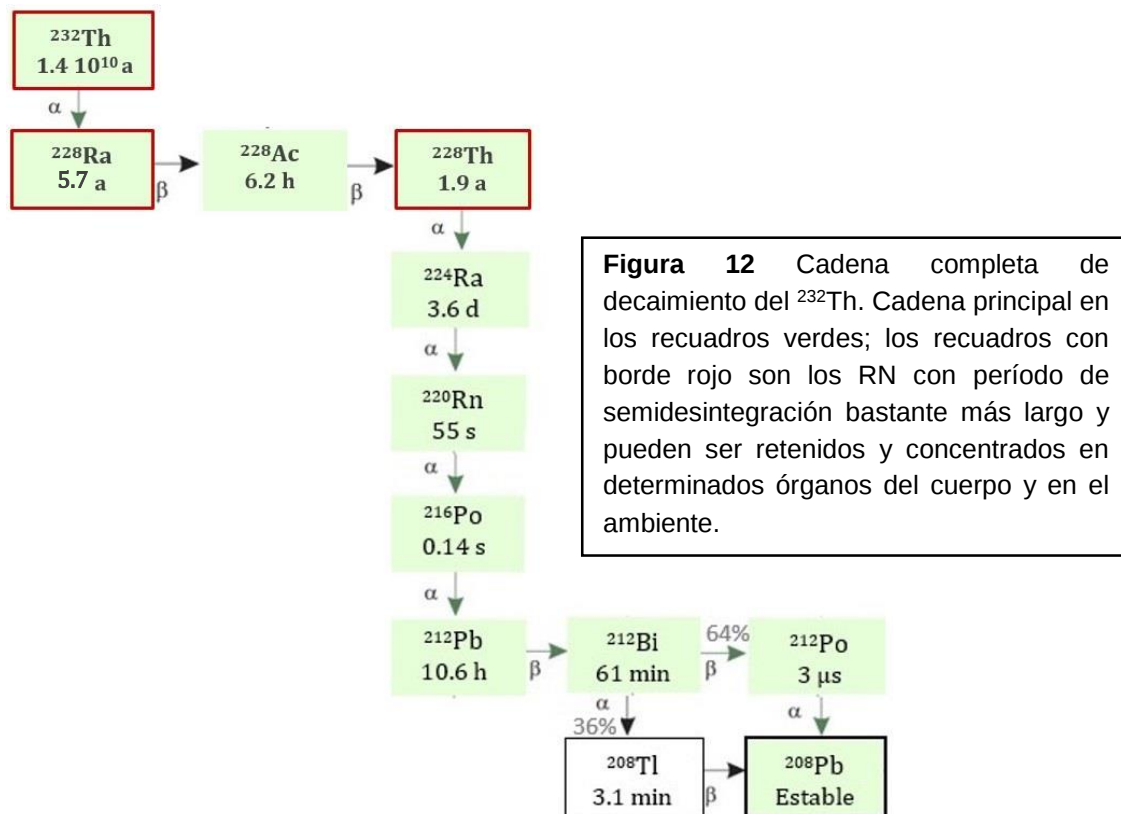
El ^{226}Ra puede tener concentraciones en los suelos desde ligera a altamente diferentes del equilibrio con su progenitor directo, el ^{230}Th , y con el iniciador de la cadena, el ^{238}U , debido al comportamiento químico distinto entre estos elementos y, por ende, su diferente movilidad en el ambiente.

Entre los productos de desintegración del ^{226}Ra se incluye el gas noble ^{222}Rn , que tiene un período de semidesintegración de sólo 3,8 días, aproximadamente. Sin embargo, se difunde muy fácilmente por aberturas y puede recorrer a veces un largo trayecto antes de su desintegración. En caso de ser inhalado puede representar un

factor de exposición interna muy importante por las partículas alfa que emiten él mismo y su progenie. El ^{222}Rn tiene además entre sus productos de desintegración dos RN de período bastante más largo, ^{210}Pb y ^{210}Po , los cuales pueden persistir más tiempo en el ambiente (Figura 11).



En la serie del ^{232}Th se aplican consideraciones similares. El ^{228}Ra tiene un período de semidesintegración suficientemente largo (5,75 años) y eventualmente logra persistir en el ambiente, y ante la intervención de cualquier proceso geoquímico puede ocurrir una disociación de su progenitor, el ^{232}Th . El ^{220}Rn es un elemento gaseoso de la cadena del ^{232}Th , el cual es equivalente al ^{222}Rn de la serie del ^{238}U . A pesar de que también puede ser inhalado, tiene un período de semidesintegración bastante más corto, de menos de un minuto, y con productos de semidesintegración comparativamente bastante más cortos respecto a los ^{210}Pb y ^{210}Po . Por tanto, la contribución a la exposición interna, tanto del ^{220}Rn como de sus hijos emisores alfa, es bastante menor o no significativa (Figura 12).



II.2.4. Condiciones de mayor exposición a la radiación terrestre

En este punto se tratarán las circunstancias en que intervienen las exposiciones a las RI de origen terrestre, salvo la exposición al radón en ambientes interiores que, por su relevancia, será tratada separadamente en el punto siguiente.

Como fue mencionado, la contribución a la exposición y las dosis asociadas a la radiación terrestre proviene de dos vías, por las exposiciones externas e internas a los RN. La contribución más importante a la exposición externa proviene de los RN emisores de rayos gamma presentes en pequeñas cantidades en las rocas y los suelos. Estos son principalmente el ^{40}K y los RN de las series de ^{238}U y ^{232}Th , en tanto que el resto de los RN, sean estos geogénicos o cosmogénicos, solo aportan magnitudes de exposición ínfimas. La información en la exposición al aire libre puede provenir de mediciones directas de tasa de dosis o de evaluaciones basadas en mediciones ambientales de concentraciones de RN (UNSCEAR, 2008).

Los niveles más elevados de RI de origen natural están asociados con algunos tipos específicos de rocas ígneas de composición granítica, con sus sedimentos asociados y sus rocas sedimentarias derivadas; como así también, en ocasiones, con algunos otros tipos de rocas, como lutitas carbonosas, carbones, turbas y fosforitas. La naturaleza ubicua de estas rocas-fuente de RI y su gran variabilidad obliga a realizar numerosos estudios ambientales en las rocas, suelos, aguas y los alimentos de consumo más habitual. Existen numerosos estudios que han medido los niveles naturales de RN en muchas regiones del mundo a fin de determinar los niveles del contenido de fondo en RN, con sus respectivos niveles de exposición promedio y las tasas de dosis asociadas (Biere y Jibiri, 2011; Korkmaz *et al.*, 2017; Zubair y Shafiqullah, 2020).

La exposición a los rayos gamma en ambientes exteriores está determinada por la concentración de actividad que presentan los suelos y las rocas circundantes. En ambientes interiores intervienen los materiales de construcción utilizados y sus niveles de concentración de actividad. El ICRP (*International Commission on Radiological Protection*) estima que en promedio las personas permanecen el 20% del tiempo en lugares abiertos y el 80% dentro de viviendas o espacios interiores. Esta premisa ejerce un peso relativo mayor a los materiales de construcción de origen pétreo por sobre los suelos y las rocas en la exposición externa, ya que no solo actúan más tiempo, sino que además en los ambientes interiores hay una disposición geométrica más envolvente. En los suelos, rocas y materiales de construcción se suelen utilizar los índices Ra_{eq} , H_{ex} y H_{in} , índice de Ra equivalente, índice de riesgo externo e índice de riesgo interno, respectivamente, para poder estimar y comparar la concentración de actividad de los distintos materiales en los sitios analizados, y así poder evaluar y controlar los niveles de riesgo de exposición debido a la presencia de estos materiales en el entorno (ver Anexo I; Saadaoui *et al.*, 2017; Tayibi *et al.*, 2011).

Las exposiciones internas surgen de la incorporación de RN por inhalación e ingestión. Por inhalación se incorporan los gases y las partículas de polvo presentes en el aire, mientras que por ingestión se incorporan los RN presentes en el agua y los alimentos. El componente dominante de la exposición por inhalación son los productos de la desintegración del gas radón de corto período de semidesintegración. En el caso de la ingestión, en promedio, la mayor exposición se debe principalmente al ^{40}K y en segundo término a los productos de desintegración del ^{238}U y el ^{232}Th que presentan la mayor biocompatibilidad y/o solubilidad para poder incorporarse a los alimentos y al agua en cantidades significativas (Chauhan y Kumar, 2015; Thien *et al.*, 2020).

En los ambientes exteriores en el aire encontramos ^{222}Rn en forma de gas y en partículas de polvo, aerosol y cenizas en suspensión. Estas partículas pueden contener cualquiera de los RN naturales en suspensión y en particular los RN producidos por el decaimiento del propio ^{222}Rn . La inhalación de RN naturales distintos del ^{222}Rn y su progenie solo contribuyen en menor medida a la exposición interna, con una concentración estimada promedio de 1 a 2 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Sin embargo, existe una gran variabilidad asociada con este valor, ya que los niveles locales pueden verse afectados por varios factores, como el clima y las concentraciones locales en el suelo. Otros factores que contribuyen a aumento de las concentraciones de los RN naturales son por ejemplo la carga de cenizas en el aire por incendios o la quema de combustibles (UNSCEAR, 2008). Las mayores concentraciones de RN observadas en el aire atmosférico corresponden a las hijas del ^{222}Rn , ^{210}Pb y ^{210}Po , con valores promedio de 500 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ y 50 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$, respectivamente. El promedio global de la dosis efectiva anual debida a la inhalación de RN de las series ^{238}U y ^{232}Th en el aire en ambientes exteriores se estimó en aproximadamente 0,006 mSv (UNSCEAR, 2008).

La cantidad de RN naturales ingerida depende de las tasas de consumo y de las concentraciones de los RN en alimentos y el agua. Estos parámetros varían bastante de región en región por los distintos niveles de fondo radiométrico de los entornos geológicos y los distintos hábitos de consumo. El tipo de suelo y el clima puede afectar en la retención y movilidad de los RN en el suelo y su disponibilidad a las plantas y por ende en la concentración de RN naturales (Taylor, 2007). En los suelos y las plantas las más altas concentraciones en RN naturales suelen ser de ^{210}Pb y ^{210}Po , con distribuciones bastante similares, en tanto que ^{226}Ra y ^{238}U suelen tener

concentraciones algo menores. La dosis efectiva promedio anual por ingestión debida a los RN de las series de uranio y torio fue estimada como 0,12 mSv, siendo el principal contribuyente a esta dosis el ^{210}Po . Sumando esto a la dosis efectiva promedio anual por ingestión debido al ^{40}K de 0,17 mSv, da una dosis efectiva promedio global por ingestión de 0,29 mSv (UNSCEAR, 2008).

Respecto a RN cosmogénicos, el aporte es extremadamente bajo a la dosis por ingestión. Solo ^3H , ^{14}C , ^{22}Na , ^{36}Cl y ^7Be , que pueden participar en las funciones metabólicas en el cuerpo humano, tienen alguna contribución, aunque mínima. El ^{14}C por mucho es el RN más importante de todos ellos, el cual tiene una actividad estándar de aproximadamente 230 Bq/kg de carbono total, lo que resulta en una dosis promedio efectiva anual de unos 12 μSv (UNSCEAR, 2008).

Los contenidos de las aguas han sido analizados en muchas regiones del mundo. Han demostrado tener una enorme variabilidad en la concentración de RN naturales, y de varios órdenes de magnitud, pero sus contenidos suelen ser en general muy bajos. Únicamente en algunas aguas de áreas cercanas a yacimientos o depósitos con mineralizaciones de uranio y torio pueden presentar valores elevados, siendo uranio, radio y radón, por su mayor solubilidad relativa, los analitos más abundantes.

En particular, el potasio luego de la ingesta de alimentos se distribuye dentro del cuerpo más o menos uniformemente y su concentración se mantiene estable. Y esto a pesar de que la abundancia del ^{40}K no es menor en la naturaleza, ya que su contenido representa el 0,012% del potasio elemental, el cual a su vez ocupa el séptimo lugar en abundancia en la corteza terrestre con el 2,4% de la misma. La regulación de la concentración del potasio en el cuerpo humano está determinada por el control homeostático que ejerce el organismo, por lo que en situaciones de salud normales el contenido corporal del potasio en humanos se mantiene siempre estable, típicamente entre 0,18 y 0,2 % del peso corporal y, por ende, su contribución en la exposición interna también lo es (UNSCEAR, 2008).

El uranio una vez incorporado en el organismo se retiene principalmente en el esqueleto sin presentar ninguna preferencia por algún tipo óseo en particular. El contenido de uranio en el organismo es en general muy bajo, pero existe una gran variabilidad entre los diferentes países y regiones. Se estima que el 70% del contenido corporal de ^{238}U está en los huesos y el resto en los tejidos blandos con las concentraciones más altas registradas en pulmones y riñones (UNSCEAR, 2008).

El torio después de la ingestión o inhalación se deposita principalmente en las superficies óseas, donde es retenido durante largo tiempo. Los modelos de metabolismo asumen que el 70% del contenido corporal de torio se retiene en el esqueleto. Las distribuciones de las concentraciones de uranio y torio en los huesos agrupados por país o región suelen ser semejantes. Asimismo, las distribuciones de las concentraciones de ^{238}U y ^{232}Th medidas para un mismo individuo también son bastante similares, aunque siempre se dan concentraciones algo más bajas en ^{232}Th (UNSCEAR, 2008).

El radio se retiene principalmente en los huesos y lo mismo ocurre con el plomo, aunque en menor medida. Por el contrario, el polonio se distribuye principalmente en los tejidos blandos, principalmente en pulmones, hígado y riñones. La presencia muy difundida de ^{210}Pb y ^{210}Po en el tabaco aumenta considerablemente la ingesta de estos RN por los fumadores. Se ha verificado que la concentración promedio de ^{210}Po

medida en el parénquima pulmonar de los fumadores es tres veces superior a los no-fumadores (Biere y Jibiri, 2011).

En resumen, por lo arriba mencionado para este componente se observa que el aporte de los niveles de dosis de RI en promedio es bajo, pero dada la gran variabilidad en el medio natural que presentan los RN de origen natural, en ciertos casos extremos es necesario monitorear tales niveles.

II.2.5. Exposición al gas radón en ambientes interiores

El radón (Rn) es un gas noble, inodoro, incoloro y radiactivo, que se encuentra en general en pequeñas cantidades en las rocas, las aguas y los suelos, además del aire. El isótopo más abundante es el ^{222}Rn , formado directamente a partir del ^{226}Ra , como resultado de la desintegración del ^{238}U , según fue indicado anteriormente. Otros isótopos del radón, ^{220}Rn (llamado también torón) y ^{219}Rn (llamado también actinón), generados a partir de la desintegración de ^{232}Th y ^{235}U , respectivamente, proporcionan una menor o ínfima contribución a la exposición humana. El radón, si no decae previamente dejando a sus hijas radiactivas en los suelos y las rocas, puede manar hasta la superficie donde se dispersa y diluye rápidamente en el aire atmosférico. Por tal motivo, el radón no representa un problema para la salud en espacios abiertos. Sin embargo, cuando se concentra en espacios cerrados como minas subterráneas, establecimientos laborales y educativos o en viviendas puede potencialmente representar un problema grave a la salud, contribuyendo de forma destacada a la dosis de RI que recibe la población general (ICRP, 2010).

Entre todas las fuentes naturales de exposición a las RI, el radón en espacios interiores ocupa el primer lugar en la gran mayoría de los casos, tanto por sus valores promedio generales como en los casos que involucran las tasas de dosis más altas. La principal vía de ingreso del radón a los ambientes interiores es por la infiltración de gases del suelo a través de aberturas y rajaduras. Otras vías de emanación del radón provienen de los propios materiales de construcción con niveles importantes en RN de las series de ^{238}U y ^{232}Th y de la desgasificación del agua de pozos con altos contenidos en radón, provocada en el interior de las viviendas, pero, en general, estas vías son bastante menos importantes (ICRP, 2014) (Figura 5).

Cuando cualquiera de sus isótopos, principalmente ^{222}Rn y, en menor medida, ^{220}Rn , es inhalado y decae en las vías respiratorias, produce una serie de RN de período corto que son asimilados por el organismo. Estos RN quedan adheridos a las paredes de las vías respiratorias donde continúan decayendo, otorgando así una importante fuente de exposición a las RI en los pulmones. Esta exposición es producida principalmente por las partículas alfa emitidas por varios de estos RN, aunque también hay algunos que emiten partículas beta y radiación gamma, lo cual contribuye a aumentar la dosis recibida (ICRP, 2010) (Figuras 13 y 14).

Los períodos de semidesintegración que tienen los RN asimilados son fundamentales para determinar las contribuciones relativas de las dos series del radón a la dosis sobre el tracto respiratorio. El período de semidesintegración del ^{222}Rn (Figura 13) es de 3,82 días y tiene cuatro productos de período corto: ^{218}Po (3,097 min), ^{214}Pb (27,06 min), ^{214}Bi (19,71 min) y ^{214}Po (163.8 μs) (NUDAT 3.0). Ambos isótopos del polonio son emisores alfa y los bismutos, parcialmente. Tiene además dos RN de período más largo, ^{210}Pb (22,20 a) y ^{210}Po (138,378 d), que pueden

acumularse por mucho tiempo en el organismo para luego decaer. Esto les permite circular en el organismo y depositarse en algún otro tejido (Figura 13).

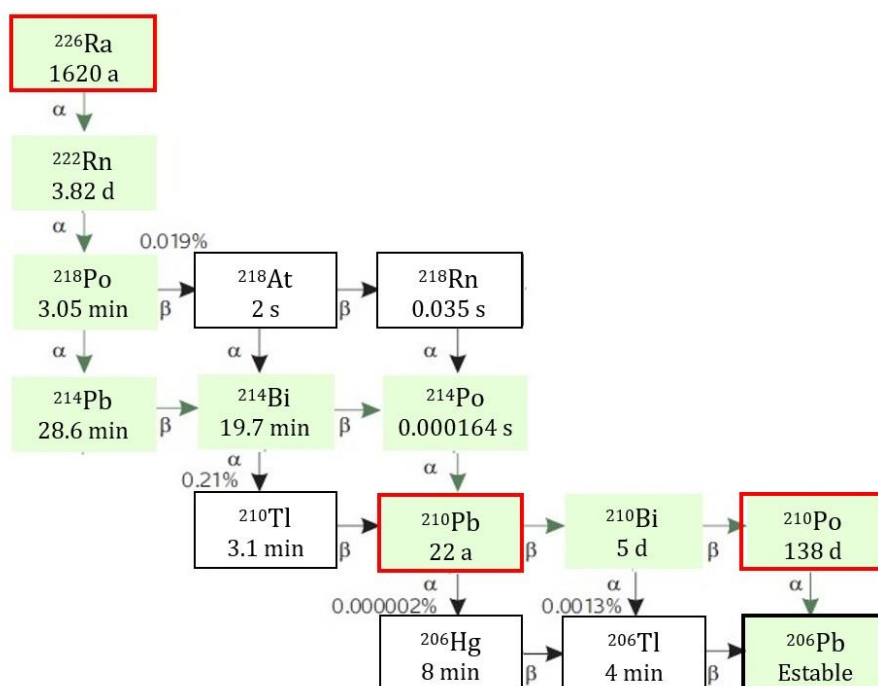


Figura 13. Cadena completa de decaimiento del ^{226}Ra ; cadena principal en los recuadros verdes. Los recuadros con borde rojo son los RN con períodos de semidesintegración bastante más largos y pueden ser retenidos y concentrados en determinados órganos del cuerpo y en el ambiente.

Respecto al ^{220}Rn (55,6 s), tiene un período de semidesintegración demasiado breve para lograr dispersarse desde su lugar de generación al entorno inmediato de las personas, por lo que su aporte a la dosis es bastante menor. Por el contrario, sólo el período algo más largo del ^{212}Pb (10,628 h), le permite migrar lejos de su fuente y que el organismo por inhalación o ingestión lo pueda asimilar antes de decaer y producir el emisor alfa ^{212}Bi (60,551 min) (Figura 14).

Las concentraciones relativas de los diversos RN de las dos series no solo dependen de sus respectivos períodos de semidesintegración, sino que también están fuertemente afectadas por sus respectivas propiedades físico-químicas. Una de las más importantes es la afinidad de los RN a adherirse a partículas de aerosol en el aire, de quedar en suspensión, trasladarse y posteriormente depositarse en las superficies de una habitación o en el suelo. La fracción del particulado con RN de la progenie del radón que puede formar parte del aerosol ambiental se la denomina fracción adherida, mientras que la fracción del particulado ultrafino (0,5-2 nm) al no adherirse a las partículas de aerosol ambiental se la denomina fracción no adherida (Hopke *et al.*, 1995; Tokonami, 1999).

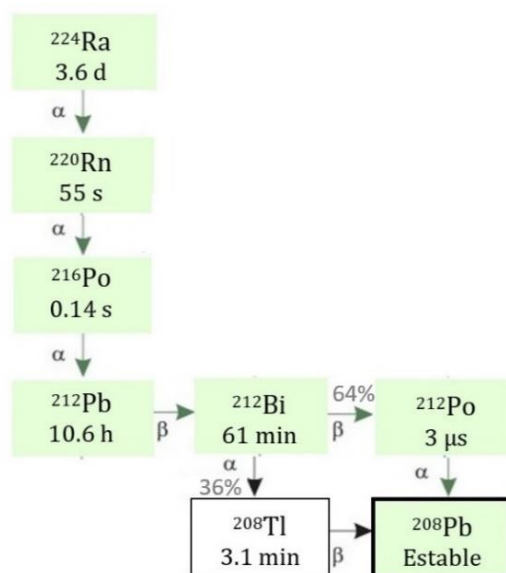


Figura 14. Cadena completa de decaimiento del ^{224}Ra ; cadena principal en los recuadros verdes.

Para una correcta evaluación de la exposición al radón y su progenie, se deben tener en cuenta tanto la concentración del propio gas radón, como las concentraciones de actividad de los RN de estas dos series de decaimiento más importantes del radón presentes en el aire. Se puede considerar para tal fin una variable que represente la suma total de las energías de las partículas alfa que todavía no se han liberado y que se encuentran como partículas en el aerosol. Se utiliza para ello el concepto de la tasa de exposición a la concentración de potenciales emisores alfa (PAEC) que puede estar en unidades de J/m^3 o de WL (nivel de trabajo, por sus siglas en inglés). Esta última unidad es la suma de energías alfa que restan por emitirse en un metro cubico de aire con una concentración de ^{222}Rn de $3700 \text{ Bq}/\text{m}^3$ en equilibrio con su progenie, la cual en condiciones ambientales normales es de $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV}$ (UNSCEAR, 2008).

Esta cantidad puede calcularse fácilmente si se conocen las actividades de todos los RN, en caso que se haya realizado una medición. Sin embargo, en la mayoría de los casos las actividades de todos los RN no se miden directamente, por lo que la exposición se determina indirectamente asumiendo ciertas relaciones de concentración, factores de equilibrio, etc., con lo cual se define una concentración equivalente en equilibrio de los RN en el aire. Se puede decir entonces que para la evaluación de la dosis no solo es importante el nivel de concentración de radón en una habitación sino también las condiciones ambientales que influyen en la concentración de cada RN en el aire.

Además, se podría asimilar el radón al ingerirlo en solución a través del agua de bebida, si no se la desgasifica previamente; o podría ser inhalado del radón por la desgasificación del agua en el interior de la vivienda. No obstante, se estima que en promedio el 95% de la exposición al radón proviene del aire en ambientes interiores y sólo alrededor del 0,1% se debe a la ingestión de agua potable. Por tanto, el aporte a la exposición de radón por ingerir agua, aunque no es desestimable para grandes concentraciones, en promedio es bastante bajo. Aunque los efectos del radón ingerido no son aun completamente comprendidos, se estima que la mayor parte de la dosis

debida a dicha exposición se encuentra en el tracto gastrointestinal, y en menor medida en otros órganos del cuerpo (UNSCEAR, 2006; Auvinen *et al.*, 2005).

Respecto a los niveles de referencia de la concentración de radón en agua para el consumo humano, aunque representa un riesgo bastante menor, se aplican en algunos países. Por ejemplo, las recomendaciones de la Unión Europea proponen una concentración máxima de 100 Bq/l para suministros públicos de agua y 1000 Bq/l para suministros privados. El agua subterránea puede contener típicamente algunas decenas de becquerel por litro, pero en ocasiones pueden darse concentraciones bastante más altas. En tal caso, suelen ser aireadas para eliminar el radón y otros gases no deseados, antes de suministrarse al público general.

Actualmente, luego de muchos estudios al respecto, en la comunidad científica hay pleno acuerdo respecto a que la irradiación de las partículas alfa en las vías respiratorias superiores ha sido responsable de la alta tasa de cáncer de pulmón observado en los mineros de minas subterráneas en diversos países (Xuan *et al.*, 1993; Hornung, 2001; Laurier *et al.*, 2004; Archer, 2004; Grosche *et al.*, 2006). Un punto clave que explica tal relación es el hecho que las partículas alfa del radón y su progenie cuando son emitidas en las paredes de las vías respiratorias tienen una trayectoria muy corta, de unas decenas de micrómetros, descargando toda su energía en un entorno muy próximo. De este modo, se genera una gran densidad de moléculas ionizadas y excitadas en las vías respiratorias, provocando a su vez importantes daños en el ADN de las células (BEIR, 1999; UNSCEAR, 2006).

Estudios recientes sobre la concentración de radón en interiores aportan pruebas sólidas de que provoca un número sustancial de casos de cáncer de pulmón en la población general. Según la OMS el radón es la segunda causa de cáncer de pulmón después del tabaco y las estimaciones actuales sobre la proporción de los casos de cáncer de pulmón atribuible al radón varían entre un 5% y un 14% según sea la concentración media de radón del país en cuestión y los métodos de cálculo empleados. Los análisis de riesgo indican que los casos de cáncer de pulmón aumentan con la exposición al radón y su progenie. Sin embargo, como son muchas más las personas expuestas a concentraciones de radón intermedias o bajas, la mayoría de los casos de cáncer de pulmón vinculados al radón son provocados por los niveles de exposición intermedios o relativamente bajos pero sostenidos en el tiempo, y no por las concentraciones más elevadas cuando involucran a poca población. Además, de los estudios epidemiológicos surge que la mayoría de los casos de cáncer de pulmón inducidos por radón se dan en fumadores, debido al fuerte efecto combinado del tabaco y el radón (Figura 15) (Puskin, 2003; Lubin *et al.*, 1997, Krewski *et al.*, 2006, Darby *et al.*, 2006).

Mortalidad por tipo de Cáncer en EEUU	
Tipo de Cáncer	Muertes Estimadas en 2020
1. Pulmón y Bronquios	135,720
2. Colon y Recto	53,200
3. Páncreas	47,050
4. Mama	42,690
5. Próstata	33,330
6. Hígado y vía biliar intrahepática	30,160
7. Leucemia	23,100
Cáncer de Pulmón Inducido por Radón	21,100*
8. Linfoma (comb. Hodgkin y no Hodgkin)	20,910
9. Cerebro y otros del sistema nervioso	18,020
10. Vejiga Urinaria	17,980
11. Esófago	16,170
12. Riñón y Pelvis Renal	14,830
13. Ovarios	13,940

Figura 15. Estadísticas de las causas de mortandad en EEUU en el año 2020.

(*) Los 21100 casos de cáncer anuales inducidos por radón están incluidos en los casos totales de cáncer de pulmón y bronquios (Field, 2018)

A pesar de que no hay aún una demostración concluyente, existen muchas evidencias de estudios sobre todo de estadística médica, que sostienen que la exposición a moderadas concentraciones de radón en ambientes interiores podría provocar también otros efectos a la salud. Recientemente han aparecido muchas evidencias sobre la existencia de una estrecha vinculación con diferentes tipos de cáncer hematológico, principalmente leucemia en mujeres y leucemia infantil que es la forma más común de cáncer en la niñez. Aunque tampoco está fehacientemente establecido, también se afirma que produce un mayor riesgo a contraer enfermedades respiratorias no malignas, fundamentalmente en niños, lo que lleva a pensar que los niños serían un grupo etario comparativamente más sensible a la exposición al radón. Se necesitarán futuros estudios más concluyentes para dilucidar estas relaciones (Laurier *et al.*, 2001; Mohnner *et al.*, 2006; Teras *et al.*, 2016; Moon y Yoo, 2021; Ngoc *et al.*, 2022).

Hoy en día, las mediciones de radón son relativamente sencillas de realizar y resultan esenciales para evaluar su concentración en los espacios interiores. Necesariamente, deben estar basadas en protocolos normalizados para garantizar mediciones precisas y reproducibles. La concentración de radón en interiores no solo varía por la emanación del sustrato sino por el tipo construcción y los hábitos de ventilación. Además, la concentración de radón varía sustancialmente según la estación del año, según el día e incluso llega a tener variaciones horarias importantes. Debido a estas fluctuaciones, estimar el promedio anual de la concentración de radón en los ambientes interiores requiere de mediciones fiables de radón e integradas en el tiempo, durante al menos tres meses, y de ser posible en diferentes épocas del año. Las mediciones de poca duración proporcionan solamente una indicación grosera de la concentración promedio real de radón (Canoba *et al.*, 1997; López *et al.*, 2003; Bonetto *et al.*, 2014).

La OMS se ha dedicado a esta temática centrada en el estudio de la exposición residencial al radón con una perspectiva enfocada en la salud pública. Realiza estudios estadísticos poblacionales de todo el mundo que incluyen recomendaciones sobre la reducción de los riesgos a la salud asociados al radón y elabora propuestas de políticas de prevención y mitigación del mismo. Asimismo, impulsa a los países a desarrollar programas nacionales de medición de radón en interiores y de control a la exposición, y recomienda a los diferentes países a que se elaboren programas integrales, vinculados de forma estrecha con otros programas relativos a la calidad del aire en interiores y al control del tabaquismo (WHO, 2007 y 2009).

La OMS propone para la concentración de radón en el aire de ambientes interiores un nivel de referencia de 100 Bq/m³. Dicho nivel es bastante conservador buscando minimizar lo más posible los riesgos a la salud derivados de la exposición. Si dicho nivel no pudiera ser aplicado por el país, la OMS pide que el nivel de referencia elegido no supere en ningún caso los 300 Bq/m³, que equivalen aproximadamente a una dosis efectiva de 10 mSv/año (ICRP, 2014). Un nivel de referencia nacional no representa un límite rígido entre la seguridad y el peligro, sino que define un nivel de riesgo derivado del radón en interiores que el país considera excesivo si es superado. El nivel nacional de referencia para el radón que el país adopta, representa la máxima concentración de radón aceptable en las viviendas, constituyendo un componente fundamental de los programas nacionales de salud. Dependiendo de cada país, el estado elige si prefiere recomendar o exigir las acciones correctivas o mitigadoras si este nivel es superado (Tabla 1).

En concreto, los programas de salud pública sobre radón buscan reducir los riesgos debidos al radón en ambientes interiores y son elaborados siempre a escala nacional. Las políticas nacionales deben centrarse en identificar las zonas geográficas donde la población corre un mayor riesgo derivado de la exposición al radón y en concientizar a la opinión pública sobre el riesgo asociado a la salud. El mapa a escala nacional del potencial de concentración de radón en ambientes interiores es un instrumento para optimizar la búsqueda de viviendas con concentraciones elevadas e identificar zonas donde deben aplicarse medidas preventivas o mitigadoras. Se muestran a modo de ejemplo los mapas de España y los Estados Unidos (CSN, 2017; Miles *et al.*, 2007) (Figuras 16 y 17).

En los Estados Unidos, el mapa de radón se encuentra disponible desde del año 1993, y las zonas se clasifican dentro de una escala de 3 niveles de riesgo, representadas por diferentes colores.

El mapa del potencial de radón en España fue desarrollado por el Consejo de Seguridad Nuclear, y categoriza las zonas del territorio estatal en función de sus niveles de radón, para lo cual se realizaron más de 12000 mediciones en viviendas, agrupadas por rango de exposición a la radiación gamma (también disponen de un mapa de distribución de radiación gamma natural). En el mapa se puede ver, por ejemplo, en color anaranjado los lugares donde el 90% de los edificios presentan una concentración superior a 400 Bq/m³, y en color magenta aquellos cuya concentración se sitúa entre 301 y 400 Bq/m³, que son niveles superiores al límite recomendado por la OMS. A través de una aplicación web interactiva, el público tiene acceso a esta información (CSN, 2017).

En nuestro país, no se ha elaborado aún un mapa de potencialidad de emanación del radón, pero se han realizado una gran cantidad de mediciones de radón en

diversas regiones del país, como se muestra en las Tablas 2 y 3, y la Figura 18 (Bonetto *et al.*, 2014). Como parte de sus tareas habituales, la Autoridad Regulatoria Nuclear (ARN) conduce un programa de monitoreo ambiental de gas radón, enfocado en la medición su concentración en aire en el perímetro de las instalaciones minero-fabriles de uranio y en el interior de las viviendas próximas a las mismas (ARN, 2022).

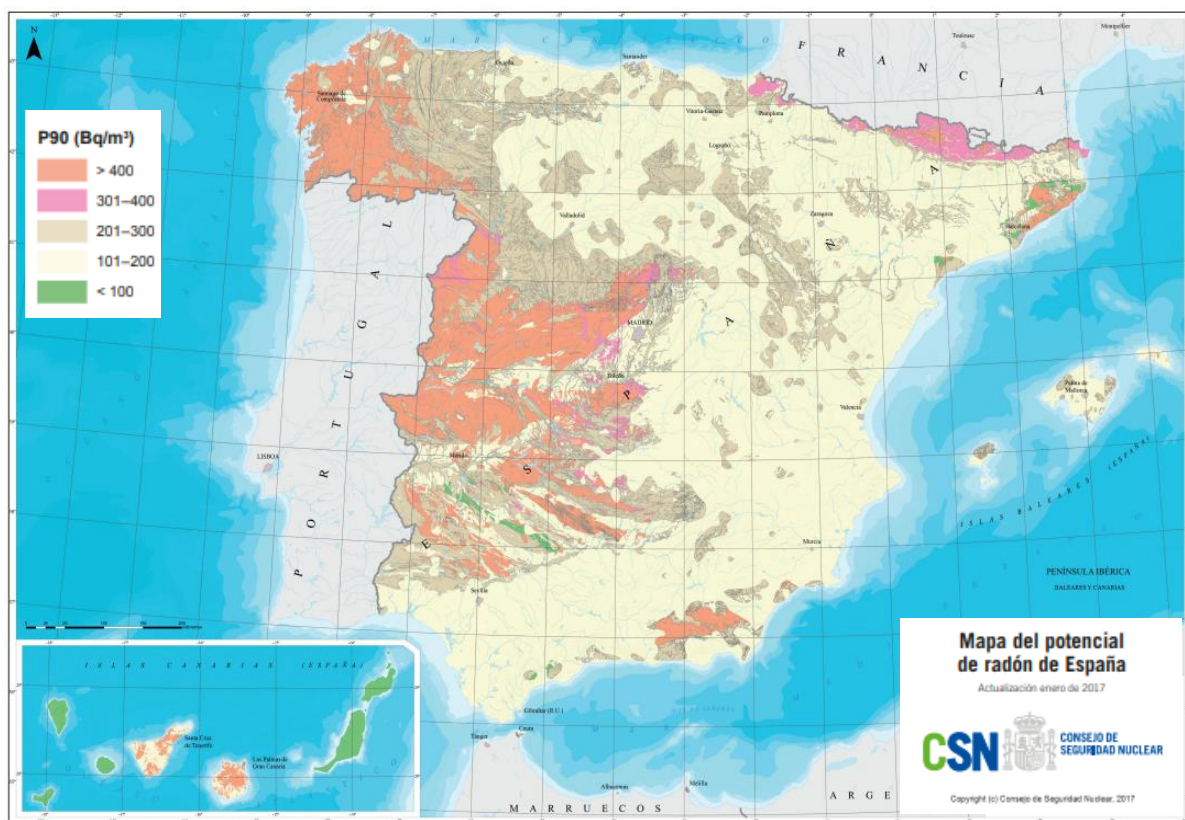


Figura 16. Mapa del potencial de concentración promedio de radón en interiores. (CSN, 2017).

Riesgo por Rn en interiores en promedio por condado

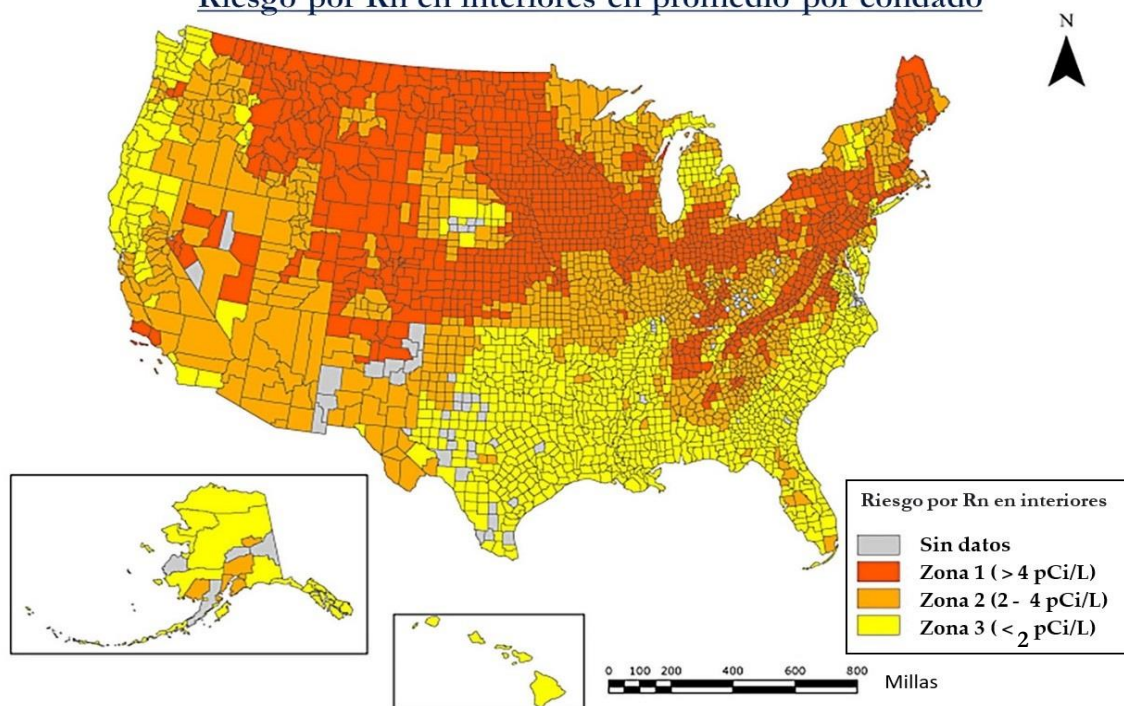


Figura 17. Zonificación del riesgo por radón en interiores en promedio por condado de los EEUU. Zona 1: mayor riesgo potencial, Zona 2: riesgo potencial moderado y Zona 3: bajo riesgo potencial (EPA, Environmental Protection Agency, 1993).

Países	Concentración promedio de Rn en hogares (Bq/m ³)	Límite de intervención (Bq/m ³)
Argentina ^(*)	46	300
Finlandia	123	400
Alemania	50	250
Irlanda	60	200
Israel	(*)	200
Lituania	37	100
Luxemburgo	(*)	250
Noruega	51-60	200
Polonia	(*)	400
Rusia	19-250	(*)
Suecia	108	400
Suiza	75	400
Reino Unido	20	200
Unión Europea	(*)	400
EEUU	46	150
Canadá	(*)	800

Tabla 1. Valores promedio de concentración de radón en hogares y límites de intervención de varios países. Fuente UNSCEAR 2000.
(*) Sin datos. (x) Fuente ARN.

Concentraciones promedio del radón en aire en viviendas de la Argentina				
Provincia	Concentración promedio de ²²² Rn (Bq/m ³)	Max	Número de Mediciones	Métodos (*) utilizados
Mendoza	49	542	1284	1,2,3,4
Corrientes	48	287	109	1
Buenos Aires	33	369	464	1,2,3,4
Chaco	49	138	35	1
Santa Fe	32	119	61	1
San Luis	42	298	228	1, 3, 4
Chubut	68	627	386	1,3,4
Sant. del Estero	27	82	80	1
Rio Negro	35	81	73	1,4
Córdoba	58	358	369	1,4
Entre Ríos	79	137	17	4
Tierra del Fuego	28	67	27	4
Salta	62	207	17	4
Santa Cruz	101	186	20	4
Total Argentina	46 (promedio pesado)		3170	
a 1- Makrofol, 2- SST Electrets, 3- Carbon Activado, 4- CR-39.				

Tabla 2. Concentraciones promedio del radón en aire de viviendas de la Argentina agrupadas por provincia (Bonetto *et al.*, 2014).

Concentraciones promedio del radón en aire en termas turísticas de Argentina		
Punto muestra	^{222}Rn (Bq/m ³) Carbón activado	^{222}Rn (Bq/m ³) CR-39
Punto sanitario	140 ± 15	120 ± 25
Baño A	1540 ± 170	1100 ± 200
Oficina baño A	490 ± 50	373 ± 70
Corredor baño B	300 ± 30	68 ± 15
Baño C	205 ± 20	414 ± 80
Corredor baño C	305 ± 30	254 ± 50
Baño D	770 ± 80	Detector perdido
Baño D, aguas sulfurosas	861 ± 90	877 ± 160
Corredor baño D	177 ± 20	113 ± 20
Baño E	854 ± 90	1755 ± 340
Corredor baño F	600 ± 60	459 ± 90

Mediciones de radón en aire en instalaciones gasíferas de Argentina

Instalación	Concentración radón (Bq/m ³)	Sitio muestra
E	1800 ± 300	Ethane + CO ₂
F	340000 ± 30000	(propano 18% - propylene 75%)
G	63000 ± 5000	(propano 18% - propylene 75%)

Concentraciones promedio del radón en aire en minas subterráneas de Argentina

Punto muestra	Concentración de gas radón* (Bq/m ³)
1	1840
2	3460
3	8200
4	1280
5	180
6	8200
7	6240
8	12900
9	145
10	150

Tabla 3. Mediciones de concentraciones promedio de gas radón en aire en instalaciones turísticas termales, en instalaciones gasíferas y en minas subterráneas de Argentina (Bonetto *et al.*, 2014).

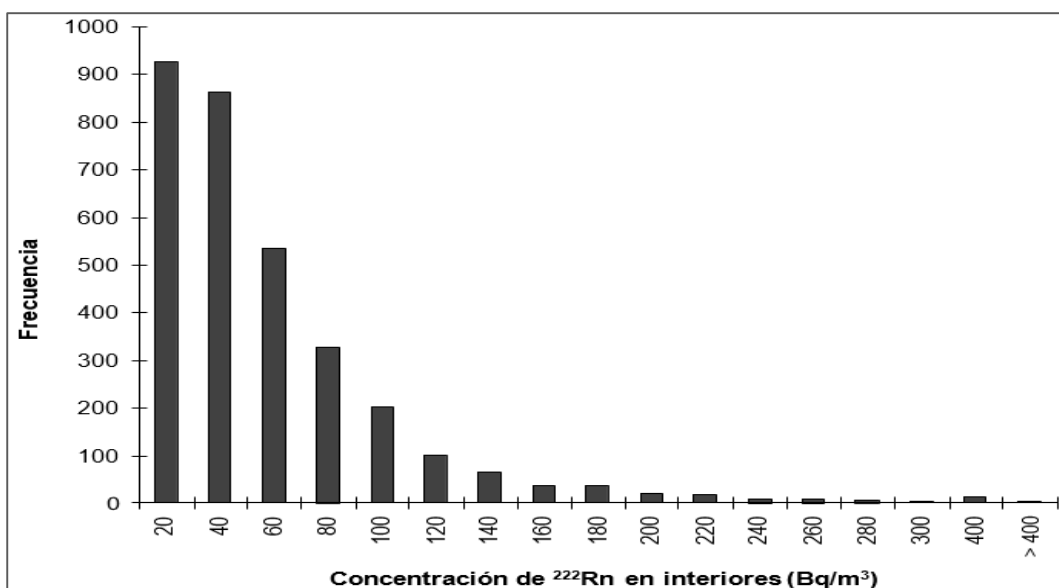


Figura 18. Histograma de distribución de los valores de concentración sumariados del radón en ambientes interiores de la República Argentina (Bonetto *et al.*, 2014).

II.3. EXPOSICIÓN A LA RADIACIÓN IONIZANTE NATURAL EN LAS INDUSTRIAS NORM.

II.3.1. Conceptos generales sobre la exposición ocupacional a la radiación ionizante

Según la Organización Internacional del Trabajo (OIT), la definición formal de exposición ocupacional ante cualquier peligro real o potencial es la que sucede durante las horas de trabajo, independientemente de cuál sea la fuente. Sin embargo, para la protección radiológica ocupacional es necesario distinguir entre exposiciones que se deben al entorno natural de radiación ionizante en el que se vive, de aquellas exposiciones recibidas en horas de trabajo y que pueden razonablemente ser consideradas como debidas o relacionadas a las tareas ejecutadas (ICRP, 2019).

La ICRP evalúa las distribuciones de las contribuciones anuales a las dosis efectivas individuales y dosis efectivas colectivas anuales, resultantes de la exposición ocupacional a las RI en las diversas industrias que correspondan, para cada práctica y tipo de fuente, tanto natural como artificial.

Los principales objetivos del análisis de las exposiciones ocupacionales son las siguientes:

- Evaluar las dosis externa e interna anual comprometida, acumuladas en los trabajadores en cada una de las principales actividades que impliquen una exposición significativa a las RI.
- Analizar las tendencias temporales de las exposiciones ocupacionales para evaluar la evolución a los cambios en las normas o requisitos reglamentarios (ej. cambios en los límites de dosis), nuevos desarrollos tecnológicos y modificaciones en las prácticas de trabajo.
- Comparar las exposiciones de los trabajadores en diferentes países y estimar los niveles mundiales de exposición para cada industria donde participen significativamente las RI.

La ICRP ha definido tres tipos de situaciones de exposición que incluyen todas las circunstancias posibles, las cuales se detallan a continuación.

- Situaciones de exposición planificada: son situaciones que implican la deliberada introducción y operación de fuentes. Las situaciones planificadas pueden conducir tanto a exposiciones que se prevé que habrán de ocurrir como a exposiciones potenciales que no puede anticiparse que ocurrirán.
- Situaciones de exposición de emergencia: son situaciones no contempladas que pueden ocurrir durante la operación de una situación planificada, o como consecuencia de un acto malintencionado, o cualquier otra situación inesperada y requieren la adopción de acciones urgentes a fin de evitar o reducir las consecuencias no deseadas.
- Situaciones de exposición existente: son situaciones de exposición que ya existen cuando debe tomarse una decisión sobre su control, incluyendo las situaciones de exposición prolongadas después de emergencias.

Los casos de exposición ocupacional a las RI de origen natural estarían incluidos fundamentalmente en las situaciones de exposición existente y sólo ocasionalmente en las situaciones de exposición planificada.

Asimismo, la ICRP basa sus criterios en los sabidos tres principios básicos de la protección radiológica para la exposición ocupacional a las RI las cuales se detallan a continuación.

- Justificación: Cualquier decisión que aumente la situación de exposición a la radiación debería ocasionar un beneficio superior al detrimento.
- Optimización: La probabilidad de una exposición, el número de personas expuestas y la magnitud de sus dosis individuales deberían ser mantenidas tan bajas como sea razonablemente alcanzable, teniendo en cuenta factores económicos y sociales.
- Limitación: busca evitar la ocurrencia de efectos determinísticos y reducir la posibilidad de los efectos estocásticos.

En lo que respecta a los límites de dosis para la exposición ocupacional a las RI la ICPR actualmente establece que es 20 mSv/año en dosis efectiva, considerando el promedio de las dosis de los últimos 5 años. Es decir, que no puede superar en 5 años los 100 mSv, y además la dosis no debe superar los 50 mSv en ninguno de los 5 años medidos.

Es sabido que en la minería del uranio los niveles de exposición a las RI naturales están muy por encima de los valores de fondo natural. Sin embargo, en este caso la protección radiológica a las RI de origen natural ha sido un tema muy estudiado desde su inicio, encontrándose hoy la actividad plenamente regulada, tanto en nuestro país como en el resto del mundo. En la Argentina la actividad inicialmente ha sido gestionada por la Gerencia de Protección Radiológica de la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA) hasta el año 1994, en que se crea el Ente Nacional Regulador Nuclear (ENREN) para asumir las responsabilidades regulatorias de la actividad nuclear, y que posteriormente se transformara en la ARN en el año 1997. Si bien la ARN actualmente no es la autoridad competente en relación a la aplicación de la normativa de los materiales NORM y las RI de origen natural fuera de la industria nuclear, ha abordado su estudio a través de proyectos por los que se han medido los niveles de exposición ocupacional en distintos sectores de trabajo no nucleares y al público general de manera no sistemática (Bonetto *et al.*, 2014) (Tablas 1, 2 y 3). Asimismo, recientemente la ARN ha realizado convenios con la SRT (Superintendencia de Riesgos de Trabajo) para el asesoramiento y capacitación sobre la temática de los materiales NORM y las radiaciones ionizantes de origen natural (SRT, 2023).

En cambio, si consideramos las actividades fuera del ámbito nuclear, en la mayoría de los casos, tanto el promedio como las dosis máximas recibidas por los trabajadores, se encuentran por debajo de 1 mSv/año. Sin embargo, en algunos casos se registran niveles de RI bastante más elevados que el fondo natural. En estos casos, las dosis suelen ser de unos pocos mSv a unas pocas decenas de mSv, pero se han llegado a registrar en algunas minas subterráneas tasas de dosis de hasta 100 mSv/año. Entre los grupos con actividades afectadas por niveles de exposición por encima del fondo natural se encuentran las tripulaciones aéreas, los trabajadores

involucrados en la extracción y procesamiento de minerales e hidrocarburos, y los trabajadores expuestos al radón en ambientes interiores en sitios de trabajo distintos de la minería subterránea (UNSCEAR, 1993).

Antes de la implementación de las normas básicas internacionales de seguridad, la mayoría de los países no se habían preocupado por evaluar la exposición ocupacional a fuentes naturales de radiación fuera de la actividad nuclear. Hoy día en varios países del mundo se han implementado legislaciones laborales de protección a las RI de origen natural y a los materiales NORM, ya que cualquier actividad laboral donde la presencia de fuentes naturales de RI conduce a un aumento significativo en la exposición a los trabajadores y el público general no puede ser soslayada (IAEA, 2007a y 2020; ICRP, 2019a y 2019b; UNSCEAR, 2020/21b).

Hasta el año 2021 las dosis de las tripulaciones aéreas en Argentina eran estimadas a partir de mediciones en la aeronave, o alternativamente por simulaciones numéricas. Esto se modificó a partir del año 2021 donde se estableció una nueva normativa de la ANAC (Administración Nacional de Aviación Civil) para las tripulaciones de la aviación civil en Argentina. En la misma se instrumenta el monitoreo individual de los tripulantes de todo personal expuesto a radiaciones ionizantes que superen por previsión el nivel de dosis de 1 mSv/año, estableciéndose en tal caso la realización de exámenes médicos periódicos y la obligación de informar siempre una situación de embarazo inmediatamente a la aerolínea. También se dispone que se planifiquen los programas de vuelo de los tripulantes de modo que las estimaciones de dosis no superen el límite establecido de 6 mSv/año, y no programar más vuelos en el año a los tripulantes que hayan llegado a ese límite (SRT, 2021).

Por el contrario, actualmente solo en algunos países se monitorea de manera rutinaria las actividades de los trabajadores involucrados en la industria minera no nuclear y la hidrocarburífera, a pesar de ser trabajadores expuestos o potencialmente expuestos, y que además representan por mucho, el grupo ocupacional más grande expuesto a las fuentes naturales de RI fuera de la actividad nuclear. Asimismo, debemos también considerar el monitoreo de otros lugares de trabajo u otras industrias no consideradas *a priori*, pero donde los trabajadores potencialmente podrían recibir dosis significativas debido a la exposición al gas radón en ambientes interiores cerrados o mal ventilados.

II.3.2. Características generales de los materiales NORM

Los RN de origen natural son ubicuos y están presentes en todos los materiales naturales, en general, en muy bajas concentraciones y no tienen, por tanto, en tal caso, un interés para la protección radiológica. Los materiales NORM, se destacan por ser materias primas naturales que poseen un contenido relativamente elevado en RN, a veces bastante por encima de los demás materiales naturales, pero en promedio comparativamente son mucho más bajos que los productos de la industria nuclear.

Por otra parte, las dosis implicadas no involucran nunca efectos determinísticos, aunque en ocasiones pueden ser muy elevadas y provocar efectos estocásticos, sobre todo cuando éstas son sostenidas en el tiempo. Solo deben tomarse como un valor de referencia los contenidos promedio en los elementos radiactivos, tanto en los NORM como en los procesos industriales subsiguientes, ya que existe una gran

variabilidad en el contenido de los RN, para los mismos materiales NORM con origen en sitios distintos (Figura 19), y para sus materiales TENORM derivados.

Las actividades que involucran NORM pueden dar lugar a exposiciones externas significativas, bien por exposiciones prolongadas a bajas tasas dosis gamma; o bien por exposiciones más cortas a altas tasas de dosis gamma. Mientras que el mayor potencial de exposición interna dependerá principalmente por cómo es la tarea con materiales NORM y si se dispone un equipo de protección personal. En minería, además del radón que puede ser una fuente importante de exposición interna en sitios cerrados o atmósferas subterráneas, las operaciones de molienda a gran escala generan polvo en el aire, por lo que las exposiciones por inhalación de materiales NORM pueden ser significativas, especialmente con materiales con concentraciones de actividad más altas, por ejemplo, por encima de las decenas de Bq/g.

En términos de exposiciones al público en las industrias específicas que involucran materiales NORM, se han registrado un aumento en las dosis anuales de unos pocos mSv en sitios próximos a la instalación. En estos casos, en general, las dosis públicas de NORM pueden surgir principalmente por procedimientos repetidos de liberación de RN al aire o por vertidos en el agua. Asimismo, pueden verse aumentadas además por el uso de subproductos de procesos industriales que contienen NORM, por ejemplo, en los materiales de construcción, como es el caso del fosfoyeso (IAEA, 2010; Saadaoui *et al.*, 2017).

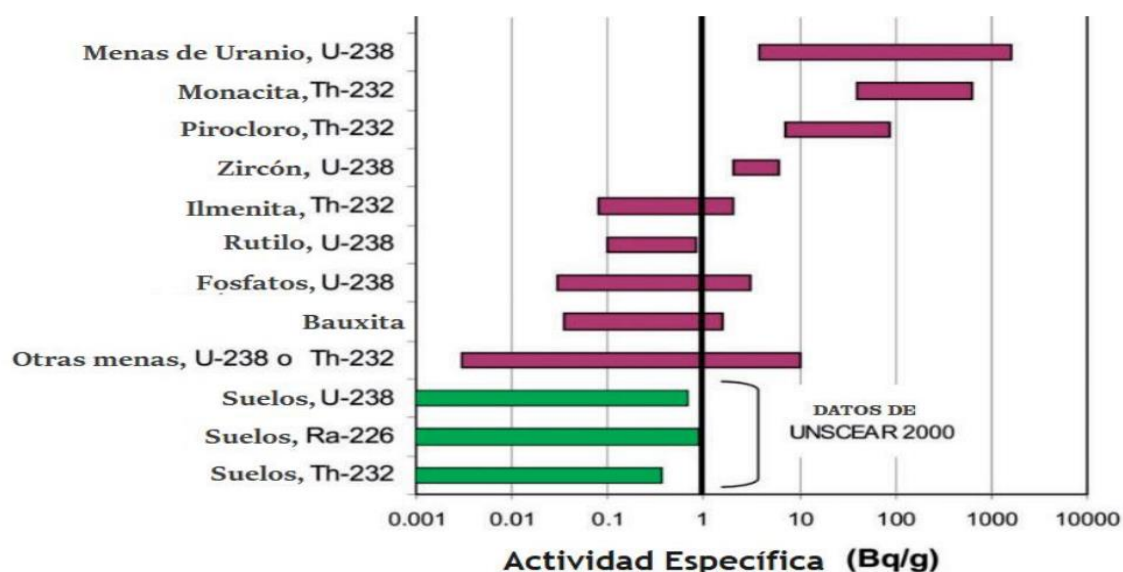


Figura 19. Rangos de actividad en Bq/g de los radioisótopos de ^{238}U , ^{232}Th y ^{226}Ra en suelos y de algunos materiales NORM de menas minerales de uranio, torio, titanio, zirconio, fosfatos, aluminio, de elementos de tierras raras y de menas minerales de otros elementos químicos (Wymer, 2008).

Los RN de origen natural contenidos o liberados por los materiales NORM y TENORM pueden significar niveles de radiación con riesgo potencial para la salud del público general o afectación al ambiente. No obstante, en condiciones de procedimientos bajo norma las exposiciones públicas a los materiales NORM están muy por debajo de 1 mSv/año, no representando, en tal caso, un problema radiológico.

Es necesario, por tanto, realizar una evaluación previa de las características de los materiales NORM involucrados y de los procesos industriales específicos subsiguientes, para identificar aquellos que corresponda que se apliquen las normas

de protección radiológica. Al igual que en la actividad nuclear, se establecen las condiciones y los niveles de eximición, exención, control regulatorio y eventual dispensa de material para estas industrias. Para tal fin, es necesario, primeramente:

- Monitorear su concentración en RN y los volúmenes de los materiales involucrados.
- Reconocer las vías potenciales de exposición y elaborar los modelos de dispersión y cálculos de dosis, considerando los factores físico-químicos y biológicos vinculados, tales como el tamaño de grano, el potencial de dispersión del particulado fino, la reactividad química, la capacidad de ser lixiviado o adsorbido y la asimilación biológica.
- A partir de estos datos realizar los cálculos y estimaciones de dosis efectivas ocupacionales y del público general.

Los encargados de elaborar las normas y regulaciones sobre seguridad radiológica son los organismos estatales pertinentes que buscan evitar situaciones de exposición no trivial a las RI, y de tomar medidas adicionales de seguridad radiológica o de contingencia frente a accidentes, derrames o acciones que afectan la salud de los trabajadores, del público en general o signifiquen un deterioro importante del ambiente (IAEA, 1999; IAEA, 2007a; Wymer, 2008; IAEA, 2013a; 2013b). Se han establecido criterios de exención para los materiales NORM y TENORM, los cuales consideran fuera del alcance regulatorio a los materiales que no exceden 1 Bq/g de concentración de actividad. Asimismo, se ha establecido además que cuando por las cantidades de material o por los procesos involucrados la dosis efectiva total que involucra a los trabajadores no supera 1 mSv/año, estas actividades se encuentran exentas del alcance de la regulación. Por el contrario, cuando estas condiciones no se verifican, se deben cumplimentar las normas de seguridad ordenando medidas de control radiológico de las dosis efectivas ocupacionales y del público general, las cuales no debieran superar los límites anuales propuestos por la ICRP, de 20 mSv y 1 mSv respectivamente. Estas medidas podrían incluir minimizar la duración de la actividad que involucra la exposición, implementar barreras físicas, de acceso o distanciamiento, colocación de blindajes, utilización de ropa o elementos de protección, mejorar la ventilación o implementar un monitoreo individual.

Respecto a la protección del ambiente se deben identificar y caracterizar los residuos generados para poder seleccionar el método óptimo para su gestión y almacenamiento. Más allá de la evaluación si las RI afectan significativamente o no al ser humano, tanto sea en el ámbito laboral o público, se debe tener en cuenta asimismo cualquier afectación no trivial de dichas actividades al ambiente. (ICRP, 2007; Muñiz y Bossio, 2010; ARN, 2019).

En el siguiente punto se analizará, como caso testigo, la industria del petróleo y gas, una de las industrias más importantes por la significativa generación de residuos que muchas veces suelen tener elevados niveles de concentración en RN, en tal caso caracterizados como TENORM.

II.3.3. Materiales NORM Y TENORM en la industria del petróleo y gas

Los hidrocarburos (carbón, bitumen, petróleo, gas), sus subproductos y desechos se encuentran entre las fuentes naturales más importantes de RN. La presencia de

estos RN es predominante en las primeras etapas extractivas, no obstante, no se deben obviar las etapas de distribución y producción, aunque el impacto radiológico en estas es siempre menor.

La producción de petróleo y gas ha ido aumentando enormemente con los años para satisfacer la creciente demanda mundial de energía, basada principalmente en estos recursos, e implicando con ello la generación de residuos. La radiactividad media de estos materiales NORM muchas veces apenas supera los 10 Bq/g, pero, en otros casos alcanza valores extremos de decenas de miles de Bq/g (Tabla 4). En ese caso, pueden representar potenciales riesgos a la salud y al ambiente, por lo que se requiere una atención especial en los procesos y un monitoreo de rutina de los residuos (IAEA, 2004; Evans *et al.*, 2016; Ali *et al.*, 2019).

Radionucleído	Petróleo Bq/g	Gas natural Bq/m ³	Agua/Producción Bq/L	Precipitados Bq/g	Lodos Bq/g
U-238	0.000 000 1–0.01		0.0003–0.1	0.001–0.5	0.005–0.01
Ra-226	0.0001–0.04		0.002–1200	0.1–15 000	0.05–800
Po-210	0–0.01	0.002–0.08		0.02–1.5	0.004–160
Pb-210		0.005–0.02	0.05–190	0.02–75	0.1–1300
Rn-222		5–200 000			
Th-232	0.000 03–0.002		0.0003–0.001	0.001–0.002	0.002–0.01
Ra-228			0.3–180	0.05–2800	0.5–50
Ra-224			0.5–40		

Tabla 4. Rangos típicos de actividad observada en los distintos materiales NORM y TENORM de la industria petrolera (IAEA, 2004).

El contenido de uranio en el petróleo siempre es relativamente bajo y por tanto también lo es en los productos derivados del petróleo; lo mismo ocurre con el torio, el ⁴⁰K, los isótopos de radio y sus hijas. Contrariamente, sus desechos, al igual que el entorno ambiental de la explotación, suelen tener niveles más elevados y, en ocasiones, bastante más elevados que los valores ambientales promedio. Cuando el petróleo se bombea desde el reservorio hasta la superficie también se extrae agua en cantidades variables dependiendo del yacimiento en cuestión. Aunque ocurre lo mismo con la extracción de gas, siempre es menor el volumen de agua que acompaña. El agua extraída y separada del petróleo contiene grandes cantidades de sales de muchos metales y de compuestos volátiles en solución, y en muchos casos suelen tener altos contenidos en RN. Los RN aparecen en solución en forma de sulfatos, silicatos y carbonatos que en ocasiones precipitan formando costras o sarros en el sistema de tuberías, tanques y en las bombas. Otro tipo muy importante de desechos que se producen son los lodos de perforación debido al volumen y complejidad química que presentan. A continuación, se describen sucintamente las características de estos residuos.

➤ **Agua de Producción.** El agua que se extrae en los campos petroleros se la conoce como “agua de formación”, y una vez utilizada en la producción, debido a que es reinyectada para tener mejores rendimientos, se la conoce como “agua de producción”. El agua de producción suele ser el principal residuo en términos de volumen resultante de la industria del petróleo. Aunque el uranio y el torio no entran fácilmente en solución, contiene una importante cantidad de RN, principalmente isótopos de radio y su progenie, que son llevados en solución hasta la superficie. El volumen de agua de formación siempre es proporcional a la cantidad de petróleo producido, en cambio su composición química y radioquímica varía de un campo petrolero a otro, dependiendo de varios factores, como son: (i) las condiciones de operación; (ii) las propiedades físico-químicas del agua, como presión, temperatura y pH; (iii) el tipo de hidrocarburo producido; (iv) el tiempo que está en producción; y (v) las características geológicas de las rocas circundantes y su contenido original de uranio y torio. Por tanto, el agua de producción se considera un material tipo TENORM con una proporción bastante variable, aunque en ocasiones muy elevada de elementos radiactivos (Tabla 4; Figuras 20a y 20b).

➤ **Precipitados.** Los precipitados de sales en la industria del petróleo y el gas son unos de los desechos más frecuentes y complejos de manejar. Están compuestos por silicatos, carbonatos y sulfatos de metales alcalinotérreos, por lo general BaSO_4 , SrSO_4 y CaCO_3 , que hacen coprecipitar cantidades variables de RaSO_4 , Ra_2SiO_4 y RaCO_3 . Los cambios repentinos de presión, temperatura y acidez del agua de producción son los factores que contribuyen a la precipitación de costras en las tuberías, tanques y equipos. Aunque los volúmenes son bastante menores comparados con los desechos de las aguas de producción, pueden llegar a tener actividades tan altas como decenas de miles de Bq/g (Tabla 4). Desde el punto de vista de la evaluación y gestión de riesgos de seguridad operacional, la manipulación e interacción con estos materiales representan el mayor riesgo potencial por los elevados niveles de exposición, sobre todo en los trabajos de mantenimiento y limpieza de rutina de las tuberías y de equipos, por lo que considerando los elevados valores de dosis a veces involucrados, deben realizarse con medidas de protección para minimizar el riesgo radiológico a los trabajadores y la contaminación al ambiente (Figuras 24a, 24b y 24c).

➤ **Lodos.** Los lodos de perforación son sustancias viscosas que consisten en una mezcla compleja que contiene diversos tipos de minerales triturados (arcillas, baritina, etc.), y una serie de aditivos orgánicos (acuosos, aceitosos o emulsiones de distinto tipo de mezclas) que se utilizan para cumplir diversas funciones necesarias en las perforaciones. Los lodos de perforación de la industria petrolera necesitan ser manejados especialmente ya que representan grandes volúmenes de residuos considerados peligrosos que pueden incluso contener elevados contenidos en elementos radiactivos de las series ^{238}U y ^{232}Th , con actividades variables (Tabla 4). En consecuencia, los lodos, pueden, en caso de sobreexposición, ser considerados desechos extremadamente peligrosos para la salud y el ambiente, tanto por la emisión externa como por la potencial inhalación de aerosoles y del radón emanado. Asimismo, el riesgo de afectar al ambiente aumenta al encontrarse en forma fluida, ya que puede infiltrarse a través del suelo y contaminar los suelos y gradualmente las aguas subterráneas.

➤ **Emisión de radón.** Finalmente, la contaminación del aire causada por la emisión de gases de orgánicos volátiles, producidos por la extracción de gas y petróleo suele ir acompañada del venteo de radón, el cual conlleva niveles a veces muy elevados de exposición, fundamentalmente en boca de pozo, pero también puede ocurrir en todo el recorrido posterior de las instalaciones y ductos.

Dada la variabilidad de las características de los residuos, la selección del método de tratamiento a aplicar es compleja y debe ser decidida de acuerdo a una evaluación de riesgos para cada caso particular. En la selección del método más apropiado deben considerarse: las características físico-químicas de los residuos, su nivel de actividad y el período de semidesintegración más largo de los RN presentes. Sin embargo, también existen otros factores del sitio a considerar, tales como: la geología del área, el clima y las características de las aguas subterráneas y superficiales, que influirán fuertemente en la conveniencia del método a seleccionar (IAEA, 2004; Evans *et al.*, 2016; Ali *et al.*, 2019). Se repasan brevemente estos métodos.

➤ **Tratamiento de las Aguas de Producción.** Debido a los grandes volúmenes de agua de producción que son extraídos durante la explotación, su almacenamiento no resulta un método factible. Los métodos más utilizados son: **(a)** la reinyección en el reservorio. **(b)** la descarga en el mar, y **(c)** la descarga en estanques.

- (a)** La reinyección en el reservorio donde se originó es una práctica común en muchas instalaciones de producción, aunque existen limitaciones técnicas que dependen de las condiciones del yacimiento y del grado de avance de los pozos de producción. No existen riesgos radiológicos asociados con este método siempre que el nivel de actividad del agua que se reinyecta sea igual o menor al de las formaciones geológicas donde se originó.
- (b)** La descarga directa en los estuarios o en el mar abierto es el método utilizado en las instalaciones de producción offshore y en muchas explotaciones costeras. Las condiciones regulatorias con respecto a la descarga directa en el mar difieren según el país; en algunos casos no hay requisitos y en otros se requieren autorizaciones si las concentraciones de actividad exceden los criterios de descarga establecidos por el organismo regulador o por convenios marítimos internacionales. Para este método siempre es necesaria una evaluación de riesgo de estas descargas a la salud y su impacto al ambiente, para lo cual se deben considerar todos los parámetros ambientales pertinentes, las condiciones locales (ej. estuario, costero o mar abierto) y definir el nivel conservativo aplicado en el modelado de las vías de dispersión y exposición.
- (c)** La descarga directa del agua de producción en estanques se realiza en muchos campos petroleros (Figura 20a), que al evaporarse o drenar en profundidad va dejando depósitos con una concentración a veces elevada de sales radiactivas (Figura 20b). Eventualmente, se requerirán luego medidas de remediación dependiendo de la actividad remanente, y según las regulaciones vigentes. Un factor clave para determinar la posibilidad de aplicar este método es la evaluación del impacto radiológico sobre las aguas superficiales y las aguas subterráneas circundantes y la potencial distribución de los RN en la biota local. El impacto dependerá de varios factores, como los

niveles de actividad de los RN en el agua de producción, la actividad contenida en las sales residuales depositadas, el grado de dispersión de los RN en las aguas superficiales y subterráneas circundantes y los volúmenes producidos. Este método puede ser visto como una forma de tratamiento de residuos para reducir su volumen, pero aumentando a la vez su concentración. Estas sales tendrán que ser tratadas como el resto de los residuos sólidos, en tanto que el suelo subyacente contaminado no removido necesitará remediación.

➤ **Tratamiento de los Precipitados y Lodos.** Los precipitados y los lodos tienen un amplio rango de actividades con diferentes RN y períodos de semidesintegración, al igual que los volúmenes producidos varían entre los distintos yacimientos, e incluso durante la vida de un mismo yacimiento. Por tanto, dada su variabilidad, el tratamiento de estos residuos no es sencillo (Figuras 21a, 21b y 21c). Para solucionarlo se han desarrollado varios métodos de tratamiento, algunos muy utilizados, mientras que otros se encuentran en fase de evaluación. Los más importantes son: **(a)** La descarga directa al mar. **(b)** La inyección en perforaciones abandonadas y en perforaciones con fracturamiento hidráulico (*fracking*). **(c)** La dilución de los residuos en sedimentos. **(d)** La disposición subterránea profunda. A continuación, se los resume brevemente.

- (a)** La descarga de desechos sólidos NORM directamente al mar es una práctica común de muchas explotaciones offshore y costeras, pero se deben respetar siempre las restricciones y procedimientos protocolizados. La descarga de desechos sólidos al mar no está permitida en algunos países, ya que este método puede generar una acumulación de precipitados alrededor de las plataformas marinas durante un largo período de años.
- (b)** Los residuos sólidos para poder ser emplazados en las perforaciones de producción abandonadas y en perforaciones con fracturamiento hidráulico (*fracking*) necesitan de sitios con estructuras geológicas estables en profundidad; y eventualmente encapsular o estabilizar los desechos.
- (c)** La dilución de los residuos sólidos en grandes volúmenes de sedimentos es un método de eliminación de residuos muy utilizado en la industria del petróleo, pero su aceptación muchas veces es dudosa, sobre todo cuando los contenidos en RN, metales pesados e hidrocarburos son elevados.
- (d)** La disposición de los residuos sólidos en instalaciones subterráneas profundas es un método bastante estudiado por la industria nuclear para los residuos de alta y media actividad del ciclo del combustible nuclear. Este método, aunque no ha sido aplicado para los residuos de industrias no nucleares está planteado para aquellos residuos TENORM que tienen los niveles de actividad más elevados, comparables a los residuos de media y baja actividad de la actividad nuclear. Algunas de las opciones que se han planteado ha sido utilizar cavernas de formaciones salinas o antiguas minas abandonadas acondicionadas para tal fin. Obviamente, para este tipo de proyectos, además de analizar las cuestiones técnico-económicas se necesita cumplimentar los estudios ambientales y las evaluaciones de riesgo pertinentes con criterios altamente conservativos para determinar los potenciales impactos.

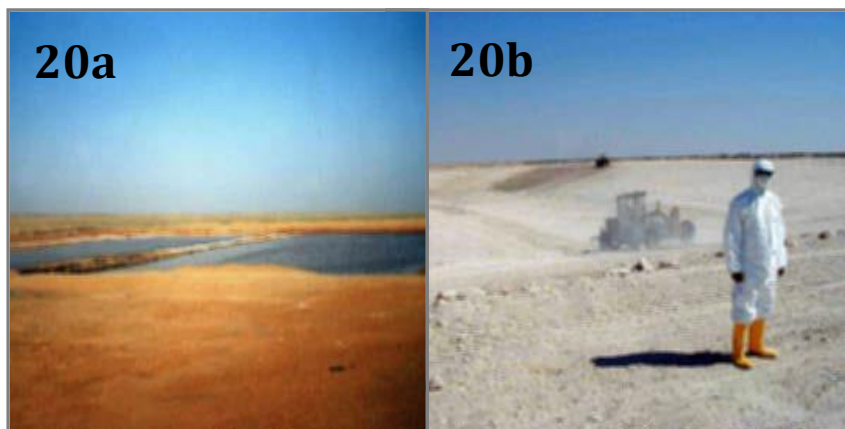


Figura 20a. Estanques donde se colectan las aguas de producción.
Figura 20b. Depósitos de sales precipitadas de antiguos estanques de agua de producción (IAEA, 2004).

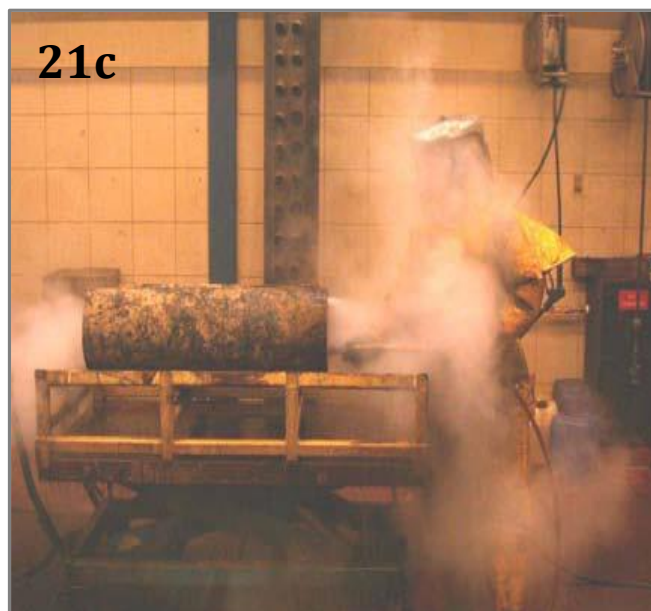


Figura 21a. Depósito de tuberías en desuso utilizadas en la industria petrolera, las cuales suelen presentar altos niveles de RI por precipitados de escorias y sarros de sales con RN en su interior.

Figura 21b. Instalaciones utilizadas para la limpieza de tuberías.

Figura 21c. Operario descontaminando tuberías con equipo inyector de agua de alta presión (IAEA, 2004).

III – PARTE EXPERIMENTAL: MEDICIONES AMBIENTALES DE RADIONUCLEÍDOS DE ORIGEN NATURAL

Según el detalle de lo analizado en las páginas precedentes, la medición de RN de origen natural resulta de suma importancia dado el potencial riesgo para la salud que en ocasiones implica la presencia de las RI asociadas. Sin embargo, existe además una amplia gama de aplicaciones en diferentes disciplinas de las ciencias de la tierra, en que las mediciones de RN son de gran utilidad para objetivos diversos. Los RN de origen natural son ampliamente utilizados como trazadores radiactivos en el estudio de distintos fenómenos naturales, según sea su afinidad geoquímica o su compatibilidad biológica, y de acuerdo a su período de semidesintegración, tal que permita identificar, interpretar y datar diversos procesos en la naturaleza, actuales o pasados (Tabla 5).

Radionucleidos primordiales		Radionucleidos cosmogénicos	
Radionucleido/Nucleido hijo	T _{1/2}	Radionucleido	T _{1/2}
⁴⁰ K / ⁴⁰ Ar	1.25×10 ⁹ a	³ H	12.3 a
⁸⁷ Rb / ⁸⁷ Sr	4.9×10 ¹⁰ a	⁷ Be	53.2 d
¹⁴⁷ Sm / ¹⁴³ Nd	1.06×10 ¹¹ a	¹⁰ Be	1.39×10 ⁶ a
¹⁷⁶ Lu / ¹⁷⁶ Hf	3.7×10 ¹⁰ a	¹⁴ C	5730 a
¹⁸⁷ Re / ¹⁸⁷ Os	4.12×10 ¹⁰ a	²² Na	2.6 a
¹⁹⁰ Pt / ¹⁸⁶ Os	4.83×10 ¹¹ a	²⁶ Al	7.17×10 ⁵ a
²³² Th / ²⁰⁸ Pb	-	³⁶ Cl	3.01×10 ⁵ a
²³⁵ U / ²⁰⁷ Pb	-	³⁹ Ar	269 a
²³⁸ U / ²⁰⁶ Pb	-	⁵⁰ V	2.71×10 ¹⁷ a
		⁸¹ Kr	2.3×10 ⁵ a

Radionucleidos de las series ²³⁸ U y ²³² Th	
Radionucleido/Nucleido hijo	T _{1/2}
²²⁶ Ra / ²²² Rn	1620 a
²²⁴ Ra / ²²⁰ Rn	3.6 d
²²² Rn / ²¹⁸ Po	3.82 d
²¹⁰ Pb / ²¹⁰ Bi	22 a
²¹⁰ Po / ²¹⁰ Pb	138 d

Tabla 5. Radionucleídos utilizados como trazadores radiactivos naturales para identificar y datar distintos procesos naturales, con sus correspondientes periodos de semidesintegración (T_{1/2}).

Sintéticamente, podemos enumerar los principales RN y sus campos de aplicación más general de acuerdo a sus características específicas, a saber:

- Los RN primordiales: ⁴⁰K, ⁸⁷Rb, ¹⁴⁷Sm, ¹⁷⁶Lu, ¹⁸⁷Re, ¹⁹⁰Pt, ²³²Th, ²³⁵U y ²³⁸U, se utilizan para identificar, interpretar y datar procesos geológicos en la corteza terrestre y manto superior

- Los RN de las series ^{232}Th y ^{238}U : ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb y ^{210}Po , se utilizan para identificar, interpretar y datar procesos biológicos, hidrológicos, sedimentarios, oceanográficos y atmosféricos.
- Los RN cosmogénicos: ^3H , ^7Be , ^{10}Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{36}Cl , ^{39}Ar , ^{50}V y ^{81}Kr , se utilizan para identificar, interpretar y datar procesos biológicos, hidrológicos, sedimentarios, oceanográficos y atmosféricos.

Al respecto, la CNEA viene desarrollando desde su inicio el muestreo y análisis de los contenidos de RN en diversos materiales naturales. Estas tareas son llevadas a cabo actualmente por distintos sectores y proyectos de investigación de la institución, apuntando a diferentes objetivos, entre los cuales están la exploración y producción minera, establecer líneas de base ambientales y la remediación de pasivos ambientales.

Dentro del Departamento Prospección de la Gerencia Exploración de Materias Primas (GEMP) de la CNEA se realizan diversas actividades donde es necesaria la medición de RN ambientales de origen natural. Para la realización del presente trabajo y dentro del marco de proyectos en curso de la GEMP, se llevaron a cabo mediciones de RN en zonas de exploración por uranio; y para la caracterización hidrológica en el ámbito del Complejo Minero-Fabril San Rafael (CMFSR) (Karkanis y Foresti, 2023).

Asimismo, se midieron los niveles de actividad de radón en los ámbitos de trabajo del Departamento Prospección de la GEMP con el fin de corroborar si tales niveles ameritan realizar acciones que mitiguen eventuales niveles elevados.

Las mediciones realizadas y los análisis de los resultados presentados son de elaboración propia. Incluyen, en el primer punto, mediciones de RN en suelos, en el segundo mediciones de aguas naturales y en el tercero mediciones en aire de ambientes interiores. Se describen para cada caso las metodologías y equipamientos utilizados, y se presentan sucintamente los resultados obtenidos, en la medida de lo posible, debido a la confidencialidad de la información.

III.1. MEDICIONES DE URANIO, TORIO Y RADÓN EN SUELOS

En el marco de los proyectos de exploración por uranio de la GEMP se efectúan relevamientos geoquímicos y emanométricos de radón en las áreas de cateo por el Departamento Prospección de la GEMP. Primeramente, las áreas de cateo o estudio, son seleccionadas por su interés prospectivo a raíz de las evidencias ya conocidas, por ejemplo, por los niveles de radiación gamma natural más elevados respecto a los valores gamma de fondo de los afloramientos de rocas y suelos del entorno o por el conocimiento previo de una geología favorable. Seguidamente se realizan campañas de muestreo geoquímico de suelos y rocas, los cuales son medidos con equipos de análisis multielemental de fluorescencia de rayos X (XFR), y entre estos a los radioelementos uranio y torio. Asimismo, se mide la emanometría de gas radón de los suelos de manera simultánea en los mismos sitios, empleando un procedimiento de medición integrada de unos dos meses de duración, con una serie de dispositivos provistos de materiales α -sensibles, denominados colectivamente detectores de estado sólido de trazas nucleares, para determinar la actividad relativa promedio del radón en cada sitio muestreado.

III.1.1. Metodología del muestreo geoquímico de suelos y equipos analíticos utilizados

Para llevar a cabo un muestreo geoquímico de suelos, primeramente, se implanta un diseño y un plan de muestreo para cubrir el área total de estudio, en el cual se establece un grillado con los sitios a muestrear. Para definir los sitios de muestreo apropiados se tienen en cuenta únicamente sectores no alterados y con suelo natural, contemplando especialmente que los terrenos estén a una distancia mayor a 100 m de rutas y caminos y evitando sitios afectados con cualquier actividad humana que genere contaminación o remoción de material. Se procede según protocolos de muestreo para evitar la contaminación de la muestra y las contaminaciones cruzadas entre las distintas muestras o entre los distintos horizontes del suelo. Es necesario también reconocer las condiciones particulares del suelo como color, granulometría predominante, grado de compactación y precipitados o concreciones.

La formación de los distintos tipos característicos de suelos depende básicamente de la tipología promedio de las rocas del entorno y la condición climática. Aunque existe una gran variedad de suelos todos ellos se pueden definir como sistemas compuestos de una serie de horizontes o niveles horizontales más o menos homogéneos, cada uno con una proporción particular y tipología de sedimentos, materia orgánica, humedad, sales precipitadas y gases telúricos. Básicamente, se dividen en 3 horizontes A, B y C, cada uno con sus características particulares, y que, dependiendo en cada caso y de acuerdo al objetivo específico, es seleccionado el que resulte más conveniente para ser muestreado y analizado.

Para acceder a la profundidad deseada y poder muestrear el horizonte elegido, que en este caso fue el horizonte C, fue utilizada una perforadora con motor (Figura 22a), en tanto que para la toma de la muestra se utilizó una pala excavadora (Figura 22b) y una muestreadora (Figura 22c). Las muestras fueron rotuladas y preservadas en bolsas plásticas, y luego enviadas al laboratorio del Departamento Prospección, donde fueron secadas y tamizadas. Con una alícuota del tamizado se midieron el pH y la conductividad eléctrica del suelo (método *Slurry Soil*) con el equipo multiparamétrico *Hanna HI9829* para poder caracterizar el suelo en función de la capacidad de intercambio catiónico.

El equipo *Hanna HI9829* (HANNA Instruments, sf). es un medidor portátil multiparamétrico diseñado para medir de manera simultánea pH, conductividad, sólidos totales disueltos, temperatura y oxígeno disuelto en aguas o suspensiones homogéneas. Para el análisis de suelos, se mezcla una cantidad de éste en agua destilada para crear una solución barrosa homogénea (*slurry*), facilitando la medición de estos parámetros físicos que pueden ser difíciles de medir directamente en suelos secos o compactos.

Finalmente, las muestras, fueron analizadas con los equipos de XRF, *Niton XL3t* (*Thermo Fisher*, 2010) y *TIGER S8* (*Bruker*, 2010), una vez que fueron primero compactadas en pellets para minimizar las interferencias por efecto de la matriz. El equipo *Niton XL3t*, de *Thermo Fisher*, es un equipo para el análisis mediante fluorescencia de rayos X por dispersión de energía (EDXRF), mientras que el equipo *Tiger S8*, de *Bruker*, es un equipo de espectrometría de fluorescencia de rayos X por dispersión de longitud de onda (WDXRF) (Figura 23).

La técnica de fluorescencia de rayos X consiste en la irradiación de la muestra con rayos X de energía suficiente para excitar los átomos presentes en la superficie del material. Los átomos excitados responden emitiendo una radiación secundaria (fluorescencia) de rayos X característicos, los cuales son únicos para cada elemento. El equipo detecta esta fluorescencia y mide la energía y la intensidad de dicha radiación, permitiendo así la detección de varios elementos simultáneamente y su cuantificación. Esta técnica es utilizada ampliamente en varias aplicaciones, y particularmente los equipos portátiles en minería y geología por su posibilidad de realizar mediciones en campo. Los EDXRF y WDXRF son dos variantes de la técnica XRF. En la primera, el detector mide directamente la energía de los rayos X fluorescentes emitidos por la muestra. La segunda utiliza un cristal analizador que dispersa los rayos X según su longitud de onda. Al seleccionar una longitud de onda específica en cada medición, se detectan los elementos de manera diferenciada, lo que proporciona mayor resolución y precisión, aunque consume mayor tiempo en el análisis. En ambos casos los equipos utilizan softwares específicos para resolver y deconvolucionar los espectros utilizando además librerías de materiales específicos como rocas, suelos, aleaciones metálicas, etc., para minimizar errores por efecto matriz producidos por los distintos tipos de materiales analizados.



Figura 22a. Uso del equipo de perforación a motor. **Figura 22b.** Uso de la pala excavadora. **Figura 22c.** Toma de muestra del horizonte C del suelo natural.



Figura 23a. Equipo Tiger S8 de espectrometría de fluorescencia de rayos X (WDXRF).
Figura 23b. Equipo Niton XL3T de espectrometría de fluorescencia de rayos X (EDXRF).

III.1.2. Metodología de la medición emanométrica del radón en suelos

El procedimiento para acceder a la profundidad deseada es realizado con las mismas herramientas del muestreo geoquímico hasta la profundidad de alrededor de 1 metro (Figura 24a). Previamente, en cada punto se toma una muestra de suelo y se mide el valor de la dosis gamma a esa profundidad, con un dosímetro portátil, marca Canberra, modelo Inspector 1000 (Canberra, 2004), provisto de una sonda de 1 m (Figura 24b). Este detector está especialmente diseñado para mediciones ambientales

y aplicaciones en campo, y contiene un cristal de centelleo de NaI(Tl) de 2" x 2", integrado a un sistema electrónico formado por un preamplificador, fuente de alta tensión programable y analizador multicanal, para la adquisición de espectros e identificación de nucleídos emisores gamma en un rango de 25 keV a 3 MeV.

Posteriormente, se instala el dispositivo para la medición emanométrica, basado en detectores de estado sólido de trazas nucleares (*solid-state nuclear track detector materials*, SSNTD). Los dispositivos instalados consisten en un tubo plástico de 1 m de longitud con un canister invertido adosado a su borde inferior (Figura 24c) que contiene la lámina sensible a partículas alfa (Figura 25a). Seguidamente, el dispositivo es cubierto con tierra para evitar la dilución de los gases telúricos por el aire atmosférico y cualquier otra acción de agentes externos. Las láminas de material α -sensible son retiradas luego de alrededor de dos meses de exposición en una segunda campaña en la zona para ser luego procesadas y micro-fotografiadas en los laboratorios de dosimetría del Centro Atómico Constituyentes.

Los materiales detectores consisten en compuestos poliméricos de muy alta pureza en forma de láminas delgadas, que al ser impactadas por partículas cargadas sufren daño o desorden en su estructura a escala atómica, generando trazas a lo largo de la trayectoria de las partículas incidentes. Dichas trazas son reveladas mediante agentes químicos que atacan el material en forma preferencial en la zona dañada, proceso conocido como *etching*. Este revelado amplía las trazas haciéndose posible la observación de los impactos mediante microscopía óptica.

Finalmente, el conteo de los impactos es realizado con un software específico de tratamiento de imágenes y posteriormente se calcula el conteo normalizado de impactos $E^{(*)}$, con la ecuación (A). En las microfotografías de las Figuras 25b y 25c puede apreciarse el contraste de densidad de impactos de partículas alfa, el cual es proporcional a la emanación del radón telúrico de cada sitio.

$$E^{(*)} = \frac{\text{Impactos } \alpha}{\text{dias} \times \text{mm}^2} \quad (A)$$

III.1.3. Tratamiento de los datos

Luego de realizar todos los ensayos y mediciones, se vuelcan los datos en un software específico, el *ArcGis 10.3* (ArcGis, sf) para la gestión y análisis de datos geoespaciales. Este programa despliega un sistema de información geográfica para realizar el análisis estadístico y geográfico de las variables en estudio. En primer lugar, fueron examinados los histogramas de frecuencias, de curvas acumulativas y *QQ-plot* de las variables que presentan una mayor vinculación estadística o geográfica con el uranio, para determinar la presencia de distintas poblaciones estadísticas (anómalas o de fondo) y reconocer si siguen algún tipo de distribución específica. Para definir la correlación estadística entre variables se aplica la mayor de las veces coeficientes de correlación ρ de *Spearman*, ya que estos no se ven afectados por valores extremos ni presuponen una distribución normal de las variables, como es el caso de los coeficientes r de *Pearson*.

Debido a la extensión de las áreas de estudio, se ha observado la presencia de varias poblaciones estadísticas distintas en las diferentes variables analizadas. Los límites entre las poblaciones se pueden reconocer a partir de los quiebres en la curva

de distribución acumulativa, que representan los límites entre las distintas poblaciones geoquímicas o bien utilizando parámetros estadísticos robustos, como son, la mediana, media acotada, el desvío intercuatílico (IQR) y el promedio de desvíos absolutos de la mediana (MAD) (Reimann *et al.*, 2005). De esta manera, en las variables que muestran una mayor vinculación con el contenido de uranio en los suelos, se definieron las distintas poblaciones estadísticas, las poblaciones *de Fondo* (rangos de concentración típicos de zonas definidas), y las poblaciones *Anómalas* (rangos de concentración atípicos muy localizados), y sus respectivos umbrales, para lo cual se utilizaron la fórmula: $Q_2 + 3 \cdot MAD$, para el primer umbral de anomalía; y la formula: $Q_2 + 6 \cdot MAD$, para el segundo umbral de fuerte anomalía (Tabla 6).

En los estudios geoestadísticos se hace imprescindible la interpolación de datos, es decir, el cálculo de los valores desconocidos de una variable espacial a partir de otros valores medidos o conocidos. Existen muchos métodos de interpolación para mapear zoneografías de las variables geográficas medidas, pero dependiendo de la escala de trabajo y el tipo de variable es conveniente utilizar alguno en particular. En este caso, se ha utilizado con el software *ArcGis* el algoritmo de interpolación 2D denominado “vecinos naturales”. Este método de interpolación, también conocido como interpolación “*Sibson*”, puede ser aplicado para una o más dimensiones, y permite determinar asociaciones espaciales de cercanía utilizando un subconjunto de muestras que circundan a un punto de consulta, asegurando que los valores interpolados estén dentro del rango de las muestras utilizadas. Su fórmula general es:

$$G(x) = \sum_{i=1}^n w_i(x) f(x_i)$$

Donde, $G(x)$ es el valor estimado en el punto x ; $w_i(x)$ son los pesos respectivos de los puntos medidos i , vecinos al punto x ; $f(x_i)$ son los valores conocidos de la variable de los puntos i , vecinos al punto x . Dada una segmentación o teselación del espacio 2D, cada punto medido tiene un sector o teselado donde adquiere peso el valor de la variable geográfica medida. Los pesos w_i se calculan considerando la proporción del área de la segmentación que le corresponde a cada punto medido i , de los puntos vecinos al punto x que se desea estimar, los cuales se superponen con la segmentación definida en el punto x , es decir:

$$w_i(x) = \frac{A(x_i)}{A(x)}$$

Donde, $A(x_i)$ es la superficie de cobertura o intersección entre la segmentación centrada en cada punto i medido con la segmentación centrada en cada punto x a estimar; $A(x)$ es la superficie de la segmentación centrada en cada punto x a estimar.

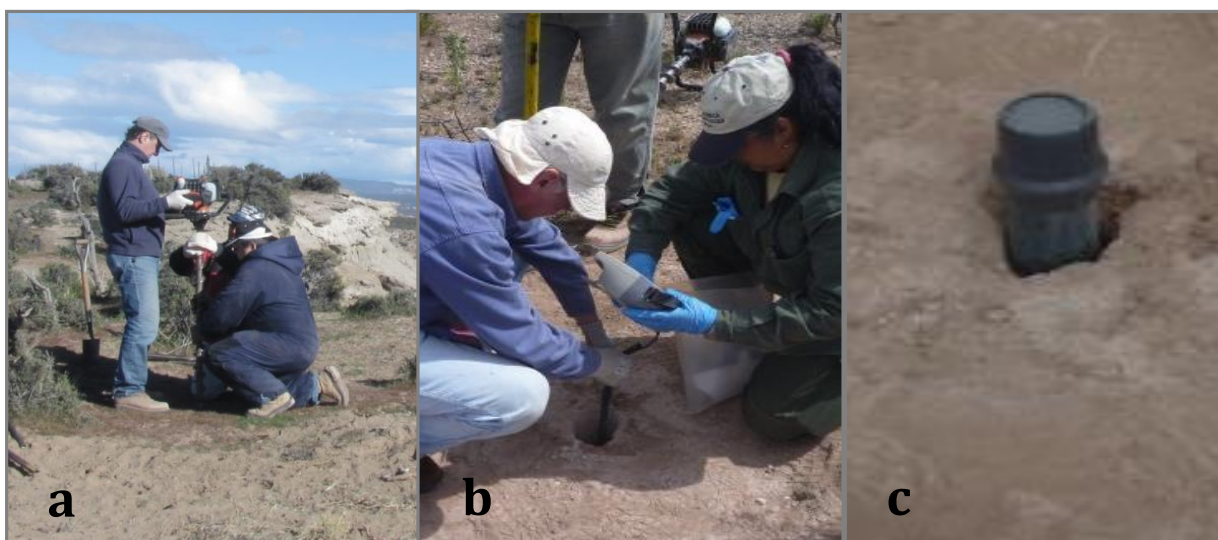


Figura 24a. Uso del equipo de perforación a motor. **Figura 24b.** Medición de la dosis gamma natural dentro del pozo. **Figura 24c.** Instalación del dispositivo de medición de radón.

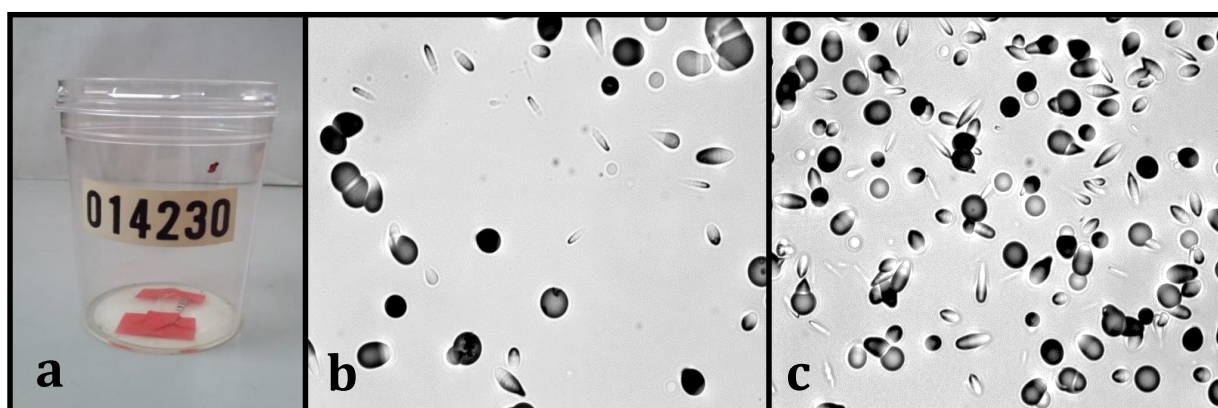


Figura 25a. Canister provisto de una placa de material α -sensible. **Figura 25b.** Microfotografía de los impactos de partículas α sobre el material sensible con baja densidad de impactos. **Figura 25c.** Microfotografía de los impactos de partículas α sobre el material sensible con alta densidad de impactos.

III.1.4. Reseña de los resultados obtenidos

Una vez discriminadas las poblaciones de fondo y anómalas de los valores de concentración de los elementos analizados y la emanometría de radón, se mapearon los sitios de muestreo junto a su zoneografía correspondiente, en las cuales se puede observar un patrón de distribución espacial de las anomalías de varios elementos que acompañan las áreas anómalas por uranio. Asimismo, se observa la presencia de una correlación estadística positiva del uranio principalmente con el Mo, y más débilmente con los elementos W, Pb y la emanometría de radón, $E^{(*)}$, en la matriz de coeficientes de correlación ρ de Spearman de las variables de 63 muestras (extraídas del total de 70 muestras debido a que pertenecen a la misma unidad geomorfológica) (Tabla 7).

Finalmente, para poder interpretar plenamente la información geoquímica arriba indicada, fue analizada conjuntamente con otros datos geológicos y geofísicos, que resultan concurrentes con un modelo de un depósito de uranio en profundidad, de tipo sedimentario y asociado a Mo, dentro del área marcada con un círculo en los mapas de la figura 26. El detalle completo de los resultados obtenidos y su ubicación geográfica no se presenta en este escrito por razones de confidencialidad.

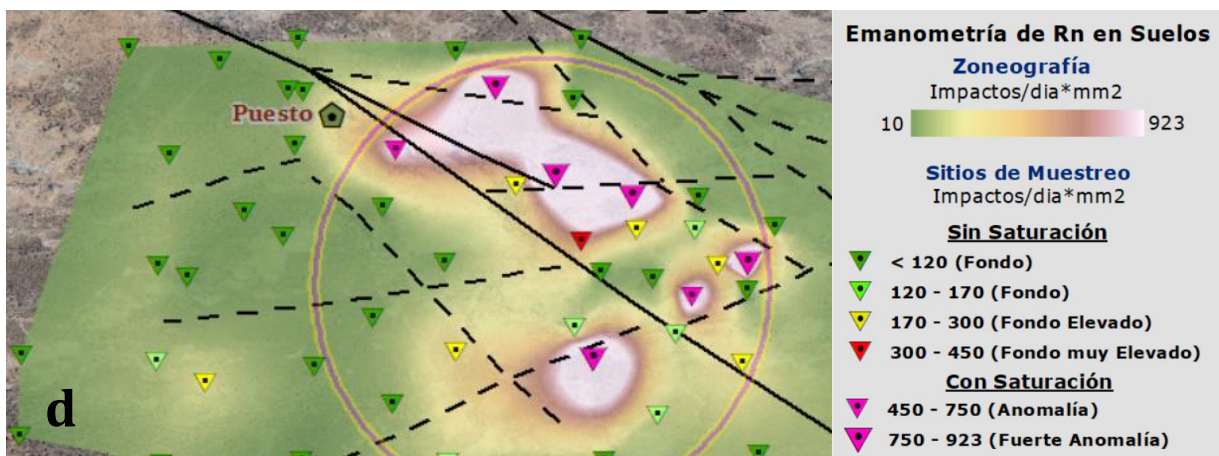
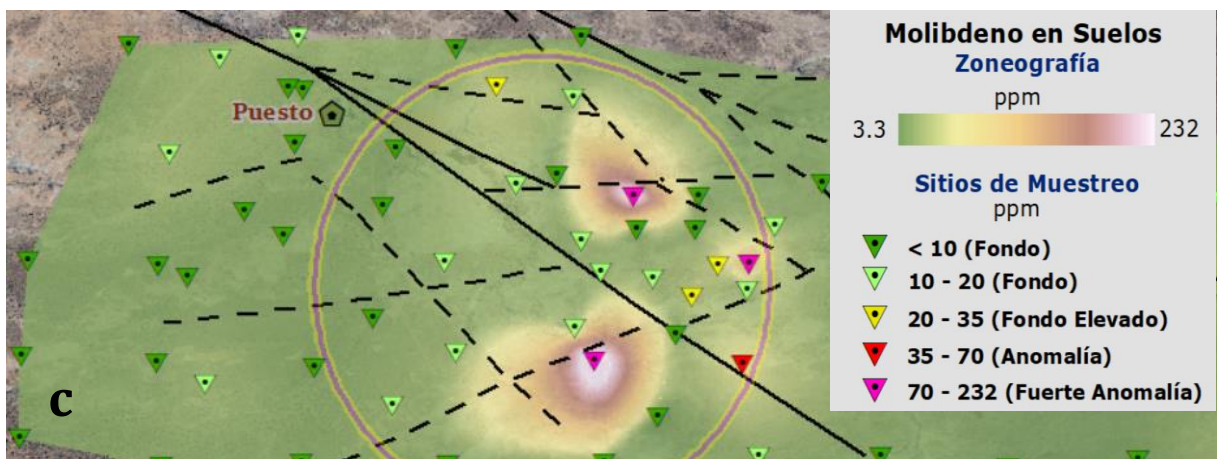
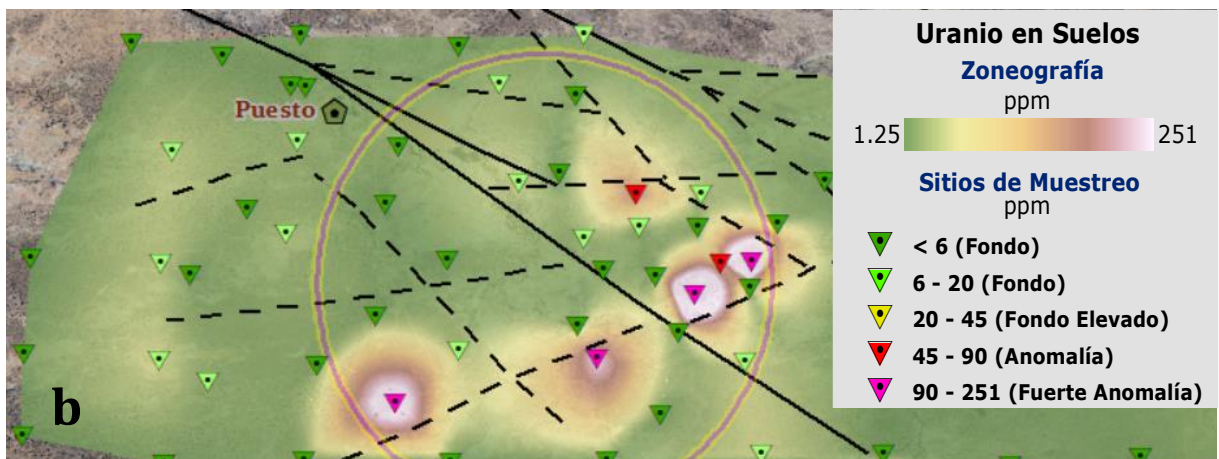
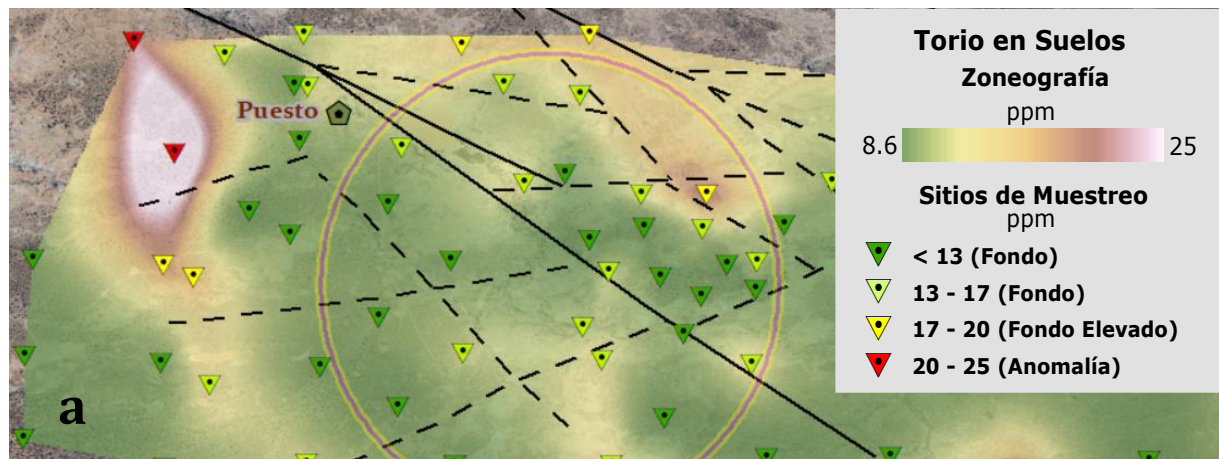
Radiación ionizante de origen natural, fuentes y entornos de exposición. Mediciones ambientales y su importancia en Argentina.

	N	Min	Q ₁	Q ₂	Q ₃	Max	DIQ	$\bar{X}$	σ	MAD	MAD/Q ₂	# Anom	% Anom
U	70	1.25	3.3	5.4	9.5	251	6.2	17.5	42.2	14.3	2.65	6	9%
Th	70	8.6	11	13	16	25	4.6	13.7	3.3	2.6	0.20	-	-
Zr	70	137	301	376	476	1145	175	410	179	117	0.31	-	-
Ti	70	704	1440	1909	2115	2755	675	1806	516	418	0.22	-	-
Fe	70	0.42	1.54	1.90	2.26	3.18	0.72	1.93	0.53	0.41	0.22	-	-
Mn	70	36	162	338	602	3671	440	580	785	398	1.18	-	-
V	70	59	84	96	112	364	28	105	42.4	22.5	0.23	-	-
W	70	12	19	22	33	68	14	26.5	11.6	8.6	0.39	4	6%
Mo	70	3.3	7.6	9.1	12.8	232	5.2	17.2	34.8	9.8	1.08	4	6%
As	70	0.7	4.1	5.1	7.8	68	3.7	8.3	10.8	4.4	0.85	4	6%
Cu	70	10	20	24	28	47	8	24.0	6.3	4.8	0.20	-	-
Pb	70	15	21	23	29	113	8	26.6	14.3	6.6	0.29	4	6%
Zn	70	20	36	43	49	83	13	43.4	11.6	8.1	0.19	-	-
S	70	50	50	50	475	7890	425	710	1545	660	13.20	-	-
Ca	70	0.16	0.46	0.75	1.2	5.11	0.74	1.15	1.15	0.67	0.89	-	-
K	70	0.06	1.15	1.27	1.43	1.63	0.27	1.27	0.23	0.16	0.13	-	-
E (*)	57	10	65	128	174	923	109	190	221	120	0.94	7	12%

Tabla 6. Tabla con parametros estadísticos de las variables analizadas. **[N]:** Numero de muestras analizadas; **[Min]:** Valor mínimo registrado; **[Q₁]:** Valor del primer cuartil; **[Q₂]:** Valor del segundo cuartil (Mediana); **[Q₃]:** Valor del tercer cuartil; **[Max]:** Valor máximo registrado; **[$\bar{X}$]:** Promedio de todas las muestras; **[σ]:** Desvio Estandar; **[DIQ]:** Desvio intercuartilico; **[MAD]:** Desvio absoluto de la mediana; **[# Anom]:** Numero de muestras anómalas; **[% Anom]:** Porcentaje de muestras anómalas. **Primer umbral de anomalia:** $Q_2 + 3 \cdot MAD$. **Segundo umbral de anomalia:** $Q_2 + 6 \cdot MAD$.

	U	Th	Zr	Ti	Fe	Mn	V	W	Mo	As	Cu	Pb	Zn	S	Ca	K	E (*)
U	1.00	0.20	0.31	-0.10	-0.24	0.06	0.18	0.43	0.60	0.22	0.08	0.41	0.01	0.06	0.05	0.08	0.41
Th	0.20	1.00	0.04	0.24	-0.26	0.07	0.01	0.03	0.20	0.07	0.08	0.57	0.27	0.18	-0.20	0.38	-0.03
Zr	0.31	0.04	1.00	0.33	-0.10	0.04	0.26	0.07	0.63	0.08	0.35	0.05	-0.10	-0.09	-0.04	0.07	-0.06
Ti	-0.10	0.24	0.33	1.00	0.37	0.33	0.43	-0.09	0.17	-0.01	0.48	-0.07	0.27	-0.22	-0.22	0.00	-0.33
Fe	-0.24	-0.26	-0.10	0.37	1.00	0.41	0.54	0.13	-0.15	0.21	0.46	-0.33	0.59	-0.31	0.25	-0.43	-0.16
Mn	0.06	0.07	0.04	0.33	0.41	1.00	0.50	0.21	0.32	0.09	0.53	0.05	0.28	-0.37	0.14	-0.40	0.14
V	0.18	0.01	0.26	0.43	0.54	0.50	1.00	0.39	0.35	0.50	0.70	0.01	0.47	Grado de Correlación (Significancia 95 %) FUERTE MODERADA DEBIL MUY DEBIL No Significante			-0.01
W	0.43	0.03	0.07	-0.09	0.13	0.21	0.39	1.00	0.36	0.42	0.19	0.25	0.35				0.30
Mo	0.60	0.20	0.63	0.17	-0.15	0.32	0.35	0.36	1.00	0.11	0.30	0.40	0.00				0.26
As	0.22	0.07	0.08	-0.01	0.21	0.09	0.50	0.42	0.11	1.00	0.20	0.08	0.35				0.14
Cu	0.08	0.08	0.35	0.48	0.46	0.53	0.70	0.19	0.30	0.20	1.00	-0.06	0.34				-0.10
Pb	0.41	0.57	0.05	-0.07	-0.33	0.05	0.01	0.25	0.40	0.08	-0.06	1.00	0.28				0.41
Zn	0.01	0.27	-0.10	0.27	0.59	0.28	0.47	0.35	0.00	0.35	0.34	0.28	1.00				0.05
S	0.06	0.18	-0.09	-0.22	-0.31	-0.37	-0.34	-0.04	-0.07	0.00	-0.28	-0.01	-0.15	1.00	0.14	0.24	0.02
Ca	0.05	-0.20	-0.04	-0.22	0.25	0.14	0.26	0.32	-0.02	0.26	0.25	-0.20	0.11	0.14	1.00	-0.52	0.07
K	0.08	0.38	0.07	0.00	-0.43	-0.40	-0.42	-0.41	-0.05	-0.12	-0.40	0.26	-0.24	0.24	-0.52	1.00	0.00
E (*)	0.41	-0.03	-0.06	-0.33	-0.16	0.14	-0.01	0.30	0.26	0.14	-0.10	0.41	0.05	0.02	0.07	0.00	1.00

Tabla 7. Matriz de coeficientes de correlación rho de Spearman de las variables de concentracion de los analitos de 63 muestras y la medicion emanométrica del radón **E (*)** de 57 muestras. Las correlaciones significantes positivas estan en celdas coloreadas. La coloración de la leyenda marca el grado de correlación.



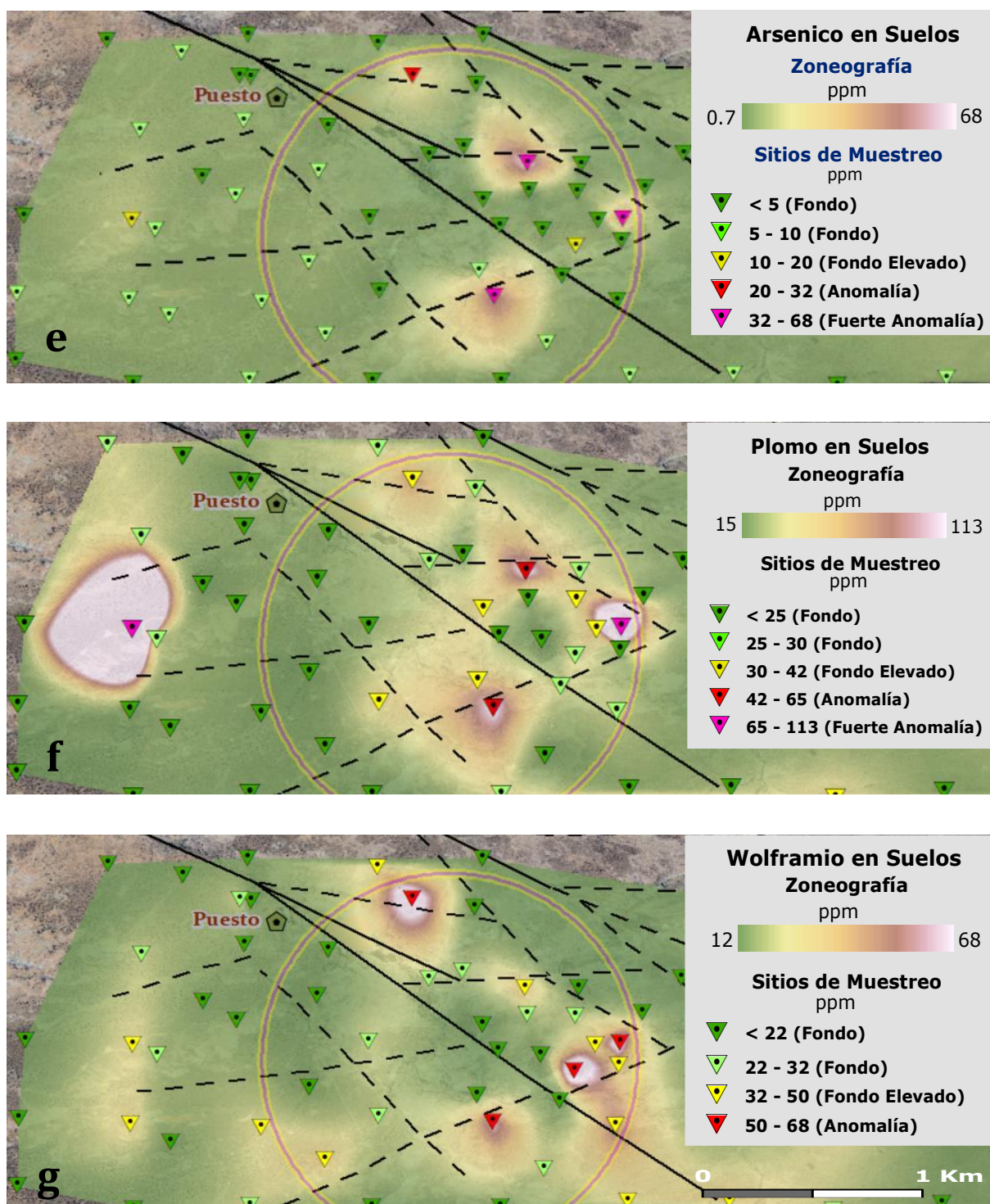


Figura 26a. Mapa con la zoneografía y sitios de muestreo de torio en suelos. **Figura 26b.** Mapa con la zoneografía y sitios de muestreo de uranio en suelos. **Figura 26c.** Mapa con la zoneografía y sitios de muestreo de molibdeno en suelos. **Figura 26d.** Mapa con la zoneografía y sitios de medición de la emanometría de radón en suelos. **Figura 26e.** Mapa con la zoneografía y sitios de muestreo de arsénico en suelos. **Figura 26f.** Mapa con la zoneografía y sitios de muestreo de plomo en suelos. **Figura 26g.** Mapa con la zoneografía y sitios de muestreo de wolframio en suelos. **Líneas continuas:** Fallas evidenciadas por geofísica y emanometría. **Líneas punteadas:** estructuras menores.

III.2. MEDICIONES DE RADÓN EN AGUAS NATURALES

En el marco de los proyectos de isotopía ambiental de la CNEA, que apuntan a la aplicación de técnicas isotópicas para resolver problemáticas que requieran una interpretación hidrológica o ambiental, se vienen realizando tareas en ese sentido en el ámbito del CMFSR, ubicado a 25 km de la ciudad de San Rafael, provincia de Mendoza (Figura 27). Concretamente, se han realizado una serie de determinaciones y mediciones *in situ*, tanto en época seca como húmeda, en las cuales han participado agentes de varias dependencias de CNEA, entre ellas el Departamento Prospección de la GEMP.

El objetivo principal de estos trabajos ha sido determinar si existen conexiones mensurables entre las aguas del arroyo El Tigre (Figura 28) y las aguas subterráneas y/o los cuerpos de agua locales, y eventualmente, poder localizar esos puntos de conexión y en lo posible cuantificarlos. Para tal fin, se debe realizar un balance de masas, al menos semicuantitativo, a partir de mediciones de caudal, de la conductividad eléctrica de las aguas y de mediciones de ^{222}Rn disuelto en las aguas, a lo largo del arroyo El Tigre, en los cuerpos de agua de las canteras de explotación y en los pozos de agua linderos.

III.2.1. Metodología de la medición del radón en aguas y demás parámetros medidos

En la primera campaña, durante el período de seca, sobre una distancia lineal de 4500 m sobre el arroyo El Tigre, se tomaron en total 12 muestras de aguas superficiales, y 4 muestras en pozos de agua adyacentes al mismo arroyo. En la segunda campaña, al final del periodo de lluvias, se amplió el muestreo y se modificaron algunos sitios de medición por considerarlos mejor posicionados para detectar el ingreso de afluentes subterráneos, por lo que finalmente se tomaron 15 muestras de aguas del arroyo sobre una distancia lineal aproximada de 6500 m, 4 de pozos de agua adyacentes, 1 de un humedal contiguo y 2 de las aguas estancadas de las canteras Tigre III y La Terraza (Figura 27).

En el muestreo de agua para la medición del ^{222}Rn , se siguió un protocolo que busca minimizar el efecto de la desgasificación del ^{222}Rn por descompresión o por agitación del agua durante la toma de la muestra. Las muestras una vez obtenidas fueron rotuladas y se registró la hora precisa de la toma para poder corregir luego el resultado por el decaimiento sufrido hasta el momento de la medición. Las mediciones se realizaron con un equipo detector de ^{222}Rn y ^{220}Rn , el RAD7 (Figura 29a). El RAD7 es un espectrómetro portátil que cuenta con un detector semiconductor de estado sólido con ion implantado, con capacidad de realizar mediciones continuas de radón en aire, agua y suelos, a través de la detección y cuantificación de su progenie. Para las mediciones fue utilizado el protocolo Wat250, que es una función predefinida para medir ^{222}Rn de muestras de agua en frascos de 250 ml con el uso de accesorios para la medición (DurrIDGE, sf.).

En todos los casos, se procedió en primer lugar a la purga del equipo por unos 15 minutos, para luego colocar la muestra de agua para su burbujeo y medición. Luego, al cabo de 30 min de medición continua, se obtuvo un promedio de las lecturas de la actividad del ^{222}Rn . Cuando las muestras tenían valores inferiores a 2000 Bq/m³ se

repetía el procedimiento con una segunda muestra duplicada para bajar la incertidumbre de la medición. Una vez terminadas las mediciones se utilizó el software *Capture 6.2.4* (actualmente el *Capture 8.1.2* es la nueva versión compatible con el RAD7), para poder corregir las mediciones realizadas por el decaimiento sufrido hasta su medición, calcular los errores correspondientes y graficar los resultados.

Asimismo, en paralelo con la toma de las muestras de agua, se realizaron en ambas campañas a lo largo del arroyo El Tigre por personal de CNEA mediciones de caudal del mismo, utilizando el caudalímetro *FlowTracker Handheld-ADV (GGA)* (Figura 29b), con el objetivo de estudiar una eventual relación entre los cambios en el caudal del arroyo y las concentraciones de ^{222}Rn . Por el mismo motivo, también se efectuaron a la par de las tomas de muestra de agua, las mediciones *in situ* de pH, conductividad eléctrica y temperatura con el equipo multiparamétrico *Hanna HI9828* para poder vincular los cambios en la salinidad de las aguas y las concentraciones de ^{222}Rn con eventuales aportes subterráneos al arroyo.



Figura 27. Ubicación de los puntos muestreados en el CMFSR.



Figura 28. Vista al sur del arroyo El Tigre.



Figura 29a. Medición de ^{222}Rn con el equipo RAD7. **Figura 29b** Medición del caudal con el equipo FlowTracker Handheld-ADV (GGA).

III.2.2. Reseña e interpretación de los resultados obtenidos

Se han analizado en primer lugar los resultados obtenidos de la concentración de ^{222}Rn en aguas a largo del arroyo El Tigre de ambas campañas y volcados en un perfil, en el cual se asignó como punto de origen al sitio de la muestra Naciente Tigre (NT), ubicado aguas arriba, en el extremo sur del arroyo cerca de sus nacientes (Figura 30). En dicho perfil se puede observar un notable aumento en la concentración de ^{222}Rn en aguas durante la época húmeda en comparación con la época seca. Sin embargo, ambas curvas muestran una tendencia bastante similar, donde se destacan los picos máximos de concentración de ambas curvas entre los 3000 y 4500 m de distancia respecto del origen en la muestra NT. Las mayores concentraciones de ^{222}Rn en aguas durante la época húmeda se dieron en los puntos S-50 y S-102, con valores de 2320 Bq/m^3 y 2970 Bq/m^3 , respectivamente. Estos valores altos se manifiestan luego de los ingresos de los afluentes El Toscalito y Gendarmería. También se observan varios picos secundarios de menor concentración como en el punto S-43bis, que se expresa a la altura del ingreso al arroyo El Tigre del arroyo El Toscal. Otras alzas menores también se observan luego de la confluencia con el arroyo el Durazno donde se verifica un aumento por sobre el nivel de fondo o *background* hacia las nacientes del arroyo El Tigre, y un pico secundario más, en el Puesto Atómica (PA), luego del ingreso de un arroyo sin un nombre conocido, también afluente derecho del arroyo El Tigre (Figuras 30 y 31; Tabla 8).

Por otra parte, durante la época seca se observaron sobre el arroyo El Tigre sólo dos picos de concentración de ^{222}Rn en aguas en los puntos S-50 y S-103, con valores de 671 Bq/m^3 y 2390 Bq/m^3 . El primero es menor y apenas supera los valores de *background* del arroyo El Tigre, en cambio el segundo se destaca claramente y, al igual que en la temporada húmeda, ambos aparecen luego de los ingresos de los arroyos El Toscalito y Gendarmería (Figuras 30 y 31; Tabla 8).

Respecto a las mediciones de aguas subterráneas, fueron graficados en función de la distancia respecto al punto de origen en la muestra NT, los datos obtenidos de la concentración de ^{222}Rn en aguas de las muestras de pozos adyacentes al arroyo El Tigre de ambas campañas. Se destacan los pozos T5 y T6 con los valores más elevados de concentración de ^{222}Rn en aguas, ubicados a la altura del ingreso del arroyo El Toscal (Figura 32; Tabla 9). En los pozos PN150 y PN168 se midieron concentraciones menores, de alrededor de un orden de magnitud, ubicándose a la altura del ingreso del arroyo Gendarmería. Por último, se obtuvieron valores de concentración aún menores de ^{222}Rn en aguas en el Pozo T9, situado aguas arriba de los anteriores (Figuras 27 y 32).

También, se obtuvieron muestras de agua de los cuerpos de agua de La Terraza y la cantera Tigre III (Figura 27). Estas fueron solamente tomadas en la segunda campaña en época húmeda. En la cantera Tigre III se tomaron 3 muestras de aguas a 3 profundidades diferentes, mientras que en La Terraza se tomó una sola a los 15 metros de profundidad (Tabla 10). Comparando ambas canteras, los resultados reflejan una concentración bastante mayor de ^{222}Rn en las aguas de La Terraza con respecto a la cantera Tigre III. Por otra parte, las muestras tomadas de la cantera Tigre III indican una tendencia lógica de mayor concentración de ^{222}Rn hacia mayores profundidades. Sin embargo, a la profundidad intermedia de 15 m, se presenta un leve

descenso de esta concentración. Esto es debido a que, probablemente, en ese nivel se produzca una mayor circulación interna, ya que se verificó que a esa profundidad existe también un quiebre en la columna de agua, tanto en el gradiente térmico como en de la conductividad, que fue registrado previamente por personal del CMFSR.

Complementando la información básica necesaria se efectuaron en los mismos sitios de las mediciones de ^{222}Rn mediciones en tandem de otros dos parámetros, el caudal y la conductividad de las aguas.

Luego del análisis de los resultados obtenidos, quedan asentadas algunas hipótesis y conclusiones:

- a) Los picos de concentración de ^{222}Rn observados a lo largo del arroyo El Tigre son la expresión del ingreso de aguas subterráneas al arroyo, más precisamente sobre los mismos picos o en algún punto algo anterior, aguas arriba de los sitios de muestreo. La coincidencia de los picos con el ingreso de los afluentes derechos, los cuales son todos secos o efímeros, incluso en gran parte de la temporada húmeda, permite atribuir tal efecto únicamente al aporte de las aguas subterráneas provenientes del subálveo correspondiente. Los picos se pueden reconocer mejor en la temporada húmeda debido a un aporte mayor de la recarga sobre el arroyo y porque además fue ampliado el muestreo (Figuras 27 y 31).
- b) Se ha postulado, además, la posibilidad que las aguas de la cantera de La Terraza, puedan también ser una fuente que aporta a las aguas superficiales del arroyo El Tigre, manteniendo una conexión subterránea, ya que la cantera se encuentra aproximadamente a unos 250 m al oeste del arroyo, precisamente donde se observa el pico de concentración de ^{222}Rn más elevado. Sin embargo, los datos no son concluyentes y serán necesarios otros estudios para confirmarlo.
- c) A partir de los resultados obtenidos, se deduce que sobre el humedal se produce un efecto de dilución de las aguas que recibe del arroyo por el aporte de aguas meteóricas, al encontrarse las aguas del humedal (muestra CC; Tabla 8) prácticamente estancadas, teniendo una conductividad menor y una actividad de ^{222}Rn también menor, respecto al valor medido sobre el arroyo El Tigre en un sitio muy próximo a este sector.
- d) Respecto a las mediciones de aguas subterráneas se destacan claramente los pozos T5 y T6 con los valores más elevados de concentración de ^{222}Rn en aguas. Algunos pozos fueron muestreados en ambas campañas, los PN150, T6 y T9, y pudieron ser así comparados. Los dos primeros no muestran grandes diferencias, pero el pozo T9 si hay gran, ya que en la segunda campaña sus parámetros de pH y conductividad y su tenor de ^{222}Rn presentan características similares al arroyo El Tigre. Lo que se supone que al purgar el pozo se ha recargado con las aguas del arroyo, probablemente debido a que el acuífero haya tenido una recarga del caudal bastante menor en el periodo húmedo (Figuras 33; Tabla 9).
- e) En ambas canteras los cuerpos de agua presentan tenores de ^{222}Rn en aguas superiores a los valores de *background* del arroyo El Tigre. Sin

embargo, mientras que en la cantera Tigre III, el valor máximo medido apenas alcanza a superar el valor de los picos registrados sobre el arroyo El Tigre, en La Terraza, en cambio, se supera por mucho estos valores. Este contraste resulta coherente con el hecho de que en la cantera de La Terraza se encuentran las mineralizaciones de uranio más importantes del yacimiento del CMFSR (Figura 27; Tabla 10).

Podemos concluir, que ha sido ampliamente positiva la aplicación en este trabajo de la técnica de medición del ^{222}Rn con el equipo RAD7. Sin embargo, los niveles de incertidumbre para las concentraciones más bajas en ^{222}Rn han sido bastante elevados. Aunque en este caso, debido el contraste existente entre los niveles de *background* de ^{222}Rn de las aguas del arroyo El Tigre y los ingresos de agua subterránea al mismo, no ha llegado a afectar en demasía las conclusiones alcanzadas, deberían ser de todos modos mejorados los niveles de incertidumbre en las próximas campañas. Se propone para ello que en las determinaciones futuras con el equipo RAD7, para las mediciones que no superen los 2000 Bq/m³, se realice una tercera medición, y para las mediciones con valores entre los 2000 Bq/m³ y los 5000 Bq/m³ se realice una segunda medición. De esta manera, bajarían los niveles de incertidumbre midiendo mayores volúmenes de muestra, aunque eso signifique que los tiempos de medición para las muestras con esos valores tan bajos prácticamente se dupliquen.

60

Aguas del Arroyo El Tigre

NT = 1382 Bq/m ³	→	Ingreso del arroyo El Durazno
S-43bis = 780 Bq/m ³	→	Ingreso del arroyo El Toscal
S-50 = 2320 Bq/m ³	→	Ingreso del arroyo El Toscalito
S-102 = 2970 Bq/m ³	→	Ingreso del arroyo Gendarmería
PA = 1120 Bq/m ³	→	Ingreso del arroyo Sin Nombre

Figura 31. Muestras que marcan los ingresos de las aguas del subálveo del arroyo correspondiente.

Aguas del Arroyo El Tigre

Época seca			Época húmeda		
<i>Muestra</i>	<i>Medición (Bq/m³)</i>	<i>Error</i>	<i>Muestra</i>	<i>Medición (Bq/m³)</i>	<i>Error</i>
S-09	565	±280	NT	1380	±450
S-100	188	±107	S-100	460	±270
S-101	441	±237	S-101	280	±150
S-43	375	±195	S-43-bis	780	±250
S-49	297	±152	S-49	290	±150
S-50	671	±275	S-50	2320	±620
S-68	338	±180	S-68	1750	±530
S-105	154	±97	S-105	2290	±750
S-72	707	±237	S-102	2970	±700
S-102	1550	±335	CC	1760	±520
S-103	2390	±520	S-103-bis	870	±260
S-104	517	±227	S-104	680	±230
			S-106	570	±190
			PA	1120	±290
			PA-2	640	±210

Tabla 8. Tabla de los valores de concentración de ²²²Rn en aguas (Bq/m³) medidos en muestras superficiales del arroyo El Tigre dentro del área del CMFSR.

Aguas subterráneas					
Época seca			Época húmeda		
<i>Muestra</i>	<i>Medición (Bq/m³)</i>	<i>Error</i>	<i>Muestra</i>	<i>Medición (Bq/m³)</i>	<i>Error</i>
T-9	5470	± 890	T-9	610	± 300
T-6	189800	± 4670	T-6	245100	± 6400
PN-150	25690	± 1180	PN-150	22750	± 1500
T-5	651700	± 27000	PN-168	6250	± 980

Tabla 9. Tabla con los valores de concentración de ²²²Rn en muestras de agua de pozo (Bq/m³) medidos en ambas campañas.

Aguas de las canteras		
Época húmeda		
<i>Muestra</i>	<i>Medición (Bq/m³)</i>	<i>Error</i>
Tigre-III-3 (5m)	1880	± 560
Tigre-III-2 (15m)	1390	± 460
Tigre-III-1 (25m)	2790	± 660
La Terraza (15m)	11440	± 1400

Tabla 10. Tabla de los valores de concentración de ²²²Rn en aguas (Bq/m³) medidos en las canteras La Terraza y Tigre III.

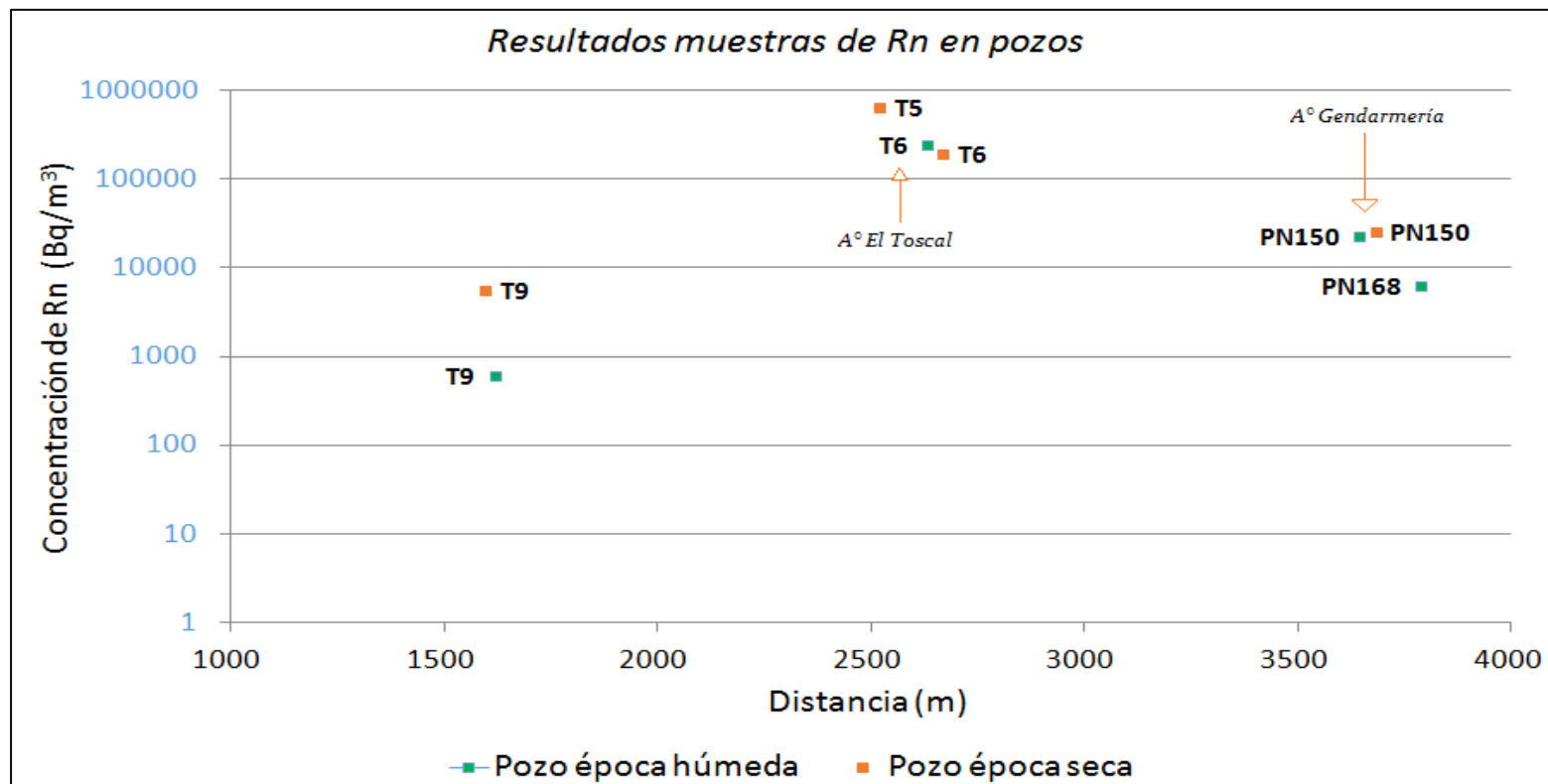


Figura 32. Gráfico de la concentración de ^{222}Rn (Bq/m^3) en muestras de agua tomadas de pozos adyacentes al arroyo El Tigre.

III.3. MEDICIONES DE RADÓN EN AMBIENTES INTERIORES

Con objeto de evaluar la actividad promedio del ^{222}Rn en el aire en los ambientes de trabajo del Departamento Prospección se hicieron mediciones en modo continuo en las oficinas y laboratorios de uso habitual. Para ello fue utilizado el equipo RAD7 en modo captura de aire siguiendo los protocolos recomendados por el fabricante para las mediciones según el objetivo buscado (Figura 33).

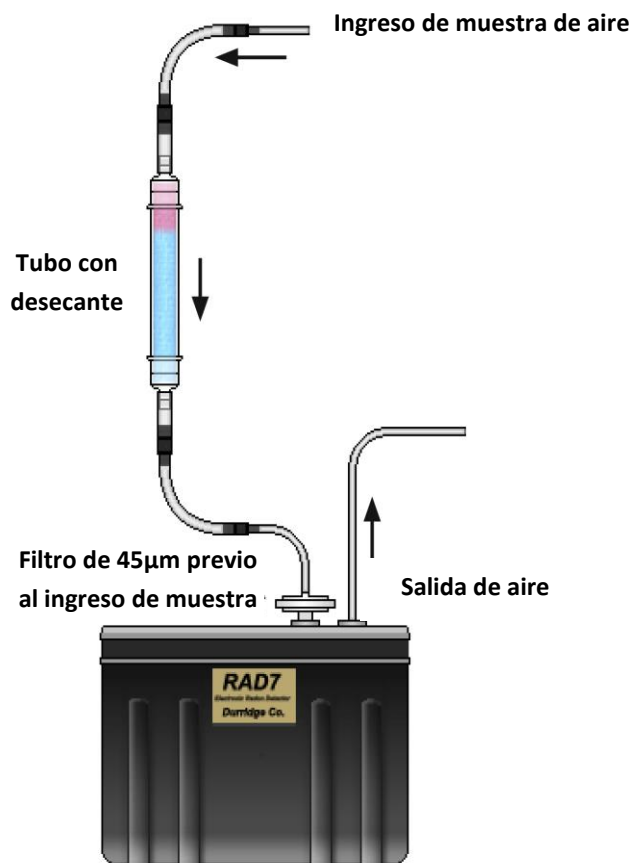


Figura 33. Esquema del analizador de radón RAD7 para medición de aire en ambientes interiores.

III.3.1. Metodología de la medición del radón en ambientes interiores

El equipo RAD7 mide ^{222}Rn (radón) y ^{220}Rn (torón) indirectamente a partir de los RN emisores alfa, generados a partir de la desintegración radiactiva de los mismos. El RAD7 hace ingresar la muestra de aire mediante una bomba que pasa previamente por un filtro fino que excluye a la progenie preexistente en el particulado del aire, y deposita para su análisis únicamente la muestra de aire en una cámara interna del equipo. En el caso del ^{222}Rn , este decae en dicha cámara, produciendo una progenie emisora de partículas alfa, los polonios, ^{218}Po y ^{214}Po , que son propios sólo de la muestra de aire. El RAD7 detecta internamente la radiación de esta progenie, la cual utiliza para medir indirectamente la concentración de gas radón. Algo equivalente ocurre con la medición del gas torón a partir de los polonios, ^{216}Po y ^{212}Po .

La cámara interna del RAD7 es una semiesfera de 0,7 litros, recubierta internamente con un material conductor. En el centro de la semiesfera, hay un detector

para partículas alfa del tipo semiconductor de estado sólido con ion implantado, El circuito de alimentación de alta tensión carga el conductor interno, con un potencial de 2.000 a 2.500 V, creando un campo eléctrico en todo el volumen de la cámara. Este campo eléctrico impulsa a las partículas cargadas positivamente a dirigirse hacia el detector. Si consideramos por ejemplo a un núcleo de ^{222}Rn que decae dentro de la cámara, éste es transformado en ^{218}Po y queda cargado positivamente. El campo eléctrico en el interior de la cámara impulsa este ion cargado positivamente hacia el detector, en el cual queda adherido. Cuando el núcleo del ^{218}Po se desintegra sobre la superficie activa del detector, su partícula alfa tiene una probabilidad del 50% de entrar en el detector y de producir una señal eléctrica, con una intensidad proporcional a la energía de la partícula alfa característica. Las desintegraciones posteriores que producen partículas beta no son detectadas, pero sí en cambio detecta las partículas alfa de otros isótopos que producen diferentes señales características en el detector. El RAD7 las amplifica, filtra y ordena todas estas señales según su intensidad, las convierte a formato digital, las almacena de acuerdo a la energía de la partícula, y finalmente genera el espectro y calcula la concentración del ^{222}Rn .

El espectro de energías alfa que cubre el equipo está entre 0 y 10 MeV, por lo que cubre el rango de interés para las progenies del radón y del torón cuyas energías están entre 6 y 9 MeV. Los recuentos totales de la partícula alfa de 5,31 MeV del ^{210}Po , que deriva del ^{210}Pb , se almacenan en una ventana que no se utiliza para calcular los niveles de radón, ya que este último posee un período de semidesintegración de 22 años, por lo que se irá acumulando en la superficie del detector y arrojaría datos espurios. En definitiva, aunque genera un espectro continuo entre los 0 y los 10 MeV, el equipo utiliza únicamente para la medición del radón y del torón, las energías alfa de los nucleídos ^{218}Po , ^{214}Po , ^{216}Po , ^{212}Po .

Básicamente, existen dos tipos generales de mediciones de radón ambiental, las llamadas mediciones cortas, que tienen una duración de algunos minutos u horas hasta varios días, y las llamadas mediciones largas que suelen durar de 2 a 3 meses. Debido a que los niveles de radón varían de manera diurna, de un día para otro y de una estación del año a otra, las pruebas de corta duración no son recomendables para obtener el nivel actividad promedio anual de radón de un ambiente interior. Sin embargo, pueden servir para tener un valor de referencia, que en caso que se verifique una variación importante en sucesivas mediciones cortas y/o presente niveles significativos de actividad en ^{222}Rn , es recomendable en tal caso realizar mediciones largas para obtener un valor de actividad anual promedio.

En este caso, para tener primeramente valores de referencia del nivel de actividad del radón, fueron realizadas mediciones cortas de 24 horas de duración. Se siguieron los procedimientos recomendados para este tipo de mediciones, los cuales básicamente consistieron en:

- Mantener cerradas puertas y ventanas, evitando cualquier interferencia en los ambientes mientras se realizan las mediciones.
- Mantener apagado cualquier equipo de ventilación o intercambio de aire con el exterior, evitando utilizar cualquier tipo de maquinaria que altere la circulación de aire en el ambiente.

- Las mediciones de corta duración no deben realizarse durante grandes temporales, tormentas severas o fuertes vientos.
- Colocar el ingreso de aire a una altura de 1 a 1.2 m, en un lugar donde permanezca fijo, lejos de las corrientes de aire, de calor extremo, de humedad alta y de las paredes exteriores.

Se procedió antes de cada medición, durante alrededor de 15 minutos, a purgar el aire del equipo de mediciones anteriores y mantener un flujo de aire con una humedad relativa menor al 10%. En todos los casos, para las mediciones se optó por realizar una medición por cada ciclo de 30 minutos y para finalmente promediar las mediciones de los 48 ciclos totales (24 horas). Cada ciclo consiste en un periodo de 1 a 5 minutos de captación de aire y el resto del tiempo, hasta los 30 minutos totales, el equipo está en modo de medición.

III.3.2. Reseña de los resultados obtenidos

Los resultados obtenidos arrojan en general niveles de actividad de ^{222}Rn cercanos al promedio general de las mediciones realizadas por ARN a lo largo del país (Tablas 2 y 11). Las oficinas presentan los valores más bajos, y en todos los casos por debajo de ese promedio general, en tanto que los laboratorios presentan los valores más elevados. La medición del Laboratorio-2 es la que presenta el valor más elevado, algo por encima del nivel de referencia recomendado en el país de 300 Bq/m^3 , el cual probablemente se deba al depósito de muestras contiguo. A raíz de las mediciones realizadas pudieron aplicarse medidas de mitigación, que consistieron básicamente en una mejora en la circulación del aire en los laboratorios (Tabla 11).

Ambientes interiores		
Actividad promedio de ^{222}Rn		
Habitación	Medición (Bq/m^3)	Error
Oficina-1	35.1	± 4.1
Oficina-2	36.6	± 3.9
Oficina-3	44.5	± 5.3
Oficina-4	31.4	± 3.2
Oficina-5	39.2	± 3.6
Oficina-6	40.7	± 5.5
Laboratorio-1	215	± 15
Laboratorio-2	356	± 25

Tabla 11. Tabla con los valores de actividad de ^{222}Rn en aire (Bq/m^3) medidos en las oficinas y laboratorios del Departamento Prospección de la GEMP.

IV – CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este trabajo se ha enfocado primeramente en la descripción de las RI de origen natural y sobre todo en la revisión de aquellas cuyos efectos pueden impactar en la salud humana, considerando que, habitualmente, no se les brinda adecuada atención.

Está difundido el concepto que considera que las condiciones naturales son siempre benignas y nunca podrían resultar en un problema grave, pero eso no siempre es así, particularmente ante el caso de las RI de origen natural. Es una cuestión conocida que muchos problemas de salud tienen una fuerte relación con el medio natural, y que algunas enfermedades están relacionadas con ciertas variables geográficas naturales, o tal vez con una combinación de varias. Son bien conocidas las consecuencias sobre la salud que se observan ante la carencia o el exceso que presentan algunos elementos en el entorno natural, como son los ejemplos del flúor, el arsénico o el yodo, para mencionar algunos, y algo análogo sucede con los RN naturales.

Las RI naturales son un fenómeno siempre presente en la naturaleza y su impacto, dependiendo del lugar y las circunstancias particulares, puede ser mayor o menor pero definitivamente no es un hecho que se pueda evitar completamente. De todas maneras, según lo evidenciado en la primera parte de este escrito, para la gran mayoría de la población las RI no representan un problema. Los niveles de exposición son en general muy bajos, e incluso muchas veces por debajo del promedio mundial. Asimismo, se comprueba que hasta en las actividades cotidianas o laborales que presentan los niveles de dosis más elevados conocidos de RI naturales, no se han registrado nunca efectos determinísticos, y siempre sus efectos en todo caso han sido potenciales. Sin embargo, tales efectos potenciales también requieren de prevención, aplicando medidas mitigadoras para reducir tal probabilidad y ser evitados.

Tal como fue descrito, existe una amplia gama de RI naturales de diverso origen y naturaleza en nuestro entorno. Entre todas ellas se destacan especialmente el radón y su progenie en el aire de ambientes interiores no suficientemente ventilados, ya que es la principal fuente corroborada de exposición a RI de las personas del público en general. Aunque solo una proporción muy menor presenta niveles de exposición a RI con valores extremos elevados, sin embargo, tales valores extremos no deberían ser el único motivo de atención, ya que los estudios epidemiológicos demuestran que, por la cantidad de población que involucra, las exposiciones al gas radón en ambientes interiores a moderadas concentraciones sostenidas en el tiempo son las responsables de la mayor parte de los casos de cáncer de pulmón debidos a este causal.

Asimismo, hay que considerar también una serie de parámetros adicionales, más allá de la emanación del radón de los suelos, que influyen directamente en la concentración del radón en el interior de las viviendas. Por otra parte, existen factores coadyuvantes a considerar como son el tabaquismo, que contribuyen junto a la concentración del gas radón en el desarrollo de patologías como el cáncer de pulmón. Consecuentemente, para enfrentar este reto es necesaria, además del conocimiento

epidemiológico y sus causas, la formulación de políticas sanitarias nacionales integrales respecto al radón en coordinación con otras causas afines.

Habiendo revisado las situaciones de exposición a las RI y concluido en la importancia de la exposición a radón entre ellas, y observado que diversos países llevan a cabo actividades en manera organizada y sostenida ante esta problemática, se refuerza la inquietud sobre la necesidad de elaborar un mapa de la potencialidad de emanación de este gas en nuestro país, a escala nacional, como una herramienta útil para un plan nacional de salud pública. En los distintos países del mundo donde ya se han elaborado dichos mapas, se han seguido diferentes consideraciones estadísticas a la hora de definir las áreas con mayor y menor potencialidad, pero todos ellos han partido de una serie de datos básicos del territorio. Entre los más importantes de encuentran:

- La distribución geográfica de las rocas y estructuras más favorables a las emanaciones de gas radón.
- La radimetría gamma aérea y los análisis químicos y radiológicos de los suelos.
- Los valores promedio de humedad y permeabilidad de los suelos.
- Las mediciones *in situ* de radón en el interior de viviendas, establecimientos de enseñanza y lugares de trabajo.

En nuestro país instituciones como CNEA y ARN ya disponen de este tipo de información para distintas zonas del territorio nacional, y es insoslayable su participación e iniciativa para concretar este propósito. Aunque por supuesto será necesaria la organización y realización de un plan de mediciones complementarias, para completar las zonas aun no cubiertas e integrar datos de otra información relevante, como tipología promedio de las construcciones locales, calidad de aire, densidad poblacional, hábitos de poblaciones locales, entre otras. Toda esta información, junto al conocimiento de la distribución geográfica y los niveles de concentración de este gas y calidad de aire ayudaría a la planificación de medidas de control y mitigación de las enfermedades que se pudieran producir.

No obstante, se verifica que por su efecto estocástico no siempre el nivel de emanación de radón es el factor determinante para el desarrollo de patologías. El uso de un mapa del país que regionalice el potencial de emanación del radón es fundamental como herramienta para la planificación de acciones. Dado que es una temática sumamente compleja, para confeccionar dicho mapa será necesario integrar las capacidades y conocimientos desde distintos sectores de la sociedad, en coordinación y compromiso con los organismos de salud pública competentes, más la activa participación de CNEA y ARN, que cuentan con el conocimiento y capacidad para intervenir en esta acción, lo cual ha sido ampliamente demostrado, incluso con el aporte de este trabajo.

Por otro lado, respecto a las exposiciones ocupacionales actualmente se verifica que todas las actividades vinculadas a la industria nuclear y sus diferentes aplicaciones están plenamente cubiertas por normas bien establecidas y cumplimentadas de protección radiológica a los trabajadores y al ambiente. Sin embargo, como fue expuesto anteriormente, existen otras actividades que también

pueden generar, en ocasiones, una exposición significativa a las RI. Aunque por lo general en las industrias no nucleares la exposición a las RI es muy baja, tales exposiciones pueden ser en ocasiones importantes, más precisamente, en el caso de las industrias que utilizan o procesan materiales NORM. Dada la gran variabilidad en contenido de RN que frecuentemente presentan, muchas veces los materiales de un mismo tipo extraídos de sitios distintos, presentan enormes diferencias en la concentración de RN con rangos de varios ordenes de magnitud. Esto implica una dificultad mayor para su control, ya que serían necesarias muchas más mediciones de rutina para definir los niveles de exposición promedio y las dosis ocupacionales implicadas.

Otra cuestión concerniente a los materiales NORM es la disposición de los materiales generados luego del proceso industrial, sean estos productos elaborados o residuos. Los productos como los materiales de construcción, los fertilizantes, etc., por ejemplo, obviamente deben mantener niveles bajos en RN. Análogamente, lo mismo habría que considerar respecto a los residuos, ya que la industrialización de las materias primas frecuentemente genera una gran variedad de materiales TENORM residuales que suelen concentrar mayores tenores en muchos contaminantes, incluidos los RN, respecto de su materia prima original.

Según el análisis expuesto, una de las industrias más importantes en la que se emplean materiales NORM es la extracción de hidrocarburos. La creciente producción en hidrocarburos en los últimos años que ha tenido nuestro país y el enorme crecimiento que se proyecta que tenga para las próximas décadas, hacen de esta industria un foco de interés económico, pero asimismo de preocupación ambiental, por el volumen de residuos que seguramente y necesariamente serán generados. La extensa cuenca neuquina, con la Formación Vaca Muerta y otras formaciones potenciales más, y la muy probable futura explotación *off shore* en la plataforma submarina de Argentina, en la llamada Pampa Azul, representan un enorme reto ambiental por el tratamiento y la disposición de los cuantiosos residuos que serán producidos. Entre esos residuos también habrá algunos con niveles elevados en RN.

A fin de poder encarar la problemática de todos los tipos de materiales NORM en la Argentina, es necesaria una política nacional que aplique rigurosamente las normas ambientales sobre las RI naturales en todos los ámbitos concernientes, tanto en los aspectos referentes a la protección radiológica ocupacional como su afectación al público general y al ambiente. Asimismo, esta política nacional debe considerar la necesidad de instruir a todos los actores intervinientes en la aplicación de buenas prácticas operativas, la exigencia al apego a las normas y procedimientos regulatorios establecidos, y el establecimiento de incumbencias claras y penalizaciones cuando correspondan.

Como también fue señalado anteriormente, más allá del debido control por el potencial riesgo a la salud, la medición de RN de origen natural tiene una amplia gama de aplicaciones en las ciencias geológicas y ambientales. En la parte experimental de este trabajo, se han presentado tres ejemplos de actividades que fueron llevadas a cabo donde las mediciones ambientales de RN son fundamentales para sus respectivas aplicaciones.

En el trabajo presentado sobre prospección mineral por uranio fueron utilizados los relevamientos geoquímicos y las mediciones emanométricas de gas radón en los

suelos para detectar los sectores más promisorios para la exploración uranífera. Aunque por confidencialidad no podemos ofrecer detalles, los resultados alcanzados y su análisis posterior han sido muy positivos, ya que partiendo de un área de estudio inicial de unos 30 Km² se logró delimitar un área de alto potencial uranífero menor a los 2 km². Para tal fin, la CNEA dispone del equipamiento necesario y el conocimiento de sus profesionales, lo que le brinda idoneidad para reconocer y seleccionar sectores específicos para continuar la exploración dentro de los sitios en estudio, que se caracterizan por poseer un mayor potencial para hallar acumulaciones económicas de minerales de uranio.

En el ámbito del CMFSR se han realizado una serie de determinaciones y mediciones *in situ*, cuyo objetivo principal ha sido determinar si existen conexiones mensurables entre las aguas del arroyo El Tigre y las aguas subterráneas y/o los cuerpos de agua locales. Para tal fin, se realizó un muestreo de las aguas del arroyo El Tigre en el tramo que transita dentro del CMFSR, de aguas subterráneas y del agua estancada de las canteras Tigre III y La Terraza, y se midió su contenido en ²²²Rn. Luego del análisis de los resultados se pudieron formular algunas hipótesis y llegar a algunas conclusiones. Aunque quedan algunos interrogantes por esclarecer, las metodologías y los equipos utilizados pudieron resolver varias cuestiones planteadas. Entre las más importantes ha sido la de identificar los sitios de ingreso de las aguas subterráneas al arroyo El Tigre, a través de las mediciones del contenido en ²²²Rn.

Asimismo, se han corroborado los niveles de actividad del ²²²Rn en los ámbitos de trabajo del Departamento Prospección de la GEMP arrojando en general niveles cercanos al promedio de las mediciones realizadas por la ARN a lo largo del país. Solamente, en un ambiente se ha medido un nivel algo por encima del nivel de referencia de actividad de radón que actualmente existe para el ámbito domiciliario, en el cual se aplicaron las modificaciones necesarias en la circulación de aire para poder moderar tales niveles.

Finalmente, como corolario del análisis del estado del conocimiento de la temática y de las experiencias llevadas a cabo, se resalta la importancia de las mediciones ambientales de RN naturales cuando son llevadas a cabo con equipos adecuados y bajo protocolos que garantizan precisión y confiabilidad en sus resultados. Han demostrado ser una herramienta fundamental para dilucidar y resolver diversas cuestiones de interés geológico y de las ciencias ambientales, como son las temáticas abordadas aquí. En definitiva, la gran cantidad de las aplicaciones de las mediciones ambientales de los RN naturales, tanto para cuestiones de salud y cuidado del ambiente como por un interés científico, apuntan a mejorar la calidad de vida de nuestra sociedad.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer al Instituto Dan Beninson, a la Universidad Nacional de San Martín y, en particular, a todos los profesores de la Carrera de Especialización en Radioquímica y Aplicaciones Nucleares por su excelente disposición en transmitir sus conocimientos y experiencias.

Quisiera agradecer a la CNEA, institución a la que estoy ligado desde hace 20 años, a todos los compañeros de CNEA que participaron en las tareas de campo, en la discusión y la elaboración de informes internos, en especial los Licenciados Agustín Piquet y Ornella Foresti; y a todos que me alentaron a que cursara la Especialidad en Radioquímica y Aplicaciones Nucleares, entre ellos quisiera hacer una mención especial a mi compañera, la Doctora Victoria Altinier.

Quisiera manifestar un especial agradecimiento al licenciado Fabio López por sus correcciones y sugerencias respecto a los aspectos regulatorios.

Finalmente, quisiera expresar mi especial agradecimiento a los directores de este trabajo, el Licenciado José Luis Lago Fernández y la Magister Sandra Siri, por su dedicación y sus acertadas opiniones y sugerencias.

ANEXO I

Magnitudes e índices utilizados en la medición de la radiación ionizante

Independientemente de su origen y tipo, sea natural o artificial, las RI pueden interaccionar con las células del cuerpo depositando toda su energía o parte de la misma. La cuantificación de la cantidad de energía depositada por la radiación en el tejido permite inferir su efecto biológico. Es así que se define la relación entre la energía de radiación impartida ε , medida en julios, y la masa de un medio material m (kilogramos), como dosis absorbida o simplemente dosis D (ecuación 1) y se mide en julios por kilogramo (J/kg), unidad que se conoce con el nombre gray (Gy); mientras que la tasa de dosis $\dot{D}$ (ecuación 2) es la rapidez con que se deposita la dosis de radiación en un punto y se mide en gray por segundo (Gy/s) (UNSCEAR, 2008).

$$D = \varepsilon / m \quad (1) \quad \dot{D} = dD/dt \quad (2)$$

Al estudiar efectos de las radiaciones en el cuerpo humano, la dosis impartida sobre algún órgano o tejido particular se conoce como dosis equivalente H_T , y se expresa en sievert (Sv), que también es igual a un J/kg, pero este valor es modificado por factores de multiplicación que toman en cuenta el tipo de radiación incidente y su peso w_r correspondiente (ecuación 3, Tabla 1). Para el caso de campos de radiación compuestos por diferentes tipos de partículas y energías, la expresión más general integra cada una de ellas en la definición de dosis equivalente (ecuación 4) (UNSCEAR, 2008; ARN, 2019).

$$H_T = w_r \cdot D \quad (3) \quad H_T = \sum_i w_{r,i} \cdot D_i \quad (4)$$

Tipo de radiación y energía	w_r
Fotones	1
Electrones y muones	1
Neutrones, $E < 10$ keV	5
Neutrones, 10 – 100 keV	10 (*)
Neutrones 100 – 2000 keV	20 (*)
Protones	5
α , fragmentos de fisión, núcleos pesados	20

Tabla 1 – Factores w_r según el tipo de radiación (ICRP 60, 1991)

(*) Los valores para neutrones han sido actualizados por una curva continua en función de su energía, (ICRP 103, 2007)

La probabilidad de sufrir un daño biológico por radiación depende del órgano específico que recibe la irradiación, por eso se define un factor de peso para cada tejido u órgano w_T , independientemente del tipo y energía de radiación incidente, el cual toma en cuenta la radiosensibilidad de los diferentes tejidos y órganos (Tabla 2). Se define entonces dosis efectiva E (ecuación 5) como la doble sumatoria de los productos de la dosis absorbida en un órgano, por los correspondientes factores de ponderación de la radiación y del órgano en particular (UNSCEAR, 2008; ARN, 2019).

$$E = \sum_i w_T \cdot H_T \quad (5)$$

Tipo de tejido	W_T
Gónadas	0,08
Médula ósea	0,12
Colon	0,12
Pulmón	0,12
Estómago	0,12
Vejiga	0,04
Mama	0,12
Hígado	0,04
Esófago	0,04
Tiroides	0,04
Piel	0,01
Superficie ósea	0,01
Glándulas salivales	0,01
Cerebro	0,01
Resto de órganos y tejidos	0,12

Tabla 2 – Factores w_T , según el tipo de tejido involucrado (ICRP 103, 2007)

La dosis total originada en la radiación de fuentes naturales, al igual que las fuentes artificiales, se puede recibir por dos vías:

- Exposición externa: se produce por la irradiación de fuentes radiactivas externas.
- Exposición interna: se produce por la asimilación de RN incorporados por inhalación e ingestión.

La dosis efectiva total es la suma de ambas, E_{ext} y E_{int} (ecuación 6), las cuales generalmente se expresan en milisieverts (mSv) sobre un período de tiempo determinado.

$$E = E_{ext} + E_{int} \quad (6)$$

Para el cálculo o estimación de la dosis externa E_{ext} se pueden utilizar las concentraciones de RN naturales en el suelo C_{soil} , empleando factores de conversión de dosis adecuados, DCF_{soil} , teniendo en cuenta la fracción de tiempo que se pasa en ambientes interiores I_{in} , y en exteriores $(1 - I_{in})$, contemplando también un factor SF , por la protección que brindan las construcciones edilicias, según siguiente la fórmula (ecuación 7).

$$E_{ext} = C_{soil} \cdot DCF_{soil} \cdot [(1 - I_{in}) + SF \cdot I_{in}] \quad (7)$$

Para el cálculo o estimación de la dosis interna E_{int} se deben considerar separadamente la inhalación y la ingestión. En el caso de la ingestión se calcula según la siguiente fórmula (ecuación 8), donde $E_{ing,p}$ (mSv) es la dosis efectiva anual por ingestión, $C_{p,i}$ (Bq/kg) es la concentración del RN i en el alimento p al tiempo de la consumición, DF_{ing} el coeficiente de conversión de dosis para el alimento p (mSv/Bq) y H_p la tasa de consumo del alimento p (kg/año).

$$E_{ing,p} = C_{p,i} \cdot DF_{ing} \cdot H_p \quad (8)$$

En el caso de la inhalación se calcula según la siguiente fórmula (ecuación 9), donde E_{inh} (mSv) es la dosis efectiva anual por inhalación, C_A (Bq/kg) es la concentración en el aire del RN i en el sitio considerado, DF_{inh} (mSv/Bq) es el coeficiente de conversión de dosis para la inhalación del RN i y R_{inh} es la tasa de respiración (kg/año).

$$E_{inh} = C_A \cdot DF_{inh} \cdot R_{inh} \quad (9)$$

Hay que tener en cuenta la importancia que tiene una ajustada cuantificación de las mediciones ambientales de RN ya que cuando se analiza la exposición de miembros del público, rara vez se miden dosis directamente. Generalmente, las dosis se estiman tomando los resultados de algunas mediciones ambientales y en los alimentos, o a partir de datos ya disponibles, utilizando modelos para simular los distintos escenarios de exposición.

Asimismo, para el cálculo o estimación de la dosis externa de RN naturales se suelen tener en cuenta ciertos índices específicos. Entre ellos, uno muy utilizado es el índice de radio equivalente, R_{aeq} , que considera las concentraciones de los RN naturales más abundantes asimilándolas a la concentración del ^{226}Ra , como si éste fuera el único presente. Este índice por tanto se calcula suponiendo que 10 Bq/kg de ^{226}Ra producen el mismo efecto que 7 Bq/kg de ^{232}Th y 130 Bq/kg de ^{40}K , por lo que se emplea la siguiente fórmula (ecuación 10), donde C_{Ra} , C_{Th} y C_K son las concentraciones de actividad de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , respectivamente.

$$R_{aeq} = C_{Ra} + 10/7 C_{Th} + 10/130 C_K = C_{Ra} + 1,43 C_{th} + 0,077 C_K \quad (10)$$

Del mismo modo, se calcula la tasa de dosis gamma absorbida D_R (ecuación 11) para evaluar la exposición a la radiación gamma a 1 metro sobre la superficie terrestre como una suma ponderada de C_{Ra} , C_{Th} y C_K , siendo 0,462, 0,604 y 0,0417 (nGy/h) los factores de conversión a dosis.

$$D_R = 0,462 C_{Ra} + 0,604 C_{Th} + 0,0417 C_K \quad (11)$$

La dosis equivalente efectiva anual $AEDE$ (mSv/año) resultante de los mismos nucleídos se calcula para estimar los efectos a la salud de la dosis absorbida durante un año por efecto de la exposición externa, D_R (mSv/año), según la siguiente fórmula (ecuación 12) es la tasa de dosis gamma absorbida, DCF , es el factor de conversión a dosis y OF el factor de ocupación exterior (UNSCEAR, 2000), que toman los valores 0,7 Sv/Gy y 0.2, respectivamente, en tanto que T , es el periodo de un año en horas (8760 h). El coeficiente OF toma el valor 0,2, el cual surge de la hipótesis de que las personas permanecen, en promedio, aproximadamente el 20 % del tiempo en ambientes exteriores.

$$AEDE = D_R \cdot DCF \cdot OF \cdot T \quad (12)$$

Asimismo, se han elaborado índices de riesgo externo H_{ex} e interno H_{in} para estimar si la exposición a la radiación externa o interna debido a los RN representa un riesgo a la salud. A partir de los valores de la concentración de los RN en los suelos y sus factores de peso en dosis, se calcula H_{ex} (ecuación 13), el cual no debe superar el umbral de la dosis equivalente anual permitida al público general de 1 mSv/año.

$$H_{ex} = (C_{Ra}/370 + C_{Th}/259 + C_K/4810) \leq 1 \quad (13)$$

De modo análogo, se calcula H_{in} con la siguiente ecuación (14), a partir de los mismos valores de concentración de RN en suelos, pero con menor factor de peso para el ^{226}Ra , considerando su emisión alfa localizada, y manteniendo el mismo valor de umbral de 1 mSv/año.

$$H_{in} = (C_{Ra}/185 + C_{Th}/259 + C_K/4810) \leq 1 \quad (14)$$

Cuando estos índices superan el umbral de dosis que se considere no aceptable, a los efectos de reducir o controlar las RI se pueden tomar medidas teniendo en cuenta cualquiera de los siguientes factores generales que operan sobre los niveles de dosis recibidas:

- El tiempo en que el individuo permanece en el campo de irradiación.
- La distancia entre la fuente y el individuo.
- Presencia de una barrera o blindaje.
- Medición de las dosis de radiación mediante la utilización de dosímetros.

ANEXO II

Resultados analíticos de las mediciones de uranio, torio y radón en suelos

**Radiación ionizante de origen natural, fuentes y entornos de exposición. Mediciones ambientales
y su importancia en Argentina.**

Muestra	U	Th	Zr	Ti	Fe	Mn	Cr	V	W	Mo
	ppm	ppm	ppm	ppm	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
pec-01	<2.5	20	320	1852	1.50	95	192	75	12	7.5
pec-02	2.5	15	675	2475	2.70	460	195	120	20	16
pec-03	5.4	15	398	2095	2.11	307	164	99	18	13
pec-04	3.2	17	365	2368	1.84	195	181	94	35	9.5
pec-05	6.5	18	374	1630	1.13	125	168	68	14	8.1
pec-06	3.6	13	350	1922	2.30	418	189	106	19	9.1
pec-07	13	25	1109	2663	1.93	289	184	112	29	15
pec-08	6.5	13	450	2400	2.15	330	173	105	20	8.7
pec-09	5.9	14	213	1135	1.87	160	243	77	19	7.0
pec-10	5.1	16	544	1980	1.76	1475	199	100	15	12
pec-11	3.3	13	398	2310	1.85	258	187	87	15	9.0
pec-12	7.1	17	427	1633	1.14	3355	175	96	19	14
pec-13	3.1	11	254	1096	1.52	75	274	84	12	7.3
pec-14	3.5	16	410	2710	2.14	359	204	114	18	8.4
pec-15	<2.5	12	290	1258	1.83	336	300	78	16	8.1
pec-16	14	19	304	1571	1.50	90	191	110	34	7.0
pec-17	8.4	12	264	1440	2.02	203	262	89	20	7.3
pec-18	3.3	12	484	1960	1.89	268	190	86	30	11
pec-19	3.6	11	420	1905	1.80	865	175	87	17	9.0
pec-20	6.2	18	548	2080	1.47	225	195	87	33	12
pec-21 ^(*)	8.2	21	255	2310	2.97	477	216	146	20	7.3
pec-22 ^(*)	37	15	260	1514	3.15	162	205	364	33	7.7
pec-23	3.3	9.5	450	1924	2.00	340	166	99	21	8.1
pec-24	19	12	446	2050	2.46	420	184	104	36	9.3
pec-25	4.9	12	320	2031	2.28	551	206	100	33	6.5
pec-26	12	15	560	2010	1.15	100	168	75	28	13
pec-27	104	16	512	1690	1.53	172	178	96	51	232
pec-28	16	17	310	1897	2.62	3451	210	106	47	35
pec-29	<2.5	11	370	1081	1.57	119	175	84	19	8.2
pec-30	<2.5	11	392	2066	2.66	342	195	118	34	7.9
pec-31	5.4	9.1	388	2140	1.92	330	181	98	20	8.5
pec-32 ^(*)	12	13	189	1018	2.07	376	572	113	23	13
pec-33	<2.5	11	274	1087	1.80	109	242	76	30	8.1
pec-34	35	13	587	1688	1.79	163	257	189	36	13
pec-35	<2.5	8.6	378	1983	2.03	304	166	97	19	8.0
pec-36	3.2	13	453	2532	2.32	525	182	112	19	9.5
pec-37	4.2	15	371	1880	2.24	383	326	97	30	8.2
pec-38	<2.5	10	360	2600	2.43	423	175	111	18	7.6
pec-39	4.2	17	243	1912	1.02	106	165	73	22	8.1
pec-40	3.1	9.6	137	704	1.90	36	176	71	29	3.3

**Radiación ionizante de origen natural, fuentes y entornos de exposición. Mediciones ambientales
y su importancia en Argentina.**

Muestra	U	Th	Zr	Ti	Fe	Mn	Cr	V	W	Mo
	ppm	ppm	ppm	ppm	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
pec-41	16	9.5	511	1024	1.48	52	173	91	33	11
pec-42	<2.5	12	331	1392	2.29	2981	188	112	39	9.3
pec-43	4.3	19	227	1452	1.78	1500	178	79	29	6.5
pec-44	<2.5	18	364	2022	1.63	161	178	87	25	7.5
pec-45	95	10	390	2184	2.81	396	233	104	38	12
pec-46	2.5	12	350	1215	1.81	801	219	71	27	6.9
pec-47	75	16	392	1090	2.46	3671	211	231	41	190
pec-48	12	20	389	1897	1.66	117	309	74	16	8.8
pec-49	9.6	14	250	1188	1.48	950	171	125	62	25
pec-50	6.9	8.8	560	1258	1.05	60	157	77	12	11
pec-51	7.5	9.0	206	827	1.54	163	179	59	26	8.6
pec-52	3.5	15	490	1973	2.00	261	207	90	29	9.9
pec-53	5.5	12	649	1847	1.52	800	157	93	22	10
pec-54	5.8	15	600	1649	1.82	320	167	83	20	12
pec-55	4.5	11	887	2048	1.55	354	163	85	19	15
pec-56	46	9.0	500	1440	2.16	360	164	113	35	24
pec-57	250	15	530	1486	1.20	691	194	81	60	73
pec-58	5.5	14	300	2122	1.96	2119	201	96	21	15
pec-59	4.0	13	343	2234	1.74	993	192	88	16	9.5
pec-60	220	12	450	1282	1.13	312	175	173	68	20
pec-61	5.0	11	400	2679	2.14	750	152	100	37	12
pec-62 ^(*)	5.0	14	285	2620	2.61	619	178	125	17	5.6
pec-63	3.7	16	300	2363	2.35	400	185	124	20	4.9
pec-64	7.0	16	1145	1530	0.42	81	135	86	20	19
pec-65	2.7	9.7	330	1029	1.96	150	157	80	20	5.8
pec-66	4.5	11	250	900	2.05	138	135	74	18	7.0
pec-67 ^(*)	5.9	15	305	2013	2.26	446	164	139	17	6.6
pec-68 ^(*)	6.0	13	265	2095	3.18	662	166	129	31	7.5
pec-69 ^(*)	9.2	10	530	2755	2.96	694	164	157	28	9.8
pec-70	17	16	350	2197	1.45	811	159	88	28	19

Radiación ionizante de origen natural, fuentes y entornos de exposición. Mediciones ambientales y su importancia en Argentina.

Muestra	As	Cu	Pb	Zn	Ca	K	Ba	Sr	Rb
	ppm	ppm	ppm	ppm	%	%	ppm	ppm	ppm
pec-01	4.8	21	28	43	0.20	1.51	301	79	152
pec-02	6.0	29	24	49	0.44	1.17	272	176	115
pec-03	4.8	25	23	43	0.71	1.32	245	169	128
pec-04	5.0	20	29	42	0.50	1.40	259	130	140
pec-05	3.0	24	23	32	0.39	1.51	246	114	145
pec-06	7.8	30	17	41	1.62	1.03	737	257	99
pec-07	7.2	31	29	45	1.20	1.44	450	163	141
pec-08	6.0	24	21	42	0.66	1.25	282	197	122
pec-09	3.0	19	21	40	0.34	1.56	253	110	153
pec-10	3.4	30	27	39	1.62	1.27	650	257	122
pec-11	3.1	19	22	45	0.43	1.46	280	123	146
pec-12	5.9	21	22	29	0.84	1.48	586	166	138
pec-13	5.1	12	21	29	0.75	1.6	180	129	149
pec-14	4.9	29	24	46	0.44	1.39	342	159	137
pec-15	5.0	17	24	36	0.31	1.58	297	112	138
pec-16	14	21	113	71	0.45	1.41	173	102	150
pec-17	5.3	20	21	42	0.86	1.47	310	164	143
pec-18	3.9	24	23	39	0.53	1.32	318	184	126
pec-19	3.4	22	21	41	0.58	1.27	283	167	117
pec-20	11	25	26	44	0.77	1.50	231	120	154
pec-21 ^(*)	8.3	30	29	77	0.61	1.19	228	146	143
pec-22 ^(*)	15	19	32	83	0.91	1.18	101	185	141
pec-23	5.2	30	17	35	0.76	1.25	422	207	107
pec-24	6.2	29	18	46	1.18	1.11	438	220	112
pec-25	5.8	26	20	41	1.37	1.27	290	209	112
pec-26	2.5	19	31	28	0.41	1.59	210	91	154
pec-27	56	23	44	54	0.67	1.28	244	132	130
pec-28	4.3	27	27	63	1.14	1.40	269	185	143
pec-29	2.0	17	18	36	0.56	1.20	497	138	118
pec-30	7.9	21	19	49	1.11	1.22	200	198	114
pec-31	5.0	26	17	33	0.69	1.24	400	218	107
pec-32 ^(*)	19	32	26	51	2.25	1.31	225	164	120
pec-33	3.8	17	17	38	3.40	1.12	178	170	119
pec-34	11	27	21	37	1.41	1.43	254	292	128
pec-35	4.5	25	16	36	0.74	1.11	400	241	104
pec-36	4.8	31	21	45	0.81	1.10	368	202	109
pec-37	5.3	19	20	49	0.70	1.14	235	157	119
pec-38	5.0	28	15	43	0.90	1.07	425	243	92
pec-39	2.6	20	30	32	2.41	1.19	237	167	121
pec-40	5.6	10	18	33	0.42	1.28	150	96	123

Radiación ionizante de origen natural, fuentes y entornos de exposición. Mediciones ambientales y su importancia en Argentina.

Muestra	As	Cu	Pb	Zn	Ca	K	Ba	Sr	Rb
	ppm	ppm	ppm	ppm	%	%	ppm	ppm	ppm
pec-41	5.9	17	22	36	2.94	1.13	22	36	113
pec-42	5.1	32	25	56	4.19	1.07	25	56	103
pec-43	3.7	21	31	49	5.07	1.18	31	49	114
pec-44	5.2	22	26	45	0.27	1.46	192	123	142
pec-45	5.1	26	20	54	0.67	1.05	245	191	107
pec-46	4.0	23	22	29	0.90	1.20	235	177	117
pec-47	68	26	44	43	5.11	0.96	383	285	87
pec-48	3.7	20	29	40	0.16	1.61	274	103	149
pec-49	22	47	37	45	0.65	0.06	450	290	90
pec-50	3.5	16	32	20	0.40	1.63	360	152	134
pec-51	0.7	12	23	36	1.04	0.99	494	143	104
pec-52	4.6	22	31	54	0.58	1.35	230	138	142
pec-53	3.6	24	21	30	0.44	1.26	378	169	120
pec-54	4.8	25	24	43	0.92	1.17	300	149	127
pec-55	5.0	25	17	24	0.53	1.34	505	186	114
pec-56	3.2	35	34	46	0.54	1.19	223	151	114
pec-57	39	19	89	43	0.22	1.38	290	214	129
pec-58	5.5	15	33	42	0.37	1.45	180	130	139
pec-59	4.8	24	27	39	0.39	1.35	280	146	130
pec-60	11	21	30	33	1.70	1.13	380	181	108
pec-61	4.8	26	23	43	0.98	1.15	330	229	108
pec-62 ^(*)	5.5	36	23	56	1.03	1.12	368	183	115
pec-63	8.2	27	28	60	0.53	1.25	270	142	133
pec-64	5.2	23	23	25	0.92	1.58	300	138	145
pec-65	7.8	21	22	45	2.79	1.24	206	216	115
pec-66	8.5	17	24	48	5.09	1.46	150	169	121
pec-67 ^(*)	15	30	24	54	1.46	1.16	350	199	121
pec-68 ^(*)	12	32	19	68	1.24	1.04	150	208	115
pec-69 ^(*)	11	35	17	50	2.84	1.01	350	305	91
pec-70	2.8	21	26	37	0.33	1.39	300	131	136

(*) Estas siete muestras no fueron utilizadas en el análisis de correlación por encontrarse en un ámbito geomorfológico distinto.

Radiación ionizante de origen natural, fuentes y entornos de exposición. Mediciones ambientales y su importancia en Argentina.

Muestra	G: Dosis Gamma	E	E/G
	Microsievert/hora	u	u
Pec-01	0.18	10	6
Pec-02	0.12	24	20
Pec-03	0.14	99	71
Pec-04	0.15	14	9
Pec-05	0.15	54	36
Pec-06	0.10	80	80
Pec-07	0.15	97	65
Pec-08	0.14	79	56
Pec-09	0.20	529	264
Pec-10	0.14	50	36
Pec-12	0.12	190	158
Pec-13	0.12	44	37
Pec-14	0.14	99	71
Pec-16	0.14	116	83
Pec-17	0.17	54	32
Pec-18	0.12	84	70
Pec-19	0.13	65	50
Pec-22(*)	0.11	165	150
Pec-23	0.12	63	52
Pec-24	0.12	123	102
Pec-25	0.12	66	55
Pec-26	0.15	270	180
Pec-27	0.65	857	132
Pec-28	0.14	229	164
Pec-29	0.11	72	65
Pec-30	0.12	142	118
Pec-31	0.12	42	35
Pec-33	0.11	49	45
Pec-34	0.10	104	104
Pec-35	0.10	28	28
Pec-36	0.12	113	94
Pec-37	0.12	23	19
Pec-38	0.13	164	126
Pec-39	0.13	120	92
Pec-40	0.12	156	130
Pec-41	0.15	119	79
Pec-42	0.11	136	124
Pec-43	0.12	133	111
Pec-44	0.16	20	12
Pec-45	0.12	100	83
Pec-46	0.13	923	710

Muestra	G: Dosis Gamma	E	E/G
	Microsievert/hora	u	U
Pec-47	0.52	857	165
Pec-48	0.10	60	60
Pec-49	0.20	870	435
Pec-50	0.15	403	269
Pec-51	0.13	249	192
Pec-52	0.13	150	115
Pec-53	0.12	82	68
Pec-54	0.14	61	44
Pec-55	0.13	53	41
Pec-56	0.13	237	182
Pec-57	0.65	896	138
Pec-58	0.13	121	93
Pec-59	0.15	148	99
Pec-60	0.18	672	373
Pec-61	0.15	54	36
Pec-70	0.10	231	231

$$E (*) = \frac{\text{Impactos } \alpha}{\text{días} * \text{mm}^2}$$

$$E (*)/G = \frac{\text{Impactos } \alpha}{\text{días} * \text{mm}^2 * \text{Dosis}}$$

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar, V J., Fontainha, C.C., Santos, T.O., Takahashi, L.C., y Rocha, Z., 2017. Natural radionuclides present in the beach sands of Guarapari and Anchieta, Espirito Santo, Brazil. International Nuclear Atlantic Conference - INAC 2017. Associação Brasileira de Energia Nuclear (Aben). Belo Horizonte, MG, Brazil.
- Alencar, A.S., y Freitas, A.C., 2005. Reference levels of natural radioactivity for the beach sands in a Brazilian southeastern coastal region. *Radiat. Meas.* 40, 76–83.
- Ali, M.M.M., Zhao, H.Li.Z. y Maglas, N.N.M., 2019. Concentrations of TENORM in the petroleum industry and their environmental and health effects. *Royal Soc of Chem Adv.* 9 (67), 39201.
- Alloway, B., Centeno, J.A., Finkelman, R.B., Fuge, R., Lindh, U., y Smedley, P., 2005. *Essentials of medical geology* (p. 519). O. Selinus (Ed.). Academic Press.
- ArcGis, sf. <https://desktop.arcgis.com/es/documentation/>
- Archer, V.E. *et al.*, 2004. Latency and the lung cancer epidemic among United States uranium miners. *Health Phys.* 87:480-489.
- Autoridad Regulatoria Nuclear, 2019. "Norma Básica de Seguridad Radiológica", AR 10.1.1, rev.4. Buenos Aires, Argentina.
- Autoridad Regulatoria Nuclear, 2022. Resultados del Plan de Monitoreo Radiológico Ambiental de la ARN Período 2022. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/arn_resultados_pmra_2022.pdf
- Auvinen, A. *et al.*, 2005. Radon and other natural radionuclides in drinking water and risks of stomach cancer: a case-cohort study in Finland. *Int J Cancer*, 10:109-113.
- BEIR IV Report, 1988. Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters. *Biological Effects of Ionizing Radiation*, National Academy Press, Washington D.C., USA.
- BEIR VI Report, 1999. Health effects of exposure to indoor radon. *Biological Effects of Ionizing Radiation*, National Academy Press, Washington D.C., USA.
- Biere P.E. y Jibiri, N.N., 2011. Activity concentrations of ^{232}Th , ^{226}Ra and ^{40}K and gamma radiation absorbed dose rate levels in farm soil for the production of

different brands of cigarette tobacco smoked in Nigeria. Int J Radiation Res; 8:201–6.

Bonetto, J.P., Lopez, F.O. y Canoba, A., 2014. Latin American Symposium on Radon. II Symposium on Radon in Brazil (Towards a National Radon Program) Poços de Caldas, Brasil.

Bruker, 2010. S8 TIGER X-Ray Spectrometer Introductory User Manual

Canberra, 2004. InSpector™ 1000 Digital Hand-Held MCA User's Manual

Canoba, A.C., López, F.O. y Oliveira, A.A., 1997. Determinación de radón por adsorción en carbón activado y medición por centelleo líquido. Seguridad Radiológica, Revista de la Sociedad Argentina de Radioprotección, Nº16, 51-58.

Centeno, J.A., Finkelman, R.B., Fuge, R., Lindh, U., y Smedley, P., 2013. Essentials of medical geology. Earth Sciences & Geography Geology. Springer publishing, New York, USA, 820.

Chauhan, R.P. y Kumar, A., 2015. Soil to plant transfer of alpha activity in potato plants: impact of phosphate fertilizers. J Environ Health Sci Eng 13:45.

Cowen, R (2013). Ephemeral third ring of radiation makes appearance around Earth. Nature.2013.12529.

Cuttler, J.M., y Pollycove, M., 2009. Nuclear energy and health: and the benefits of low-dose radiation hormesis, Dose-Response, 7(1), 52-89.

CSN, 2017. Mapa del Potencial de Radón de España CSN, 2017. <https://www.csn.es/mapa-del-potencial-de-radon-en-espana>. Mapa Interactivo: <https://www.arcgis.com/apps/SimpleViewer/index.html?appid=a3a435cfb6114e21ad03a5ac2961d8a8>

Darby, S. *et al.*, 2006. Residential radon and lung cancer: Detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 subjects with lung cancer and 14208 subjects without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. Scand J Work Environ Health, 32 Suppl1:1-83.

Durrigde, sf. Durrigde Radon Instrumentation. Detector de Radon RAD7. Manual del usuario <https://durrigde.com/documentation/RAD7%20Manual%20Spanish.pdf>. Capture 8 Data acquisition software <https://durrigde.com/documentation/Capture%20Manual%20v8.1.2.pdf>

EPA, 1993. The EPA map of radon zones. Environmental Protection Agency, USA. <https://www.epa.gov/radon/epa-map-radon-zones#text>

- Evans, P., Jonkers, G., Steffan, E., Campbell, J. y Lloret, C., 2016. Guidelines for the Management of NORM in the Oil and Gas Industry. 10.2118/179272-MS.
- Field, B. 2018. Development of Educational Resources on Radon for Health Care Providers. Webinar IAEA-WHO, 2018.
<https://www.iaea.org/sites/default/files/18/07/webinar-health-care-providers.pdf>
- Gisone, P. Perez, M.R., 2001. Efectos biológicos de la radiación. Autoridad Regulatoria Nuclear, Sociedad Argentina de Radioprotección. Buenos Aires, Argentina
<https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/Public/33/052/33052454.pdf>
- Grosche, B. *et al.*, 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946-1998. Br J Cancer, 95(9):1280-1287.
- Heinrich, W., Roesler S. y H. Schraube, 1999. Physics of cosmic radiation fields. Radiat. Prot. Dosim. 86(4): 253-258.
- Hopke, P.B. *et al.*, 1995. Assessment of the exposure to and dose from radon decay products in normally occupied homes. Environ. Sci. Technol. 29:1359-1364
- Hornung, R.W., 2001. Health effects in underground uranium miners. Occup Med, 169(2):331-344.
- HANNA Instruments, sf. Manual HI 9829
https://cdn.hannacolombia.com/hannacdn/support/manual/2019/01/Manual_HI_9829.pdf
- IAEA, 1996. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, Viena.
- IAEA, 1999. INTERNATIONAL LABOUR OFFICE, Occupational Radiation Protection, IAEA Safety Standards Series No. RS-G-1.1, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2004. Radiation Protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry, Safety Reports Series No. 34, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2007a. Assessing the Need for Radiation Protection Measures in Work Involving Minerals and Raw Materials, Safety Reports Series No. 49, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2007b. Radiation Protection and NORM Residue Management in the Zircon and Zirconia Industries, Safety Reports Series No. 51, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2010. Reference Material IAEA 434: Naturally Occurring Radionuclides in Phosphogypsum, Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 17, IAEA, Vienna.

- IAEA, 2011. Radiation Protection and NORM Residue Management in the Production of Rare Earths from Thorium Containing Minerals, Safety Reports Series No. 68, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2012. Radiation Protection and NORM Residue Management in the Titanium Dioxide and Related Industries, Safety Reports Series No. 76, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2013a. Management of NORM Residues, IAEA-TECDOC-1712, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2013b. Measurement and Calculation of Radon Releases from NORM Residues, Technical Reports Series No. 474, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2013c. Radiation Protection and Management of NORM Residues in the Phosphate Industry. Safety Reports Series. No. 78. Viena.
- IAEA, 2020. Occupational Radiation Protection in the Uranium Mining and Processing Industry, Safety Reports Series No. 100, IAEA, Vienna.
- IARC, 1988. Man-made mineral fibres and radon. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 43, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
- ICRP, 2007. Recommendations of the ICRP. ICRP 103.
- ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1).
- ICRP, 2014. Radiological Protection against Radon Exposure. ICRP Publication 126. Ann. 43(3).
- ICRP, 2016. Radiological protection from cosmic radiation in aviation. ICRP Publication 132. Ann. ICRP 45(1), 1–48.
- ICRP, 2017. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).
- ICRP, 2019a. Occupational intakes of radionuclides: Part 4. ICRP Publication 141. Ann. ICRP 48(2/3).
- ICRP, 2019b. Radiological protection from naturally occurring radioactive material (NORM) in industrial processes. ICRP Publication 142. Ann. ICRP 48(4).

- Karkanis y Foresti, 2023. Análisis de los resultados de las mediciones de ^{222}Rn de aguas superficiales y subterráneas del CMFSR, provincia de Mendoza. Informe interno de CNEA.
- Krewski, D. *et al.*, 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J Toxicol Environ Health A*, 69:533-597.
- Korkmaz, M.E., Agar, O. y Uzun, E., 2017. Assessment of natural radioactivity levels for Karadağ Mountain, Turkey. *Int. J. Radiation Res.* 15(4):399–406.
- Koyama, K.R., Petre, E.V., Gotthelf *et al.*, 1995. Evidence for shock acceleration of high-energy electrons in the supernova remnant SN1006. *Nature* 378: 255-258.
- Laurier, D., Valenty, M. y Tirmarche, M., 2001. Radon exposure and the risk of leukemia: A review of epidemiological studies. *Health Phys*, 81:272-288.
- Laurier, D. *et al.*, 2004. An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners: extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur J Epidemiol*, 19:139-146.
- López, F.O. y Canoba, A.C., 2003. Passive method for the determination of the equilibrium factor between ^{222}Rn gas and its short period progeny. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol 258 N°2, p. 269-274.
- Lubin, J.H. *et al.*, 1997. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat. Res.*, 147:126-134.
- McElroy, M. ,2023. Ionosphere and magnetosphere. *Encyclopedia Britannica*, <https://www.britannica.com/science/ionosphere-and-magnetosphere>.
- McKee, M., 2013. Cosmic rays originate from supernova shockwaves. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature.2013.12436>.
- Miles, J.C.H., Appleton, J.D., Rees, D.M., Green, B.M.R., Adlam, K.A.M., y Myers, A.H., 2007. Indicative atlas of radon in England and Wales. Chilton, Oxon: Health Protection Agency.
- Mohner, M. *et al.*, 2006. Leukemia and exposure to ionizing radiation among German uranium miners. *Am J Ind Med*, 49(4):238-248.
- Moon, J. y Yoo, H., 2021. Residential radon exposure and leukemia: a meta-analysis and dose-response meta-analyses for ecological, case-control, and cohort studies. *Environmental Research* 202: 111714.
- Muñiz, C. y Bossio, C., 2010. Aplicación de los niveles genéricos de exención para materiales radiactivos. VIII Congreso Regional de Seguridad Radiológica y

Nuclear, Congreso Latinoamericano del IRPA y el V Congreso Nacional de Protección Radiológica DSSA. Medellín.

Ngoc, L.T.N., Park, D. y Lee, Y.C., 2022. Human Health Impacts of Residential Radon Exposure: Updated Systematic Review and Meta-Analysis of Case-Control Studies. *Int J Environ Res Public Health*; 20(1):97.

NUDAT 3.0. National Nuclear Data Center. Información extraída de la base de datos <https://www.nndc.bnl.gov/nudat/>.

Puskin, J.S., 2003. Smoking as a confounder in ecologic correlations of cancer mortality rates with average county radon levels. *Health Phys*, 84:526-532.

Reimann, C., Filzmoser, P. y Garrett, R.G., 2005. Background and Threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of the Total Environment*, 346: 1-16.

RSIC, 2024. Why should you test your home for radon in the winter? Radiation Safety Institute of Canada.
<https://radiationsafety.ca/why-should-you-test-your-home-for-radon-in-the-winter>

Saadaoui, E., Ghazel, N., Ben Romdhane, C. y Massoudi, N., 2017. Phosphogypsum Potential uses and problems a review, *International Journal Environmental Studies*, Vol 74, 558–567.

SRT, 2021. Superintendencia de Riesgos del Trabajo. Radiaciones cósmicas en la aviación comercial. Ficha Técnica #16.
https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/ficha_tecnica_srt_radiaciones_cosmicas.pdf

SRT, 2023. Superintendencia de Riesgos del Trabajo. Se firma el primer convenio específico entre la SRT y la Autoridad Regulatoria Nuclear.
<https://www.argentina.gob.ar/noticias/se-firma-el-primer-convenio-especifico-entre-la-srt-y-la-autoridad-regulatoria-nuclear>

Suárez Fernández, J. P., 2020. El ocaso del modelo lineal sin umbral. *Rev Esp Med Nucl Imagen Mol*. 39(5):303–315.

Tayibi, H., Gascó, C., Navarro, N., López-Delgado, A., Álvarez, A., Yagüe, L., Alguacil, F.J., y López, F.A., 2011. Valorisation of phosphogypsum as building material: Radiological aspects. *Materiales de Construcción* (304), 61, 503–515.

Taylor, M.D., 2007. “Accumulation of Uranium in Soils from Impurities in Phosphate Fertilizers”, *Landbauf. Volkenrode* 57, 133–139.

- Teras, L.R., Diver, W.R. y Turner, M.C., 2016. Residential radon exposure and risk of incident hematologic malignancies in the Cancer Prevention Study-II nutrition cohort. *Environ Res.* 148:46-54.
- Thermo Fisher, 2010. TTT Environmental. Thermo Fisher Scientific Niton AnalyzXL3 Analyzer Version 7.0.1 User's Guide.
- Thien, B.N., Ba V.N., Vy N.T.T. y Loan T.T.H., 2020. Estimation of the soil to plant transfer factor and the annual organ equivalent dose due to ingestion of food crops in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Chemosphere* 259:127432.
- Tokonami, S., 1999. Determination of the diffusion coefficient of unattached radon progeny with a graded screen array at the EML radon/aerosol chamber. *Radiat. Prot. Dosim.* 81(4): 285-290.
- UNSCEAR, 1993. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations sales publication E.94.IX.2. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of ionizing radiation. Exposures from natural radiation sources, annex B. 2000 Report to the General Assembly, with annexes. New York, NY: United Nations.
- UNSCEAR, 2006. Effects of Atomic Radiation 2006 report Vol 2 annex E—Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces, New York, NY: United Nations.
- UNSCEAR, 2008. Effects of Ionizing Radiation. Vol 1. 2006 Report to the General Assembly, Scientific Annexes A and B. New York, NY: United Nations.
- UNSCEAR, 2020/21a. Biological mechanisms relevant for the inference of cancer risks from low-dose and low-dose-rate radiation. Vol 3. Report to the General Assembly, Scientific Annex C. New York, NY: United Nations.
- UNSCEAR, 2020/21b. Evaluation of occupational exposure to ionizing radiation. Vol 4. Report to the General Assembly, Scientific Annex D. New York, NY: United Nations.
- UN Environment, 2016. Radiation Effects and Sources: What is Radiation? What does Radiation do to us? Where does Radiation come from? United Nations Environment Programme, New York, USA.
- WHO, 2007. International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

WHO, 2009. WHO Handbook on Indoor Radon. A Public Health Perspective. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Wymer, D.G., 2008. Managing Exposure to NORM - Consensus or Chaos. Keynote Address in Proceedings of an International Symposium on NORM (NORM V), Sevilla.

Xuan, X.Z. *et al.*, 1993. A cohort study in southern China of tin miners exposed to radon and radon decay products. Health Phys, 64:123-131.

Zubair, M. y Shafiqullah, 2020. Measurement of natural radioactivity in several sandy-loamy soil samples from Sijua, Dhanbad, India. Heliyon.6(3): e03430.