

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD
CATÓLICA DEL PERÚ**

ESCUELA DE POSGRADO



**NUEVO ENFOQUE PARA ESTUDIAR LA RESPUESTA DEL DETECTOR LR-115 AL
²²²Rn, ²²⁰Rn Y PROGENIE. APLICACIÓN EN MEDICIONES DE RADÓN
EN INTERIORES DE LIMA, PERÚ**

Tesis para obtener el grado académico de Doctora en
Física que presenta:

Patrizia Edel Pereyra Anaya

Asesor:

Dr. Daniel Francisco Palacios Fernández

Lima, 2023

Informe de Similitud

Yo, Daniel Francisco Palacios Fernández, docente de la Escuela de Posgrado de la Pontificia Universidad Católica del Perú, asesor de la Tesis de Doctorado titulada “*Nuevo enfoque para estudiar la respuesta del detector LR-115 al ^{222}Rn , ^{220}Rn y progenie. Aplicación en mediciones de radón en interiores del Lima, Perú*”, de la autora Patrizia Edel Pereyra Anaya, dejo constancia de lo siguiente:

- El mencionado documento tiene un índice de puntuación de similitud de 20%. Así lo consigna el reporte de similitud emitido por el software *Turnitin* el 12/07/2023. .
- He revisado con detalle dicho reporte y la Tesis o Trabajo de Suficiencia Profesional, y no se advierte indicios de plagio.
- Las citas a otros autores y sus respectivas referencias cumplen con las pautas académicas.

Lugar y fecha:

Lima, 14/07/2023

Apellidos y nombres del asesor: Palacios Fernández, Daniel Francisco	
CE: 001490304	Firma
ORCID: 0000-0001-8248-347X	



*A los que han dejado huellas en mi vida:
María Pía, José Patricio, Alan y
a los integrantes de
GITHUNU-PUCP*

Agradecimientos

Debo agradecer en primer lugar a Dios por darme la salud, energía y fortaleza para poder llevar a cabo este trabajo en todos estos años.

A la Doctora María Elena López Herrera por ser mi modelo para seguir desde mis primeros años de vida académica y haberme iniciado en esta técnica de Huellas Nucleares que nos apasiona a ambas. Su apoyo y asesoría constante ha sido esencial para poder concebir la idea del monitoreo de radón en la ciudad de Lima y motivarme a desarrollarla. Al Doctor Laszlo Sajo-Bohus por sus continuas enseñanzas, motivaciones y el jovial entusiasmo que lo caracteriza, por todas las enseñanzas brindadas, aportes a la parte experimental y sobre todo por su infinita paciencia, dedicación y empuje a terminar esta tesis.

Al Doctor Daniel Francisco Palacios Fernández, por todo el apoyo brindado en el desarrollo teórico y experimental de la tesis. Su asesoramiento ha sido esencial para poder lograr las publicaciones realizadas con el debido rigor científico y que este trabajo tenga la solidez científica lograda. El haberme compartido sus conocimientos y experiencia académica ha sido determinante para concluir esta investigación.

Mi agradecimiento eterno a ellos tres, por todas sus enseñanzas.

A María Pía, por motivarme y ver en ella al futuro de la mujer científica en Perú, espero haberla motivado para que logre sus objetivos. A José Patricio y a Alan por el apoyo y paciencia mostrados. A Emérita y Felisa por su presencia y cariño. A mis amigas y amigos por todos los momentos que me tuvieron paciencia y comprensión en mis ausencias.

Un lugar especial a los integrantes de GITHUNU-PUCP, en especial a los Doctores Bertín Pérez Ancaya, Johnny Rojas Hanco y Rafael Liza Neciosup; al magister Cesar Guevara Pillaca por su apoyo en la parte experimental y a todos los miembros del grupo de investigación que contribuyeron al desarrollo de este trabajo.

Finalmente, a la comunidad universitaria PUCP, quienes participaron como voluntarios, llevando a sus casas los monitores de radón. El presente trabajo ha sido redactado en castellano con el propósito de maximizar su alcance y llegar de manera efectiva a las autoridades y personas involucradas en los ámbitos de la salud pública y del medio ambiente de nuestro país. Al utilizar nuestro idioma nativo, se busca facilitar la comprensión y promover una comunicación fluida con aquellos responsables de tomar decisiones y establecer

políticas que impacten positivamente en nuestra sociedad. Asimismo, se pretende llegar a la comunidad en general, ya que el castellano es el idioma predominante en nuestra nación. Es fundamental que la información contenida en este trabajo sea accesible para todos, con el fin de fomentar una mayor conciencia y participación en temas relacionados con la salud pública y el medio ambiente.



Resumen

Este trabajo se centra en el estudio de la radiactividad y, en particular, en la medición del gas radón en interiores. El objetivo principal es presentar un método alternativo de medición de radón utilizando detectores de huellas nucleares de estado sólido (SSNTDs) que permita realizar un monitoreo a mediana o gran escala y estimar la equivalencia de las mediciones realizadas con detectores desnudos y con una cámara de difusión. La radiactividad es una parte inherente al entorno humano y se ha experimentado exposiciones a dosis superiores a los valores actuales. Los radionucleidos, tanto de origen cósmico como terrestre, están presentes en alimentos, agua, materiales de construcción y seres vivos. Sin embargo, debido a los cambios rápidos y artificiales en el ambiente, la naturaleza no puede mitigarlos con la misma rapidez. Las radiaciones ionizantes pueden tener efectos perjudiciales en los sistemas biológicos y ecológicos, como la degeneración del tejido y el desarrollo de neoplasias. En Perú, los estudios preliminares indican que la población recibe dosis efectiva, que de ahora en adelante llamaré dosis, comparables a los valores promedios mundiales, siendo la dosis debido al gas radón significativa en su aporte. Sin embargo, no existen valores propios de intervención establecidos por las organizaciones oficiales encargadas en Perú, lo que se está en la necesidad de realizar un estudio para determinar la concentración del gas radón en el país para determinar valores locales reales. Se conocen ciertas localidades en el mundo con altas concentraciones de radón y se plantea la posibilidad de que podrían existir también zonas anómalas en Perú. En cuanto a la metodología, se utilizarán detectores de huellas nucleares de nitrato de celulosa (LR-115) en modo desnudo y se propone un enfoque novedoso para la calibración de estos detectores. También se describe la estructura del trabajo, con capítulos dedicados a la radiactividad natural, los métodos de medición de radón, el análisis del detector LR-115, la calibración de los detectores y los resultados del monitoreo de radón en la ciudad de Lima. El trabajo concluye destacando la importancia de establecer regulaciones y recomendaciones sobre la protección contra la radiación ionizante del radón en viviendas y lugares de trabajo en Perú. Los resultados obtenidos se utilizarán para establecer valores límites y de intervención de concentración de radón y proporcionarán una base de datos para la creación de un mapa radiológico de Perú.

Abstract

This work focuses on the study of radioactivity, particularly on the measurement of indoor radon gas. The main objective is to present an alternative method for radon measurement using solid-state nuclear track detectors (SSNTDs), enabling medium or large-scale monitoring and estimating the equivalency of measurements made with bare detectors and diffusion chambers. Radioactivity is an inherent part of the human environment, and exposures to higher doses have been experienced in the past to our days. Both cosmogenic and terrestrial radionuclides are present in food, water, building materials, and living organisms. However, due to rapid and artificial changes in the environment, nature cannot mitigate them at the same pace. Ionizing radiations can have harmful effects on biological and ecological systems, such as tissue degeneration and the development of neoplasms. Preliminary studies in Peru indicate that the population receives doses comparable to the global average values, with significant contributions from radon gas. However, there are no established intervention values by the official organizations in Peru, highlighting the need for a study to determine the concentration of radon gas in the country and establish accurate local values. Certain locations in the world are known to have high radon concentrations, raising the possibility of anomalous areas in Peru as well. Regarding the methodology, cellulose nitrate nuclear track detectors (LR-115) will be used in bare mode, and a novel approach for their calibration is proposed. The structure of the work is also described, with chapters dedicated to natural radioactivity, radon measurement methods, LR-115 detector analysis, detector calibration, and radon monitoring results in the city of Lima. The work concludes by emphasizing the importance of establishing regulations and recommendations for protection against ionizing radiation from radon in homes and workplaces in Peru. The obtained results will be used to establish concentration limits and intervention values for radon, providing a database for the creation of a radiological map of Peru.

Tabla de contenido

Lista de figuras	x
Lista de tablas	xiv
Introducción	1
1 El radón: fuentes y factores de variación en la concentración	6
1.1 Fondo radioactivo natural	6
1.1.1 Material radioactivo de origen natural: NORM	8
1.1.2 Materiales NORM tecnológicamente modificados: TENORM	9
1.1.3 NOReM	10
1.2 Consecuencias de la radioactividad natural en la salud humana	12
1.3 El radón: gas radioactivo natural como indicativo de factor de riesgo para la salud	13
1.4 Fuentes y causas de variación de radón en interiores	20
1.4.1 Partículas suspendidas en el aire y su impacto en la salud	22
1.4.2 Contribución del suelo al radón en interior de edificaciones	24
1.4.2.1 Emanación	27
1.4.2.2 Transporte	31
1.4.2.3 Exhalación	35
2 Métodos de medición de radón	37
2.1 Unidades de radiación	37
2.2 Unidades y términos específicos relacionados con la medición de radón	41
2.2.1 Concentración de actividad	41
2.2.2 Energía alfa potencial (PAE)	41
2.2.3 Concentración de energía alfa potencial (PAEC)	42
2.2.4 Working Level (WL)	42
2.2.5 Concentración en equilibrio equivalente de radón (EERC) y de torón (EETC).	43

2.2.6	Factor de equilibrio	43
2.2.7	Working Level Month (WLM)	44
2.3	Cálculo de dosis de inhalación	45
2.4	Métodos de medición de radón	47
2.4.1	Métodos de medición activos	49
2.4.2	Métodos de medición pasivos	50
2.4.3	Detectores de huellas nucleares	52
2.4.3.1	Cámaras de difusión	55
2.4.3.2	Detectores en modo desnudo	55
2.4.4	Calibración	56
3	Estudio de la respuesta de un detector LR-115 en modo desnudo y en cámara de difusión	58
3.1	Uso de un detector LR-115 en modo desnudo colocado sobre una pared: estimación de lo que mide realmente	59
3.2	Procesos de calibración y mediciones con detectores LR-115 en modo desnudo	61
3.2.1	Uso de detectores en modo desnudo y cámaras de difusión para medir la concentración de radón	65
3.3	Simulación del proceso de difusión y de decaimiento del radón y torón exhalados de una pared y su progenie recién creada	67
3.3.1	Simulación del radón y del torón exhalado por una superficie	71
3.3.2	Simulación por métodos MonteCarlo para las trayectorias entre colisiones que caracterizan el movimiento Browniano	73
3.3.3	Seguimiento de las partículas alfa	74
3.4	Resultados de la simulación del proceso de difusión y de decaimiento del radón y torón exhalado de una pared y su progenie recién creada	74
3.4.1	Simulación de la exhalación de torón de una pared	78
3.4.2	Simulación de la exhalación de radón de una pared	84
3.5	Respuesta del detector LR-115 en modo desnudo y en cámara de difusión mediante simulación	89
4	Desarrollos numéricos y simulaciones en calibración de los detectores LR-115 en modo desnudo	91
4.1	Estimación teórica de las sensibilidades parciales	92
4.2	Simulaciones aplicando el método Monte Carlo	94
4.2.1	Cálculos del programa de Monte Carlo	94
4.2.2	Cálculo de la sensibilidad parcial	97

4.3	Resultados de las simulaciones para el cálculo de sensibilidades parciales	99
4.3.1	Variaciones de las superficies efectivas, densidad de huellas y sensibilidades parciales con las distancias de la fuente al detector	100
4.3.2	Dependencia de la energía de las partículas alfa emitidas por una fuente radioisotópica	102
4.3.3	Dependencia con los radios de la fuente y el detector	104
4.3.4	Dependencia con la longitud del paso y comparación con las sensibilidades parciales reportadas por otros autores	105
4.3.5	Influencia del espesor de la capa activa de las fuentes alfa en los cálculos de sensibilidad	108
4.3.6	Influencia del torón y su progenie en las mediciones de radón	110
4.4	Propuesta final del método alternativo de calibración	113
5	Mediciones de radón intramuros (en interiores) en Lima	115
5.1	Descripción del área de monitoreo	118
5.2	Descripción del criterio empleado para realizar el monitoreo de radón en Lima	120
5.3	Detectores utilizados en el monitoreo	124
5.3.1	Detectores en modo desnudo	124
5.3.2	Detectores en cámara de difusión	127
5.3.3	Cálculo de la concentración de radón en los monitores utilizados y tratamiento de datos	128
5.4	Resultados del monitoreo en la provincia de Lima	130
5.4.1	Resultados obtenidos de las mediciones con detectores desnudos	130
5.4.1.1	Mapa de la concentración de radón en Lima	136
5.4.1.2	Análisis de las concentraciones de radón obtenidas con otros parámetros locales.	140
5.4.2	Resultados obtenidos de las mediciones con cámaras de difusión	142
5.4.3	Contraste de los resultados obtenidos utilizando detectores desnudos y cámaras de difusión.	146
	Conclusiones	148
	Referencias	151
	Anexo A Documentos entregados a los voluntarios participantes en el monitoreo de radón en Lima	168
	Anexo B Logros Académicos	171

Lista de figuras

1.1	Evolución temporal de la dosis anual efectiva en los Estados Unidos de Norteamérica.	7
1.2	Evolución de las emisiones de CO ₂ producidas por el ser humano.	8
1.3	Área de influencia de riesgos ocasionados por erupciones del volcán Sabancaya (Arequipa).	12
1.4	Etiquetas de los productos en venta con radio y emanación del elemento radón.	14
1.5	Chicas del radio en los talleres de pintura y a la derecha el reportaje sobre envenenamiento por ingerir el producto radiactivo durante actividades de trabajo.	15
1.6	Vías de ingreso del radón a las edificaciones.	21
1.7	Mecanismos relacionados con el transporte de radón a la superficie. El radón emana de los granos que conforman las rocas, piedras, luego se transporta a través de los espacios intersticiales y finalmente es exhalado hacia el aire en el medio ambiente.	26
1.8	Esquema de las etapas en el proceso de transporte de radón desde su producción debido al decaimiento del radio hasta que llega al interior de las viviendas.	26
1.9	Esquema de las trayectorias de retroceso para los átomos de radón que se encuentran al interior y entre los granos del suelo.	28
1.10	Comparación de los valores de emanación para porosidades de 0.4, 0.5 y 0.6 en suelos secos.	30
1.11	Estimación de los valores de emanación para porosidades de 0.4, 0.5 y 0.6 en suelos húmedos.	31
1.12	Valores de exhalación de radón en suelos secos considerando porosidades de 0.4, 0.5 y 0.6.	35
3.1	Relación entre el factor de equilibrio esperado y el indirecto para el radón.	64
3.2	Proceso de exhalación del radón y torón de una pared frente a un detector en modo desnudo.	68

3.3	Comportamiento del radón, torón y su progenie en el aire al interior de un recinto.	69
3.4	El efecto plate-out o deposición en las superficies, es seguido por el retroceso de las partículas alfa que pueden producir que la progenie de vida larga se incruste en la superficie. El rango de retroceso de los núcleos para el vidrio es de 50 nm aproximadamente.	69
3.5	Comportamiento de la progenie de radón cerca de una pared que exhala radón.	70
3.6	v del torón cerca de una pared que exhala torón.	70
3.7	Esquema del arreglo de un detector de LR-115 (en rojo) fijado a un soporte sobre la pared (en plomo).Las posiciones de las cuales el radón y el torón se exhalan son obtenidas del área en amarillo.	72
3.8	Comportamiento del movimiento de difusión para los átomos de torón exhalados de una pared, simulando caminos aleatorios para diversos valores de pasos.	75
3.9	Simulación de Monte Carlo para la difusión browniana del torón en el aire considerando tres tiempos de decaimiento aleatorio generados.	76
3.10	Sección transversal del volumen delimitado por la línea continua roja que intercepta la zona verde es llamado volumen efectivo o volumen activo. Solamente las partículas alfa que se originan de los puntos contenidos en la sección definida son consideradas para el cálculo de las sensibilidades parciales.	77
3.11	Proyecciones en el plano XZ de los decaimientos de los átomos de torón y su progenie exhalados desde una pared. Los volúmenes efectivos y el detector se muestran en color rojo. La línea azul (sobre el eje X) representa a los átomos depositados en la pared. El decaimiento de la progenie es menor cerca al detector LR-115.	79
3.12	Distribuciones de las posiciones de decaimiento como función de la distancia a la pared para el torón y su progenie.	80
3.13	Distribuciones del torón y del ^{216}Po donde se puede visualizar mejor el comportamiento.	82
3.14	(a) Distribución del ^{212}Po con respecto a la distancia a la pared, y (b) la misma distribución del ^{212}Po considerando un 20% de incertidumbre y distribución uniforme.	83

3.15	Proyecciones en el plano XZ de los decaimientos de los átomos de radón y su progenie exhalados desde una pared. Los volúmenes efectivos y el detector se muestran en color rojo. La línea azul (sobre el eje X) representa a los átomos depositados en la pared. El decaimiento de la progenie es menor cerca al detector LR-115.	85
3.16	Distribuciones de las posiciones de decaimiento como función de la distancia a la pared para radón y su progenie.	86
4.1	Sección longitudinal del volumen efectivo (en amarillo) para un detector LR-115 considerando un ángulo crítico constante. Las líneas azules representan superficies planas paralelas al detector que intersecan al volumen efectivo.	93
4.2	Datos para los ángulos críticos $\theta_c = f(E)$ obtenidos para diferentes espesores de la capa residual de la capa activa del detector. Para cada espesor residual la ventana de energía está delimitada por E_{min} y E_{max} para $\theta_c = 90^\circ$	95
4.3	Formación de una superficie efectiva dada por la intersección de la fuente alfa plana con el volumen efectivo. Los círculos en gris, verde y rojo representan la fuente plana, la sección transversal del volumen efectivo y el detector LR-115, respectivamente.	96
4.4	Puntos de emisión obtenidos por simulación en las secciones transversales horizontales que pueden generar huellas visibles en un detector de LR-115. Las líneas verdes y moradas representan las secciones longitudinales de la fuente plana y de sus superficies efectivas (formadas por la intersección de la fuente plana con su volumen efectivo) respectivamente.	100
4.5	Energía máxima de partículas alfa (AE) y radio del círculo efectivo (ECR) en la fuente plana de ^{241}Am para diferentes distancias entre la Fuente y el detector.	101
4.6	Dependencia de la densidad de huellas y de la sensibilidad parcial de un detector desnudo de LR-115 con la distancia de la fuente al detector para el caso de $\theta_c = f(E)$ (TD1 y PS1, respectivamente) y para $\theta_c = \bar{\theta}_c = 52^\circ$ (TD2 y PS2, respectivamente).	102
4.7	Distribución de la energía de las partículas alfa que emergen de la fuente plana de ^{241}Am con un espesor de capa activa de $6 \mu\text{m}$ y $10 \mu\text{m}$	108
4.8	Secciones eficaces de los volúmenes efectivos para fuentes de ^{241}Am con diferentes capas activas: $0 \mu\text{m}$ (A), $6 \mu\text{m}$ (B) y $10 \mu\text{m}$ (C). Las sensibilidades parciales calculadas por simulaciones de Monte Carlos 0.2169 cm , 0.2185 cm y 0.2196 cm , respectivamente. La línea roja debajo de cada volumen efectivo, representa el detector de LR-115.	109

5.1	Resumen de monitoreos de radón a nivel mundial utilizando diferentes técnicas de medición.	117
5.2	Mapa del área de estudio de la provincia de Lima.	120
5.3	Detector en modo abierto o desnudo de la firma Kodalpha.	124
5.4	Detectores en modo desnudo utilizado en el monitoreo de radón en Lima-Perú y etiqueta recordatoria.	125
5.5	(a) Monitor G2 utilizado como cámara de difusión. (b) Partes del monitor y (c) sistema de rosca que permite discriminar el ingreso del radón al interior del monitor G2.	127
5.6	Distribución log-normal de la concentración de radón intramuros. Gráfico Q-Q de la transformada con la función logaritmo natural para la concentración de radón intramuros.	131
5.7	Valores promedios de concentración de radón usando detectores en modo desnudo para las cuatro zonas de estudio.	134
5.8	Distribución de las concentraciones de radón en cada zona de la provincia de Lima utilizando detectores desnudos.	135
5.9	Mapa de las concentraciones de radón en la provincia de Lima utilizando el método IDW.	138
5.10	Mapa de las concentraciones de radón en la provincia de Lima utilizando el método Kriging.	139
5.11	Valores promedios de concentración de radón usando cámaras de difusión para las cuatro zonas de estudio.	144
5.12	Distribución de las concentraciones de radón en cada zona de la provincia de Lima utilizando monitores G2.	145
5.13	Distribución de las concentraciones de radón en cada zona de la provincia de Lima utilizando monitores G2.	146

Lista de tablas

1	Actividad de radionucleidos incorporados en el caso específico de un adulto de peso medio (75 kg) y valores estimados de dosis equivalente efectivo.	2
1.1	Radioisótopos del elemento radón que tienen una contribución efectiva al fondo natural.	15
1.2	Características de la progenie del radón emisoras alfa.	16
1.3	Características de la progenie del torón emisoras alfa.	17
1.4	Valores reportados en la literatura de concentraciones de radón en diferentes países.	19
1.5	Valores y constantes utilizados para el cálculo de emanación de radón en suelos húmedos y secos.	29
1.6	Parámetros utilizados para determinar la longitud de difusión en diversos tipos de suelo.	34
2.1	Factores de calidad por tipo de radiación.	39
2.2	Factores de ponderación para diversos tejidos.	40
2.3	Factores de ponderación para diversos tejidos.	40
2.4	Valores para cálculo de PAE en la progenie de radón.	42
2.5	Concentración de radón y su progenie para $F = 0.4$	44
2.6	Coefficientes de dosis efectiva (en $\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$) para las progenies de radón y torón inhalados.	46
2.7	Dosis efectiva de las progenies de radón y torón	46
2.8	Métodos de medición de radón de acuerdo a su duración.	48
3.1	Parámetros utilizados en la simulación.	73
3.2	Relación rango–energía para la progenie del torón.	78
3.3	Volumen efectivo y parámetros del torón y su progenie utilizados en la simulación.	78
3.4	Parámetros para evaluar el rendimiento del código desarrollado para la exhalación del torón desde la pared y su difusión en el aire.	84

3.5	Parámetros para evaluar el rendimiento del código desarrollado para determinar la exhalación del radón y su progenie desde una pared, y su difusión y decaimiento en el aire cercano a la pared.	87
3.6	Sensibilidades parciales (S_p) (en cm) y comparaciones con el valor medio experimental (0.231 cm).	88
3.7	Sensibilidades parciales (S_p) (en cm) y comparaciones con el valor medio experimental (0.231 cm).	88
4.1	Sensibilidades parciales de un detector LR-115 a tres fuentes isotópicas alfa, al radón, torón y su progenie.	103
4.2	Respuesta del detector para las diferentes combinaciones de radios de la fuente y del detector (r_s y r_d , respectivamente). Las sensibilidades parciales son las medias de 5 corridas del programa, con sus desviaciones standard respectivas. En la última fila están las desviaciones porcentuales de cada sensibilidad con respecto al valor obtenido para $r_d = 1$ cm y $r_s = 3$ cm.	105
4.3	Respuesta del detector en dependencia de la longitud del paso para las distancia de la fuente al detector.	106
4.4	Comparación de los promedios de las sensibilidades parciales obtenidos en este trabajo con los valores teóricos y experimentales reportados por otros autores.	107
5.1	Criterio para determinar el número mínimo de viviendas en cada grilla.	121
5.2	Monitores por grilla en cada distrito de monitoreo.	123
5.3	Concentraciones de radón por distrito de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.	132
5.4	Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.	133
5.5	Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.	140
5.6	Estadística descriptiva de la relación de concentración de radón con otras variables.	141
5.7	Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.	142
5.8	Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en monitor G2.	143

Introducción

La radiactividad siempre ha sido parte del entorno del ser humano, incluso habiendo estado expuesto a dosis superiores a los valores actuales. Los radionucleidos, sean de origen cosmogénico o terrestre, están presentes en nuestros alimentos, en el agua que bebemos, en los materiales de construcción de nuestras viviendas y por supuesto en los seres vivos [83]. Sin embargo, en los últimos años, debido a la rapidez a la que se realizan los cambios en nuestro medio ambiente en forma artificial, la naturaleza por sí misma no es capaz de mitigarlos a tal rapidez [12].

Las radiaciones ionizantes podrían inducir modificaciones en los sistemas biológicos y ecológicos; dependiendo de la cantidad, tipo de radiación por unidad de masa o dosis ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$). Existe la posibilidad de inducir modificaciones, en algunos casos irreversibles, por ejemplo un daño al tejido degenerante en necrosis. En otros casos se relaciona a un nuevo incremento de células sin un control fisiológico llamado neoplasias (cáncer).

Estudios preliminares indican que en Perú la población recibe una dosis comparable con los valores promedios mundiales, es decir en un rango de valores entre 2.4 a 3 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ [146]. Por lo tanto, a primera vista pareciera que los riesgos a la cual se expone la población son despreciables. Sin embargo, debemos observar que una parte considerable de la dosis por las radiaciones ionizante que se originan en nuestro medio, el 53%, se debe al gas radón (^{222}Rn) principalmente y con menor intensidad a sus isótopos alfa emisores ^{220}Rn (nombre histórico, torón) y ^{219}Rn (este último es casi despreciable, ya que pertenece a la familia natural del neptunio, casi totalmente decaído). Se ha estimado en base a los estudios realizados a nivel mundial que el promedio mundial de la concentración de radón en la atmósfera (ambiente abierto) es de $40 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [158], mientras que en ambientes cerrados (interiores de las edificaciones) se ha recomendado, a nivel internacional, valores límites llamados niveles de intervención que oscilan entre 70 y $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ dependiendo de la legislación de cada nación.

Actualmente en Perú, las organizaciones oficiales de salud no han establecido ningún protocolo de metodología en la determinación de la concentración del gas radón ambiental, ni valores de intervención con valores de mediciones propios basados en mediciones locales, uno de los objetivos de este trabajo es llenar este vacío con los resultados obtenidos.

En la literatura se han reportado anomalías naturales (potencial de radón) en donde las concentraciones han alcanzado valores significativamente elevados (hasta $700 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ [103, 142]).

A nivel mundial se reporta algunas localidades con un alto valor de concentración de radón natural y que son de interés para estudios específicos: Ramsar (Irán), Umhausen (Austria), Covasna (Rumanía), Plitvice (Croacia), Matraderecske (Hungria), Aguas Calientes (Brasil), Las Trincheras (Venezuela), estos son algunos de los asentamientos que se ven afectados por las consecuencias de la alta concentración de radón. El radón emana de los estratos del subsuelo rico en minerales como monacita, uraninita (pechblenda) y torita con un alto contenido de compuestos de uranio o torio.

Varios estudios demuestran que existe una acumulación de material radioactivo en el cuerpo humano (ver Tabla 1).

Tabla 1. Actividad de radionucleidos incorporados en el caso específico de un adulto de peso medio (75 kg) y valores estimados de dosis equivalente efectivo.

Elemento radioactivo	Actividad [Bq]	Dosis efectiva para todo el cuerpo [$\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$]
^3H	25	1×10^{-5}
^7Be	25	3×10^{-3}
^{14}C	3800	12×10^{-3}
^{40}K	4500	180×10^{-3}
^{87}Rb	650	5×10^{-3}
^{239}U , ^{234}Th , $^{234}\text{Pa}^m$, ^{234}U	4	5×10^{-3}
^{230}Th	0.4	7×10^{-3}
^{226}Ra	1	7×10^{-3}
^{222}Rn y progenie	15	1.1
^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po	60	120×10^{-3}
^{232}Th	0.1	3×10^{-3}
^{228}Ra , ^{228}Ac , ^{228}Th , ^{224}Ra	1.5	13×10^{-3}
^{220}Rn y progenie	30	0.2

Recopilado de UNSCEAR 2000 [146], ICRP 137 [101]

Es de esperarse que una inspección ambiental de la presencia de radón en el Perú, revele zonas anómalas; es decir, niveles de radiación mayores que los valores promedios ambientales.

En consecuencia, es de suponer que exista también un riesgo adicional para la salud poblacional. Por otra parte, la considerable actividad de la industria minera contribuye de manera determinante a la alteración de la composición superficial que por modificar el ambiente podría incrementar los niveles de radiactividad ambiental.

En base a lo mencionado anteriormente, se desprende la necesidad de realizar un estudio a regiones con una alta actividad humana y con una densidad poblacional elevada. Dependiendo de los valores de las concentraciones del gas radón, este afecta la salud de la población.

Los resultados formarán una base de datos para en un futuro establecer un primer mapa radiológico del Perú e identificar zonas de mayor riesgo ambiental. En este sentido, se propone el estudio en relación con la radioecología, radiobiología y la salud poblacional.

El radón es el componente mayoritario de la dosis a la que está expuesto el ser humano y que se considera como la primera causa de neoplasia pulmonar en no fumadores [158]. El efecto sobre la salud humana debido a una exposición prolongada al radón del aire y del agua potable, aunque en bajas concentraciones, justifica su estudio [89].

Mediciones de concentraciones de radón en viviendas y lugares de actividad humana, demuestran que los trabajadores y en general el público, podrían estar expuestos al riesgo de desarrollar cáncer pulmonar o algún tipo de neoplasia respiratoria.

El radón al decaer genera otros elementos inestables, denominados progenie de vida corta que, a diferencia del radón, son partículas sólidas cargadas que pueden adherirse a cualquier superficie o particulado suspendido en el aire, y desintegrarse en ese estado. En consecuencia, la progenie del radón es lo que representa el mayor peligro para la salud del ser humano, sin embargo, el radón es un indicador de su presencia. El radón si bien es un emisor alfa, puede generar un gran daño a nivel de tejido epitelial de los órganos de los sistemas respiratorio y digestivo, alterando las células a nivel del ADN y generando cáncer.

En los últimos años, se han desarrollado diversas técnicas para medir la concentración del gas radón. Los detectores de estado sólido de huellas nucleares (SSNTDs, por sus siglas en inglés), los cuales son comúnmente usados como monitores de radón, son considerados como una alternativa confiable, económica y fácil de utilizar.

Los detectores se colocan dentro de una cámara de difusión o utilizados sin protección particular en modo abierto o desnudo (bare detectors). Estos son integradores de radiación particularmente adecuados para ser empleados por periodos de medición medios (semanas) y largos (meses), idóneos para monitoreos a gran escala [148]. En el caso de los detectores descubiertos la incertidumbre puede ser importante debido a la determinación del factor K , que depende del factor de equilibrio F entre el gas radón y su progenie. Generalmente se asume que $F = 0.4$ [147], sin embargo, este factor puede variar de acuerdo con las

condiciones ambientales y por la medición en sí. Se planteará una alternativa a solucionar este problema utilizando detectores de nitrato de celulosa (LR-115 tipo 2 no pelificables).

En el primer capítulo se expone acerca de la radioactividad natural, su origen y que factores pueden llevar a disminuir o incrementar el riesgo para la población, centrándose en el radón como principal contribuyente de contaminación radioactiva natural e indicando como puede transportarse desde el suelo hasta el interior de las viviendas.

En el segundo capítulo se explica la terminología propia de las mediciones de radón y se describen brevemente los métodos más utilizados, haciendo énfasis en los detectores de huellas nucleares y en la descripción del detector que se utilizará en las mediciones.

En el tercer capítulo se analiza el detector LR-115 en modo desnudo colocado sobre la pared, mediante simulaciones y validando con resultados experimentales. Se describe lo que exactamente mide este detector y se mencionan las ventajas de colocar los monitores en la forma indicada.

En el cuarto capítulo se presenta un nuevo enfoque para la calibración de estos detectores, mediante una alternativa novedosa que permitirá validar a las mediciones de radón utilizando detectores en modo abierto o desnudo como una alternativa interesante para realizar monitoreos preliminares a mediana y gran escala. Este capítulo ya ha sido publicado en un artículo científico [106].

En el quinto y penúltimo capítulo se presentan los resultados del monitoreo de radón en la ciudad de Lima utilizando los monitores descritos anteriormente. Se describe minuciosamente el método empleado, las variables tomadas en cuenta, se reportan valores promedios, mapas de radón presentando datos experimentales que pueden describir en una primera aproximación a la actual situación radiológica, la cual la población limeña está expuesta.

Finalmente, en el último capítulo se dan las recomendaciones y conclusiones de este trabajo.

Existe la necesidad de establecer recomendaciones y propuestas de nuevas regulaciones sobre protección contra la radiación ionizante debida al radón y su progenie, en las viviendas y lugares de trabajo; un problema persistente y de interés prioritario para establecer criterios de intervención y de remediación a nivel local.

Debido a la falta de conocimiento de los niveles de radioactividad en el Perú, no existe una legislación propia al respecto. Con el objeto de llenar este vacío queremos aportar con este estudio una propuesta sencilla, confiable y económica para desarrollar monitoreos de exploración en ciudades o regiones habitadas. Se presenta como resultado un conjunto de datos actualizados del cual se podrá deducir recomendaciones sobre valores límites y de intervención de concentración de radón en viviendas y ambientes de trabajo.

Objetivo general

Presentar un método alternativo de medición de radón en interiores utilizando SSNTDs, que permita estimar la equivalencia de las mediciones realizadas con detectores desnudos y con una cámara de difusión, y que permita realizar un monitoreo a gran escala, independientemente de la determinación del factor de equilibrio.

Objetivos específicos

- Desarrollar un nuevo enfoque para la medición de radón en interiores que permita conocer detalladamente la respuesta del detector LR-115 en modo desnudo, para poder discriminar la contribución de los isótopos del radón (^{222}Rn y ^{220}Rn) y su progenie.
- Realizar un monitoreo de radón en viviendas con diversas características en cuanto a condiciones geológicas y ambientales en la provincia de Lima y elaborar el mapa de radón en esta región geográfica.
- Realizar mediciones de radón en interiores utilizando el nuevo enfoque desarrollado para determinar la concentración de radón y sus progenie en diferentes tipos de viviendas y ambientes interiores; estimar la influencia de los materiales de construcción de las viviendas, condiciones de ventilación, antigüedad, suelos sobre las que están construidas y otros factores; y estudiar la probable correlación de estas variables con los niveles de radón encontrados.
- Estudiar la respuesta de diversos SSNTDs en modos de cámaras de difusión y desnudos mediante el método Monte Carlo y de forma experimental para la medición de radón y progenie.

Capítulo 1

El radón: fuentes y factores de variación en la concentración

El radón es un gas radioactivo natural que se produce a partir de la desintegración de las familias primordiales del uranio, torio y actinio. Este, un gas noble incoloro, insípido e inodoro, es transportado por difusión y conducción en el ambiente. Al ingresar a espacios cerrados o de baja tasa de ventilación puede acumularse creando un ambiente inadecuado para los seres vivos. El gas inhalado puede producir daño en el sistema respiratorio y eventualmente incrementar el riesgo de cáncer pulmonar.

El radón (^{222}Rn), tiene una vida media de 3.8 días, puede viajar a través del suelo antes de descomponerse. Como resultado, el suelo debajo de los edificios suele ser el origen principal del radón interior, este es transportado por el aire contenido en el suelo e ingresa a los edificios principalmente a través de la convección impulsada por la presión. Los niveles de radón dentro de un edificio dependen de las condiciones geológicas locales, los detalles específicos de la construcción del edificio, y los factores que influyen en la diferencia de presión entre el interior y el exterior del edificio como las tasas de ventilación, los sistemas de calefacción y las condiciones meteorológicas. Por otro lado, el torón (^{220}Rn), debido a su vida media extremadamente corta de 56 segundos, tiene menos probabilidades que el radón de escapar del punto de origen. Es por esa razón que los materiales de construcción son considerados como la fuente más común de exposición al torón en interiores.

A continuación, se describe el origen, características generales y los riesgos relacionados con la inhalación del radón.

1.1 Fondo radioactivo natural

Se conoce que la humanidad ha estado siempre expuesta a la radioactividad ambiental. La población en el pasado posiblemente estuvo expuesta, en promedio a una dosis mayor. Algunos factores que han intervenido en favor de esta observación es la modificación de

la superficie terráquea por la naturaleza, por ejemplo actividades sísmicas, disrupciones volcánicas, deslaves e inundaciones.

Sin embargo, en los últimos siglos las actividades antropogénicas se han incrementado considerablemente alterando nuestro hábitat y consecuentemente el fondo natural.

El radón siempre ha tenido la principal contribución en la dosis efectiva colectiva que recibe el ser humano. Reportes de la UNSCEAR lo demuestran [146]. Por otro lado, debe hacerse notar que en algunos países como en EE. UU., el porcentaje relacionado con la contribución de radón y su progenie ha disminuido gradualmente, debido al incremento de exposiciones con fines médicos y los esfuerzos en la realización de mediciones y mitigación de radón en esa nación, mas no en la dosis efectiva que hoy en día representa un incremento de casi 60% (de 3.63 a 6.11 mSv). Estos datos se pueden apreciar en la Figura 1.1.

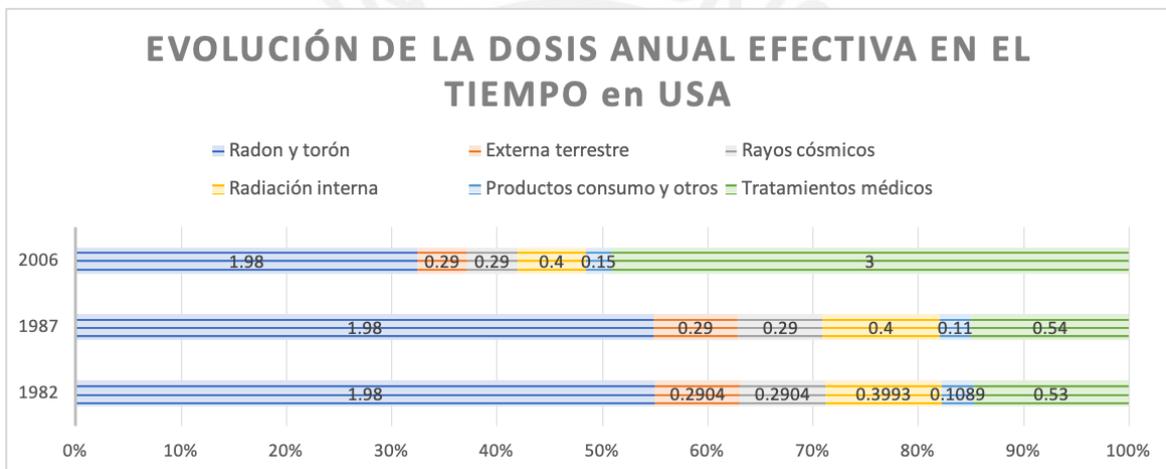


Figura 1.1. Evolución temporal de la dosis anual efectiva en los Estados Unidos de Norteamérica. Recopilado de UNSCEAR [146] y NCRP [131].

A nivel mundial, las exposiciones con fines médicos se han incrementado, al igual que los niveles de concentración de radón en poco más del 6% en las últimas dos décadas [146, 110, 48].

Se justifica entonces seguir midiendo este gas por su relación con la salud de la población, dado que es uno de los dos factores que contribuyen en forma prioritaria al incremento de la dosis efectiva que recibe un ser humano.

La intervención humana en los últimos años ha generado cambios ambientales significativos, lo que ha llevado a un aumento en los niveles de radón en el medio ambiente. Este incremento puede ser atribuido a las emisiones de CO₂, que actúan como un medio de transporte para el radón. Es importante considerar estos factores adicionales al abordar el problema de la concentración de radón en el ambiente. Un informe del IPCC del 2014 [48]

destaca la necesidad de tomar medidas para abordar el cambio climático y sus impactos en la calidad del aire.

Es así como las emisiones de CO₂ han favorecido al incremento de la contribución de radón en la dosis efectiva [31, 30]. Entre 1959 y 2019 (los últimos 60 años) las emisiones antropogénicas globales pasaron de 8.9 a 36.8 GtCO₂·a⁻¹, mientras que del 1909 al 1959 pasaron de 4.5 a 8.9 GtCO₂·a⁻¹. Esta evolución se muestra en la Figura 1.2.

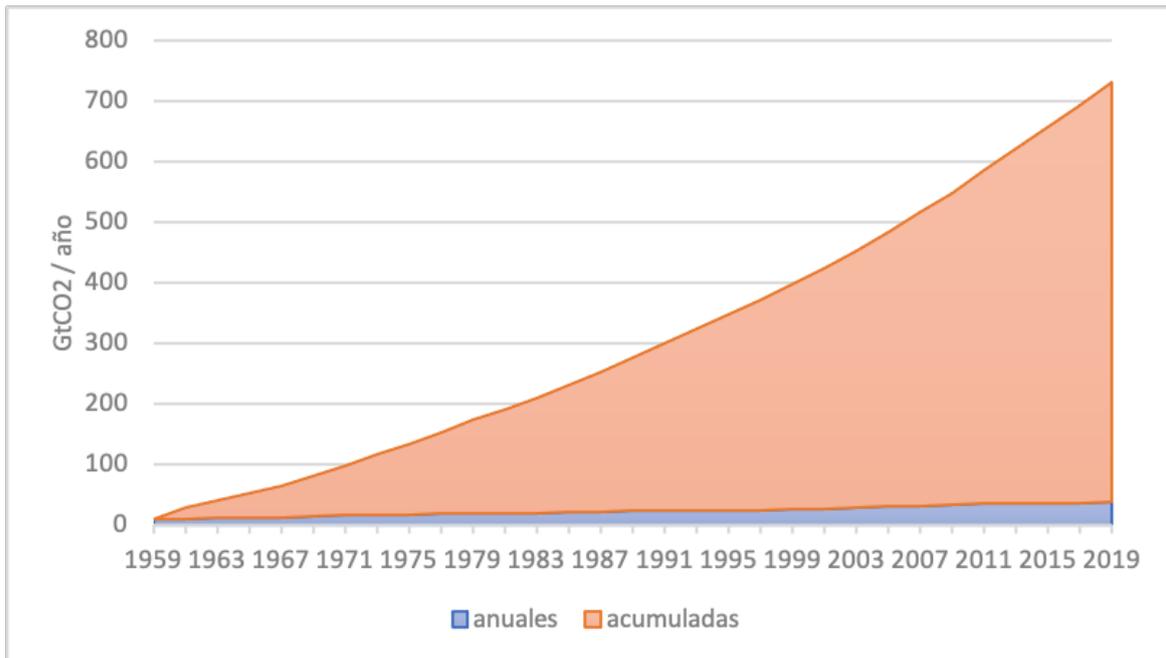


Figura 1.2. Evolución de las emisiones de CO₂ producidas por el ser humano. Recopilado de Global Carbon Project (<https://www.epdata.es>, accedido el 28 de Mayo de 2023).

Es fundamental medir los niveles de radón en el medio ambiente debido a la relación directa que existe entre su concentración y las emisiones de CO₂. El aumento de este gas radiactivo en la atmósfera es una consecuencia del calentamiento global y la acidificación de los océanos, lo que genera preocupaciones sobre la salud pública. Por lo tanto, es necesario tomar medidas para controlar las emisiones de gases de efecto invernadero y reducir la exposición al radón en interiores y exteriores. La medición del radón es clave para determinar los niveles de exposición y establecer políticas de prevención y mitigación de los riesgos asociados con su presencia en el medio ambiente.

1.1.1 Material radioactivo de origen natural: NORM

NORM (Naturally Occurring Radioactive Material) son los materiales radiactivos que se encuentran de forma natural en la tierra, el agua y la atmósfera. Estos materiales son

producidos por la descomposición de elementos radiactivos, como el uranio y el torio, que se encuentran en el suelo y las rocas. Los NORM pueden incluir sustancias como el radón, el radio y el polonio, que pueden ser liberados al medio ambiente por la actividad humana, como la minería y el procesamiento de minerales. Debido a su presencia en la naturaleza, la exposición a los NORM es inevitable, y la mayoría de las personas están expuestas a ellos en niveles bajos. Sin embargo, la exposición a niveles altos de NORM puede tener efectos negativos en la salud, por lo que es importante controlar y monitorear su presencia en el medio ambiente. El término NORM fue utilizado por primera vez en “Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Australia - Identification of the Radioactive Hazard and Assessment of the Associated Risks” [118].

Es importante destacar que cualquier mineral o materia prima no manufacturada contiene una cierta cantidad de material radioactivo (NORM). En la mayoría de los casos, las actividades humanas que implican el uso de materiales NORM no representan un riesgo significativo para la salud. Sin embargo, ciertas actividades industriales pueden generar productos de desecho que contienen una acumulación relevante de NORM, como es el caso de los lodos rojos de la industria del aluminio. Se ha observado que estos residuos pueden tener concentraciones significativamente altas de NORM, lo que los convierte en un riesgo para la salud y el medio ambiente si no son regulados y controlados adecuadamente. Los materiales que contienen uranio, radio, torio, potasio y sus descendientes, como el radón y torón, no se ven afectados por actividades humanas y deben ser controlados para minimizar la exposición a estos materiales radiactivos.

Algunos ejemplos de actividades en donde pueden darse NORM son la extracción de minerales, extracción de petróleo y gas, plantas de tratamiento de agua que contienen alta concentración de radón, entre otras. Es por eso de suma importancia estudiar el comportamiento de materiales NORM en nuestro país que tiene una alta producción minera y agrícola.

1.1.2 Materiales NORM tecnológicamente modificados: TENORM

Cuando los materiales NORM son procesados para extraer algunos elementos, los residuos resultantes se enriquecen con materiales radiactivos y se les conoce como materiales reforzados tecnológicamente, o TENORM. Estos materiales presentan un aumento relativo en las concentraciones de radionucleidos naturales, en comparación con la radiación de fondo, debido al proceso tecnológico al que han sido sometidos. El enriquecimiento tecnológico genera materiales con concentraciones de material radioactivo que pueden representar un riesgo para la salud y el medio ambiente si se exponen sin control a individuos o poblaciones, causando contaminación ambiental, incremento de movilidad de gases, incorporación a otros materiales, reciclaje inapropiado, entre otros. Por lo tanto, es fundamental controlar y regular

el manejo de estos materiales para minimizar su impacto en la salud y el medio ambiente [11].

La actividad industrial relacionada con el procesamiento de minerales industriales pesados produce residuos que contienen tanto químicos tóxicos como radiotóxicos. Un ejemplo de ello es el procesamiento de la bauxita, que genera alrededor de 1 a 2.5 toneladas de lodo rojo por cada tonelada de alúmina producida. La disposición de este subproducto de la digestión de minerales de bauxita con soda cáustica se realiza mediante el método de lagunaje, que actualmente es el único método utilizado por la industria del aluminio. A pesar de que se ha definido al lodo rojo como "desecho TENORM" y de que el método de almacenamiento es considerado el más dañino para el medio ambiente, ya que los líquidos alcalinos contaminan los cursos de agua locales, varias industrias en todo el mundo continúan utilizándolo (<https://www.epa.gov/radiation/technologically-enhanced-naturally-occurring-radioactive-materials-tenorm>).

La acumulación de residuos radiotóxicos en grandes cantidades puede representar un peligro significativo para la salud y el medio ambiente. Por esta razón, es fundamental que se regulen y controlen las actividades que generan estos residuos para minimizar su impacto. Además, es importante fomentar el desarrollo de alternativas más seguras y sostenibles para el manejo de estos residuos, que permitan el procesamiento de minerales sin comprometer la salud humana ni la calidad del medio ambiente.

En el pasado, se han planteado preocupaciones ambientales similares en relación al procesamiento industrial de rocas de fosfato (27% de P_2O_5) se extrae y viene transportado por carretera al complejo industrial utilizado en la producción de ácido fosfórico [117].

La producción y uso de fertilizantes es una actividad que genera importantes cantidades de residuos radiactivos, conocidos como NORM, y que pueden ser transferidos al medio ambiente y a los productos agroindustriales. La presencia de radionucleidos en la superficie del suelo y su capacidad para ser absorbidos por las plantas agrícolas puede resultar en la acumulación de materiales radiactivos en alimentos de consumo humano. En Perú, la exposición a materiales radiactivos se produce a través del consumo de productos lácteos, cereales, atún, frutas, vegetales, carnes, entre otros. Además, la minería informal y la industria del gas natural son fuentes significativas de NORM y deben ser controladas y monitoreadas para minimizar los riesgos asociados con la exposición a materiales radiactivos. Es necesario desarrollar una legislación adecuada para regular estas actividades industriales y proteger la salud pública.

1.1.3 NOReM

El concepto de NOReM se presenta en este trabajo como una variante del NORM (Naturally Ocurring Radioactive Materials, por sus siglas en inglés) . El término NOReM se define

como Naturally Occurring Radioactivity Environmental Material. Se considera al material natural que ha sido modificado por los eventos naturales que ocurren durante la vida de una persona. Ejemplo de estos fenómenos incluyen al Fenómeno del Niño Costero 2017 en la costa occidental del Pacífico, las inundaciones, erupciones volcánicas (volcán Ubinas en el 2023) y los movimientos sísmicos.

Cuando ocurren eventos naturales como avalanchas, terremotos y erupciones volcánicas, pueden también darse modificaciones en el entorno geológico. Estos cambios pueden afectar la distribución y la concentración de los radionucleidos naturales (^{235}U , ^{232}Th , ^{226}Ra y ^{40}K) en el suelo. Estos eventos naturales se vienen incrementando en frecuencia y magnitud debido al cambio climático, por lo que es primordial seguir estudiando, midiendo y recopilando datos con respecto a las consecuencias radiológicas de estos eventos.

- Deslizamientos: Los eventos naturales pueden causar el desplazamiento de grandes volúmenes de material, incluyendo suelo y rocas que contienen radionucleidos. Esto puede generar una redistribución de NOReM en las áreas circundantes.
- Afloramiento de nuevas capas de suelo: avalanchas, terremotos y erupciones volcánicas pueden exponer nuevas capas de suelo y rocas que anteriormente estaban enterradas. Estas capas pueden contener concentraciones más altas de radionucleidos, lo que podría incrementar el nivel de NOReM en el suelo.
- Liberación de gases y piroclastos. En las erupciones volcánicas, se pueden liberar gases y piroclastos, que son fragmentos sólidos que se expulsan durante la erupción. Pueden variar en tamaño y composición y pueden ir desde cenizas volcánicas (particulado fino de cenizas volcánicas), lapilli (particulado mediano) y fragmentos grandes y esféricos. Una vez que el particulado es expulsado al medio ambiente, se deposita en áreas cercanas al volcán.

En particular, se menciona que las repetidas erupciones del volcán Sabancaya, en Arequipa, que ha estado activo desde 2016, han aumentado la cantidad de elementos radioactivos naturales debido a la caída de cenizas y material transportado. Esto ha afectado tanto a las poblaciones cercanas como al ecosistema aledaño, la extensión involucrada se muestra en la Figura 1.3.

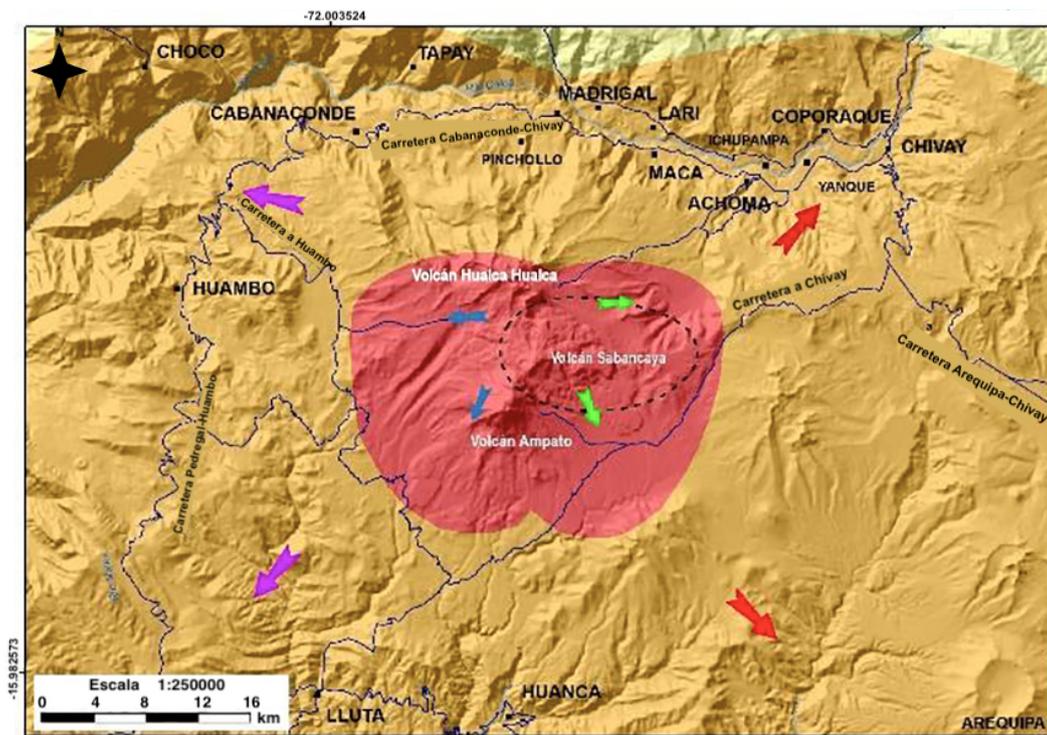


Figura 1.3. Área de influencia de riesgos ocasionados por erupciones del volcán Sabancaya (Arequipa) [71].

Este trabajo plantea la importancia de considerar los fenómenos naturales al estudiar los NORM, que pueden alterar la cantidad y distribución de los elementos radioactivos y su impacto en la salud humana y el medio ambiente. Por tanto, se propone una investigación más profunda sobre los efectos de los eventos naturales en los NOReM.

Se reporta que las últimas erupciones de los volcanes Sabancaya y Ubinas han generado flujos acumulativos de CO_2 de $30 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1}$. Lo que representa el 60% de las emisiones totales de este gas en la zona sur del país [85].

1.2 Consecuencias de la radioactividad natural en la salud humana

Parcelso en el 2008 [154] es el primero en reconocer una enfermedad laboral y señala la mala metallorum como una dolencia degenerativa en mineros, mientras que su contemporáneo Giorgious Agricola, médico y estudioso de la mineralogía, indica la importancia de una buena ventilación en las minas para aminorar la incidencia de esta enfermedad. Herting y Hesse en 1879 [42] realizan un estudio con minería en Alemania y relacionan por primera vez este problema con el cáncer pulmonar.

Estudiar los efectos en la salud de la población debido al cambio climático sólo puede hacerse de forma aproximada. No obstante, en una evaluación llevada a cabo por la OMS que tiene en cuenta sólo algunas de las posibles repercusiones sanitarias, y que asume un crecimiento económico y progresos sanitarios continuados, se concluye que el cambio climático causará anualmente unas 250 000 defunciones adicionales entre 2030 y 2050 [159].

Actualmente ya existen consecuencias de lo mencionado anteriormente: material radioactivo transportado por las partículas sólidas en aire junto al gas radioactivo natural, lo que se conoce como progenie adherida genera problemas en la salud de la población. La presencia de PM_{2.5} (es decir partículas sólidas o líquidas presentes en el aire con un diámetro no mayor a 2.5 μm) incrementa el problema debido a su alta movilidad en el aire, facilidad de penetración en el sistema respiratorio y el hecho que la progenie del radón se adhiere fácilmente a este tipo de particulado [157]. Los valores de PM_{2.5} en Lima y Callao superan en todas las estaciones de medición, los valores límites establecidos por la OMS (10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), si bien muestran una tendencia decreciente a partir del 2006, debido a diversas normas regulatorias establecidas, como el Reglamento de los Niveles de Estados de Alerta Nacionales para contaminantes del Aire DS 009-2003-SA y DS 012-2005-SA (diagnóstico calidad del aire - Informe nacional de la calidad del aire MINAM), esta tendencia se revierte ligeramente a partir del 2010 [151].

1.3 El radón: gas radioactivo natural como indicativo de factor de riesgo para la salud

La historia de la ciencia tiene varios ejemplos de cómo una misma idea puede ser descubierta por varias personas al mismo tiempo. En el caso del descubrimiento del elemento radón, aunque históricamente se ha asignado el crédito a Friedrich Ernst Dorn en 1898, fue en realidad el Premio Nobel Ernest Rutherford quién realizó los experimentos para caracterizarlo como un nuevo átomo. Rutherford ubicó al elemento radón en la tabla de Dimitri Mendeleev y posteriormente en la Tabla de los Radioisótopos de Carlo Fea, publicada en 1932 en Bologna, Italia.

La principal aplicación del elemento radón se remonta a los experimentos de Enrico Fermi en 1932, en los que utilizó una fuente de Radón-Berilio (Rn-Be) para estudiar los neutrones. Sin embargo, pocos años después del descubrimiento de Becquerel, este elemento fue utilizado en una gran cantidad de aplicaciones para mejorar la salud, la belleza y otros aspectos.

Una gran cantidad de productos de belleza, remedios, jarras de agua, alimentos, productos de limpieza, curiosidades técnicas y muchos otros productos que contenían sales de radio

1.3 El radón: gas radioactivo natural como indicativo de factor de riesgo para la salud 14

con radón incorporado fueron comercializados por esa época. En la Figura 1.4 se presentan algunos productos que estuvieron en el comercio hasta los años sesenta.



Figura 1.4. Etiquetas de los productos en venta con radio y emanación del elemento radón. Recopilado de [Images of Radium products](#).

Hacemos notar que los efectos bio-negativos de las radiaciones ionizantes se conocían prácticamente desde las primeras décadas de su descubrimiento. En 1921 Margaret Uhlig estudió diferentes casos sugiriendo que la emanación de radio era la causa probable de los cánceres de pulmón. Para el año 1939 se tenía suficientes datos para correlacionar el cáncer con las actividades de minería; se debe a Peller la descripción de los efectos de neoplasia en los mineros de Schneeberg y Joachimsthal. Los casos más conocidos son relacionados al consumo excesivo de agua con radio que ocasiona cáncer en el aparato digestivo y a los relojes con las manecillas y los números pintados con sales de radio. Reportamos en la Figura 1.5 unas fotos de la época para ilustrar la situación de la época.

1.3 El radón: gas radioactivo natural como indicativo de factor de riesgo para la salud 15



Figura 1.5. Chicas del radio en los talleres de pintura y a la derecha el reportaje sobre envenenamiento por ingerir el producto radioactivo durante actividades de trabajo. Recopilado de <https://www.nzherald.co.nz/lifestyle/unbelievable-true-story-of-the-radium-girls/IJAPT6KAUH55WNE5OMXVHGEXII/>, accedido el 28 de Mayo de 2023.

De los 37 radioisótopos del elemento radón, solo 5 de ellos: ^{217}Rn , ^{218}Rn , ^{219}Rn , ^{220}Rn y ^{222}Rn ocurren en cantidades detectables y de forma natural y solo los 3 últimos representan una contribución efectiva para el fondo natural, debido a su abundancia y tiempo de vida media. Las características de estos radioisótopos se muestran en la Tabla 1.1 mostrada a continuación.

Tabla 1.1. Radioisótopos del elemento radón que tienen una contribución efectiva al fondo natural.

Isótopo	Nombre común	Vida media	Energía alfa [MeV]	Serie radiactiva	Precursor directo	Progenie próxima
^{219}Rn	actinón	3.96 s	6.82	^{235}U	^{223}Ra	^{215}Po
^{220}Rn	torón	55.6 s	6.40	^{232}Th	^{224}Ra	^{216}Po
^{222}Rn	radón	3.82 días	5.49	^{238}U	^{226}Ra	^{218}Po

Todos los isótopos del elemento radón son radiactivos, siendo el más importante el gas radón, de la cadena de desintegración ^{238}U . El radón decae a partir de los átomos de radio (^{226}Ra) que tiene una vida media muy larga (1620 años). Los productos de desintegración del gas radón o hijas, llamada también progenie, se encuentran en estado sólido y representan el mayor riesgo radiológico. Podemos dividir a la progenie del radón en dos grupos: la progenie de vida corta constituida por ^{218}Po , ^{214}Po , ^{214}Pb y ^{214}Bi (los dos últimos emisores beta) y

1.3 El radón: gas radioactivo natural como indicativo de factor de riesgo para la salud 16

la progenie de vida larga formada por los emisores beta ^{210}Pb , ^{210}Bi y el emisor alfa ^{210}Po . Algunas características relevantes de la progenie del radón se muestran en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2. Características de la progenie del radón emisoras alfa.

Radioisótopo	Tiempo de vida media	Energía [MeV]
^{218}Po	3.094 minutos	6
^{214}Po	164.3 μs	7.69
^{210}Po	138.37 días	5.3
^{206}Po	estable	

El gas radón proviene de la corteza terrestre cuando el radio presente en las rocas y suelo se desintegra. Dependiendo de la cantidad de radio que pueda tener el suelo y las rocas, así como otras características edafológicas como humedad, composición, porosidad, permeabilidad, entre otros, la cantidad de gas radón que llega a escapar al medio ambiente puede variar. El proceso de transporte del gas radón proveniente del suelo hacia el medio ambiente será explicado más adelante.

Reportes, diversos indican que el valor medio de radón que atraviesa la interface suelo-aire hacia el exterior es alrededor de $10 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [61]. Cuando este gas noble ingresa a ambientes cerrados, dependiendo de diversos aspectos como las características del material de construcción, la geología del suelo, el agua, la ventilación, recubrimiento de las paredes y otros los niveles, puede alcanzar valores incluso en el orden de $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$, siendo el límite máximo recomendado por IAEA de $300 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [160]. Factores meteorológicos también influyen en la concentración de radón al interior de los hogares. Es muy conocido el caso del ingeniero Stanley Watras que en 1984 trabajaba en la construcción de una planta nuclear en Pensilvania (EEUU). Cuando pasaba por los controles de radiación en la planta estos marcaban un alto nivel de radioactividad, luego de descartar una contaminación al interior de la planta, verificaron que en su casa los niveles sobrepasaban el nivel máximo considerado seguro para un ser humano, es decir $700 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ (<https://www.georgia.brickkicker.com/the-story-of-how-radon-was-discovered-in-homes/>, accedido el 28 de Mayo de 2023), debido a que los materiales con los que había sido construida tenían un alto contenido de uranio y radio. Luego de un tratamiento adecuado de mitigación pudo regresar con su familia a la casa, pero se evidenció la importancia de realizar mediciones en los lugares y los centros de trabajo [61, 116, 43].

En radioprotección la relación entre la progenie de vida corta y gas radón se conoce como el factor de equilibrio y generalmente se asume el valor de 0.4. Este parámetro es importante en dosimetría, se determina experimentalmente y se explicará en detalle más adelante. En

1.3 El radón: gas radioactivo natural como indicativo de factor de riesgo para la salud 17

particular, mencionamos la progenie con relación directa de importancia para la salud: ^{218}Po , ^{214}Po y ^{214}Bi (emisor beta) por ser las que mayor dosis de radiación transfieren a los tejidos pulmonares. Generalmente se unen en forma de óxidos a los aerosoles en el ambiente y al ser inhalados liberan un daño radiológicamente significativo al epitelio respiratorio. Es por este hecho que el radón es considerado como carcinógeno humano tipo I por la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés), Por lo expuesto la calidad del aire (particulado) y el riesgo de inhalación de radón y su progenie están fuertemente relacionados [158, 47].

El segundo radioisótopo del radón en importancia radiológica es el torón, proveniente de la serie del ^{232}Th , que se da en menor proporción que el radón, pero que su progenie puede en ciertos casos contribuir en forma importante a la concentración de radón encontrada, sobre todo si el área es de un alto nivel de radiación de fondo natural [60]. Los niveles de torón decaen rápidamente con la distancia a la pared (principal fuente de este radioisótopo) debido a su corto tiempo de vida media. La progenie del torón, al igual que la del radón se presenta en forma sólida y puede adherirse a los aerosoles y puede estar distribuida en forma homogénea en toda la habitación [95]. En la Tabla 1.3 se muestran algunas características de la progenie emisora alfa del torón.

Tabla 1.3. Características de la progenie del torón emisoras alfa.

Radioisótopo	Tiempo de vida media	Energía [MeV]
^{216}Po	0.145 s	6.78
^{212}Po	310 ns	8.78
^{212}Bi	60.55 minutos	6.05
^{208}Po	estable	

Si bien en los primeros años del siglo pasado, solo se asoció el radón como factor de riesgo a la población minera, esta situación ha cambiado sustancialmente. La inhalación de radón y su progenie adherida al particulado representa un riesgo no solo para el personal involucrado en las actividades mineras e industrias extractivas, sino también para la población en general. En condiciones normales, la dosis media que recibe una persona anualmente por la inhalación del radón o sus productos es 1.5 mSv [160].

Trabajos de investigación establecen una estrecha relación entre la concentración de radón inhalada y el cáncer pulmonar. Este riesgo se incrementa en fumadores activos (hasta en un factor de 10) y en los fumadores pasivos. Asimismo, el riesgo de contraer cáncer pulmonar se incrementa linealmente con una exposición de radón por un largo período, principalmente luego de los $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [158]. Si bien la probabilidad de asociar el cáncer pulmonar con la

inhalación de radón es estocástica, es importante conocer los niveles de radón locales para que, de ser necesario, sea mitigado apropiadamente con medidas que se pueden implementar fácilmente, en favor de la salud de la población.

La progenie radiactiva queda adherida en los pulmones. A medida que continúan acumulándose en el interior de los pulmones, las partículas alfa alteran por ionización la estructura molecular de los tejidos pulmonares, consecuentemente los daños inducen cáncer [144].

Instituciones como WHO e IAEA [158, 160] recomiendan enfáticamente que las entidades estatales correspondientes en cada país realicen estudios determinando los niveles de radón para poder establecer sus límites propios, de acuerdo con sus mediciones locales. Cabe resaltar que se han realizado mapas de radón por diversas agencias y entidades, una de ellas el Institute of Population Health (Canadá) recopila en su sitio web (<https://fixradon.com/about-radon/maps/world-average-radon-levels/>, accedido el 28 de Mayo de 2023.) los valores reportados por diversos trabajos de investigación; tomando en el caso del Perú, también se reportaron mapas de radón con pocas mediciones en el 2002 [4]. La Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) publica un mapa muy detallado de los niveles de radón en los Estados Unidos en su página web (<https://www.epa.gov/radon/epa-map-radon-zones-and-supplemental-information#radonmap>, accedido el 28 de Mayo de 2023) y en Europa [54]. Mediciones similares se han llevado a cabo en menor o mayor escala en otras regiones con diversas metodologías. A nivel regional son pocos los estudios que se reportan en México [28], y un proyecto en Brasil [136]. Algunos valores reportados se muestran en la Tabla 1.4:

Tabla 1.4. Valores reportados en la literatura de concentraciones de radón en diferentes países.

País	Media geométrica de la concentración [Bq·m ⁻³]
Argentina [4]	42±2
Alemania [158]	49±2
Australia [158]	11±2
Bélgica [158]	48±2
Brazil [4]	81.95 y 79.92
China [135]	34.4
Camerun [129]	101±21
Canadá [158]	140±2
Corea [158]	53±2
Ecuador [4]	94.30
Eslovaquia [99]	41±2
España [158]	90±3
Estados Unidos [158]	46±3
Finlandia [158]	120±2
Francia [158]	89±2
Grecia [158]	55±2
Hungría [158]	82±2
India [22]	42±2
Irlanda [158]	89±2
Italia [158]	70±2
Japón [158]	16±2
México [158]	140
México [4]	83.25, 88.00 y 30.62
Nueva Zelanda [158]	22
Perú [4]	32.29
Polonia [158]	49±2
Portugal [158]	62±2
Reuno Unido [158]	20±3
República Checa [158]	140±2
Rumania [158]	42±2
Serbia [158]	104±2
Suecia [158]	108
Venezuela [4]	52.50

Es importante destacar que el verdadero riesgo radiológico asociado con el radón se encuentra en su progenie y en el torón. Sin embargo, medir la progenie requiere de sistemas y dispositivos mucho más complejos. Por lo tanto, generalmente se mide únicamente la cantidad de radón y torón presentes, y posteriormente se determina la contribución de la progenie de vida corta.

Es necesario mencionar que la variabilidad en los resultados reportados puede ser bastante significativa. Además, se debe enfatizar la importancia de realizar mediciones locales utilizando un método accesible y confiable para obtener resultados más precisos y exactos. De esta manera, se pueden tomar las medidas necesarias para reducir el riesgo radiológico asociado con el radón y su progenie.

1.4 Fuentes y causas de variación de radón en interiores

Por su naturaleza gaseosa, el radón se difunde de los estratos geológicos hacia las zonas de menor concentración descrito por la ecuación de transporte; emerge del suelo, hasta combinarse con el aire que se respira.

La densidad del gas radón es mayor a la del aire, es por eso que generalmente se monitorea los ambientes en primera planta, ya que son los que podrían presentar la mayor concentración de este gas.

La cantidad de radón presente en una vivienda depende de muchos factores, entre ellos la composición del suelo, las características del suelo (permeabilidad, porosidad), los materiales de construcción de la vivienda, el recubrimiento de las paredes y del piso, el nivel de tránsito en las vías aledañas, las características del agua suministrada a la vivienda.

Por otro lado, el riesgo relacionado con problemas oncológicos depende de otros factores de los habitantes de cada vivienda: la ventilación, el tiempo de permanencia en la vivienda, si hay fumadores, la calidad de aire en cuanto al particulado presente, etc., los cuales serán comentados más adelante.

Aunque el radón del suelo es la fuente principal de radón en las viviendas, a veces el gas se puede difundir también a través del agua de pozo o vertiente (cañerías y/o desagües). Por otra parte, en algunas viviendas, los materiales de construcción también pueden exhalar radón y torón.

La concentración de radón en un edificio es generalmente el reflejo del contenido de uranio y radio del suelo sobre el que se levanta, pero también de las propiedades fisicoquímicas del terreno: su porosidad o su composición. También influyen mucho los materiales usados en la construcción, sobre todo en la cimentación, así como la presencia de vías de salida del gas tales como grietas en el suelo o las paredes. Evidentemente, la acumulación

del gas dependerá en gran manera de la existencia o no de una adecuada ventilación. Todo lo indicado se puede apreciar mejor observando la Figura 1.6.

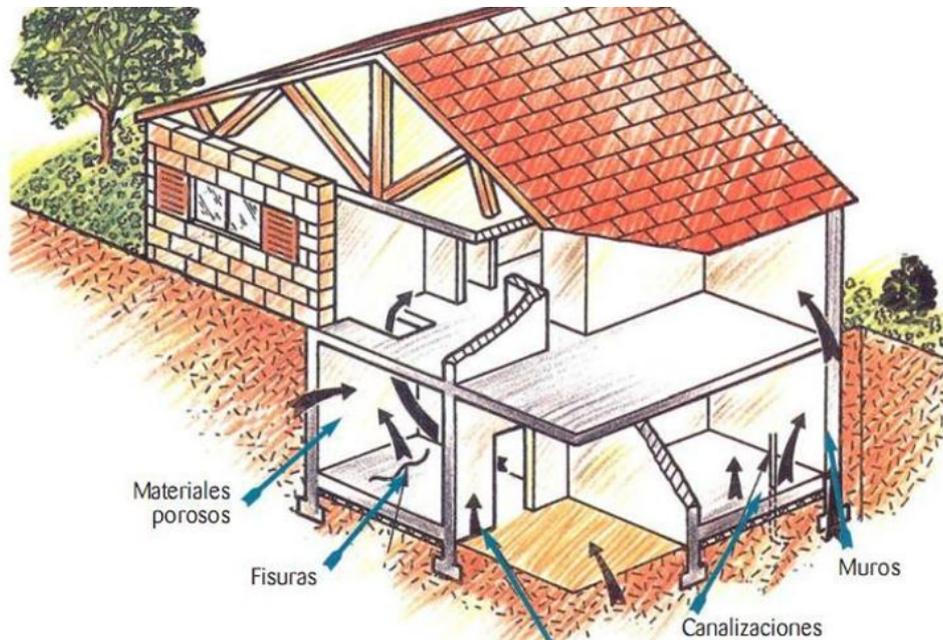


Figura 1.6. Vías de ingreso del radón a las edificaciones [116].

La calidad del aire de interiores se puede definir como la naturaleza del aire en cuanto afecta a la salud y bienestar de los ocupantes de un edificio o vivienda. La cantidad de tiempo efectivo en el interior es algo por lo que hay que preocuparse dada la circunstancia de que los estudios dirigidos por Agencias Internacionales de Protección del Medioambiente muestran que los niveles de contaminación intramuros pueden llegar a ser de 10 a 100 veces más elevados que las concentraciones exteriores [158].

En los años 2020 al 2022, por causa de la pandemia COVID, los seres humanos pasamos un mayor tiempo en nuestras casas, realizando pocas actividades al aire libre, si bien no se ha realizado un estudio local, se podría estimar la contribución del tiempo adicional a nuestra inhalación de radón.

El aire dentro de estos edificios es re-circulado y por consiguiente los contaminantes adentro de los edificios se acumulan gradualmente si no son adecuadamente filtrados.

En resumen, el radón puede penetrar en una vivienda a través de:

- Grietas y otros agujeros en los cimientos
- Grietas en los pisos sólidos y en las paredes
- Junturas de la construcción

- Espacios en pisos suspendidos
- Espacios alrededor de las cañerías
- Cavidades en el interior de las paredes
- Suministros de agua
- Condiciones de ventilación: difusión en aire, corrientes, temperatura.

Cuando en una edificación un alto número de sus moradores presentan efectos agudos de salud y/o bienestar como: alergias dermatológicas, irritación de ojos, nariz o garganta, tos seca, problemas respiratorios, dificultad para concentrarse, etc., asociados a una calidad deficiente de aire en su interior, se dice que los habitantes presentan los “Síntomas del Edificio Enfermo”.

No se conoce las concentraciones de radón y/o progenie promedio ambiental en las principales ciudades del Perú, por lo que éste estudio podría develar factores importantes a tener en consideración. A partir de las mediciones realizadas se establecerá el mapa de radón en la región de estudio y finalmente se establecerán los valores promedio locales y se emitirán las recomendaciones.

1.4.1 Partículas suspendidas en el aire y su impacto en la salud

La contaminación de partículas o PM, es una mezcla compleja de partículas extremadamente pequeñas y gotas de líquido. La contaminación por partículas se compone de un número de componentes, incluyendo ácidos (tales como nitratos y sulfatos), productos químicos orgánicos, metales, y partículas de tierra o polvo. Cuando las partículas en suspensión aparecen junto a otros contaminantes del aire, se acumulan los efectos individuales de cada contaminante a las cuales hay que asociar también los metales radioactivos (progenie del radón) que se adhieren al polvo con frecuencia, dependiendo de las condiciones ambientales.

El tamaño de las partículas está directamente relacionado con el potencial de causar problemas de salud, principalmente las de $10\ \mu\text{m}$ de diámetro porque son las que pasan generalmente a través de la garganta y la nariz, ingresando en los alveolos de los pulmones. Las partículas PM_{10} , también conocido como particulado grueso (material particulado menor a $10\ \mu\text{m}$ de diámetro) provienen principalmente de obras de construcción, influencia de los vientos. Las $\text{PM}_{2.5}$, conocidas como particulado fino (menor a $2.5\ \mu\text{m}$ de diámetro) provienen de las fuentes de combustión [161] una vez retenidas por inhalación, estas partículas pueden afectar al corazón y los pulmones y causar efectos graves para la salud. La progenie del radón se adhiere a este particulado y es este el mayor peligro a considerar para la salud humana.

Debe considerarse además la humedad relativa en Lima que contribuye a incrementar la cantidad de radón y progenie inhalado.

Según la OMS los niveles recomendados para una adecuada calidad de aire a nivel mundial son de $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ diario para $\text{PM}_{2.5}$ y de $45 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ diario para PM_{10} . Considerando los reportes de IQ Air de 2022 (<https://www.iqair.com/es/world-air-quality-ranking>, accedido el 28 de Mayo de 2023), se encuentra que en ciertos distritos del cono este de Lima (San Juan de Lurigancho, Vitarte), las medias diarias superan 7 veces los valores recomendados por la guía de calidad de aire para $\text{PM}_{2.5}$ y el promedio en Lima es 4.9 veces este valor. Al tener el aire que se respira en Lima un alto particulado, la probabilidad que la progenie de radón se deposite e ingrese al interior de los seres vivos se incrementa, por lo que es muy importante poder conocer los niveles de concentración de radón en Lima.

La concentración de partículas suspendidas totales (PST) y partículas fracción respirable (PM_{10}) varía entre $4.39 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ y $335.45 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ mientras que la norma de calidad del aire establece un valor límite menor de $150 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (<https://sinia.minam.gob.pe/documentos/diagnostico-gestion-calidad-ambiental-aire-lima-callao>, accedido el 28 de Mayo de 2023).

Las estimaciones de la EPA indican el radón como causante de 15 000 muertes por cáncer de pulmón al año. Si bien hay quienes disienten sobre la cantidad de casos fatales, hay acuerdo acerca de que la exposición al radón es la segunda causa de cáncer de pulmón. El uranio y el torio extendido en la corteza terrestre con una concentración media en el suelo de $25 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. La concentración media de gas radón en la atmósfera de la superficie terrestre es de $10 \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, con unos valores que oscilan entre 0.1 y $30 \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [146].

El nivel de concentración de Rn en la superficie está determinado por la habilidad de exhalación del suelo, la cual se caracteriza por el parámetro E del suelo. Este potencial depende de varios factores, como la concentración local de radio y la presión atmosférica, entre otros. Dado que la semivida del radón como se reportó anteriormente es de 3.823 días, la mayor parte de la dosis no es causada por el gas, sino por su “progenie”. El radón se encuentra en materiales existentes y se transporta de la tierra hacia la superficie en diferentes direcciones. Debido a sus propiedades (gas que se difunde en un medio gaseoso), el ^{222}Rn tiende a dispersarse fácilmente en el ambiente exterior, pero tiende a acumularse en áreas con poca ventilación, sobre todo en sótanos y edificios, y en especial en espacios más pequeños en los que su eliminación es difícil sin una ventilación adecuada.

En algunas regiones se estima que las concentraciones de radón en interiores puedan alcanzar ocho veces las concentraciones en el exterior. Así pues, la exposición al radón y su progenie para la mayor parte de la población tiene lugar principalmente en el interior de los edificios. La media de las concentraciones de radón depende, básicamente, de las características geológicas del terreno, de los materiales de construcción utilizados y de las

características de ventilación del edificio. Se considera que la media mundial de radón al interior de edificaciones es de $39 \pm 2 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [158], sin embargo debido al incremento de NORM, se debería considerar que este valor debe haber aumentado.

La fuente principal de radón en interiores (al menos 80%) proviene de las emanaciones de suelos y las formaciones de roca cerca de la superficie del suelo. Por ejemplo, Palacios et al. reportaron en el 2004 [97] que en suelos con alta permeabilidad cerca de la cuenca del Orinoco, las emanaciones de gas radón natural tenían una concentración cercana a los $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. El 20% restante proviene principalmente de los materiales de construcción y edificaciones hechas por el ser humano. La variación de concentración es el parámetro de mayor importancia considerando las condiciones termodinámicas del ambiente. La posibilidad de determinar o de caracterizar el ambiente en base a los resultados, permitiría que se pueda establecer posibles acciones de remediación en el caso de que los niveles de material radiactivo suspendidos en el aire en áreas de actividad humanas superen los valores recomendados por las normas nacionales [79, 109].

1.4.2 Contribución del suelo al radón en interior de edificaciones

El ^{226}Ra y el ^{224}Ra , provenientes de las cadenas del ^{238}U y ^{232}Th , respectivamente, se encuentran presentes en los granos de toda la corteza terrestre, en mayor o menor grado de acuerdo con la composición geológica de cada suelo. Los átomos de gas radón atrapados en el interior de cada uno de los granos del suelo, tienen poca probabilidad de alcanzar la superficie de cada grano e incorporarse al aire o espacios intersticiales, debido a los bajos coeficientes de difusión en el grano. Solo los que se encuentran cercanos a la superficie de cada grano tienen probabilidad de salir a los poros del suelo. Sin embargo, sí logra escapar del grano dado que el gas radón tiene una vida media relativamente larga (cercana a los 4 días), la probabilidad que logre llegar a la superficie del suelo es mayor que la del torón (cercana a un minuto). Estos átomos son los que contribuirán efectivamente a la cantidad de radón presente en el aire que respiramos, alcanzando la superficie por medio de diferentes mecanismos de transporte (difusión y advección). El proceso de escape del grano (emanación) está favorecido por el retroceso que experimenta el radio al decaer (con una energía de aproximadamente 84 keV) emitiendo una partícula alfa hacia el interior del grano.

Se describe brevemente los mecanismos relacionados a la fenomenología de producción de radón: emanación, transporte (difusión y advección) y exhalación.

- a. **Emanación:** cuando un átomo de radio decae, el producto (radón) escapa al espacio intersticial entre los granos, dependiendo del coeficiente de emanación (E, adimensional) que considera principalmente el tamaño del grano del suelo, humedad y mineralogía.

- b. **Transporte:** el flujo por difusión y advección hacen que los átomos de radón viajen hacia la superficie. La difusión se produce debido a la diferencia en la concentración de radón (considerando que la concentración de radón en la superficie es nula). La advección está relacionada con el flujo de aire, sobre todo en medios porosos. El coeficiente de difusión de radón será determinante en este cálculo.
- c. **Exhalación:** los átomos de gas radón que lograron transportarse hasta la superficie y luego ser exhalados a la atmósfera determinan el flujo de exhalación ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$).

Para determinar la movilidad y la liberación del gas radón al medio ambiente, es necesario determinar los coeficientes de emanación y difusión, así como la concentración inicial de radio del suelo. Además, se debe tener en cuenta tres factores importantes como los siguientes:

- i. **El potencial geogénico del radón en el suelo**, que está relacionado con la cantidad de radón presente en el suelo a 1 m de profundidad, en el que intervendrán la temperatura del suelo, distribución del tamaño de grano, concentración de los átomos de radio y humedad del suelo.
- ii. **La capacidad migratoria del radón**, relacionada con el transporte de radón a través del suelo, dependerá de la distribución del tamaño de grano, de la humedad, la porosidad, permeabilidad del suelo.
- iii. **El ingreso del radón a edificaciones**, relacionado con variaciones en la presión, vientos, humedad del ambiente, temperatura y otros factores ambientales.

Se podría esquematizar el proceso en las Figuras 1.7 y 1.8.

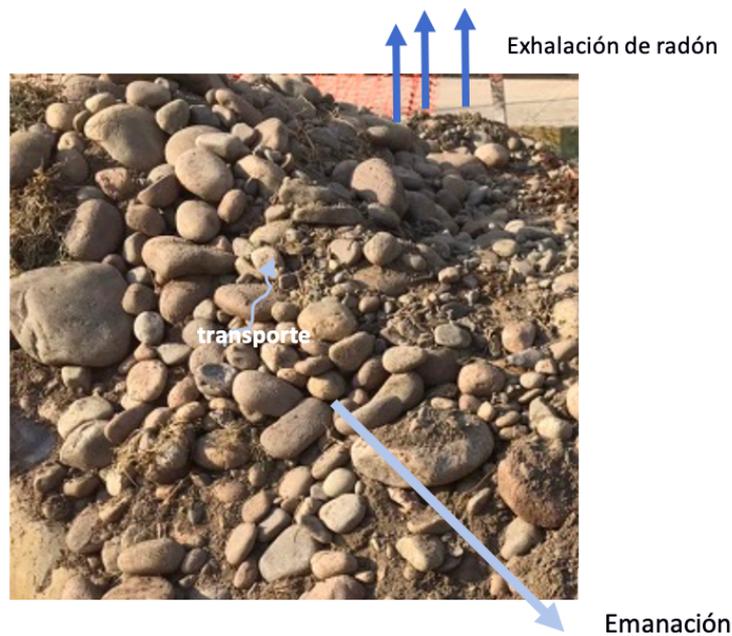


Figura 1.7. Mecanismos relacionados con el transporte de radón a la superficie. El radón emana de los granos que conforman las rocas, piedras, luego se transporta a través de los espacios intersticiales y finalmente es exhalado hacia el aire en el medio ambiente (Foto original del autor).

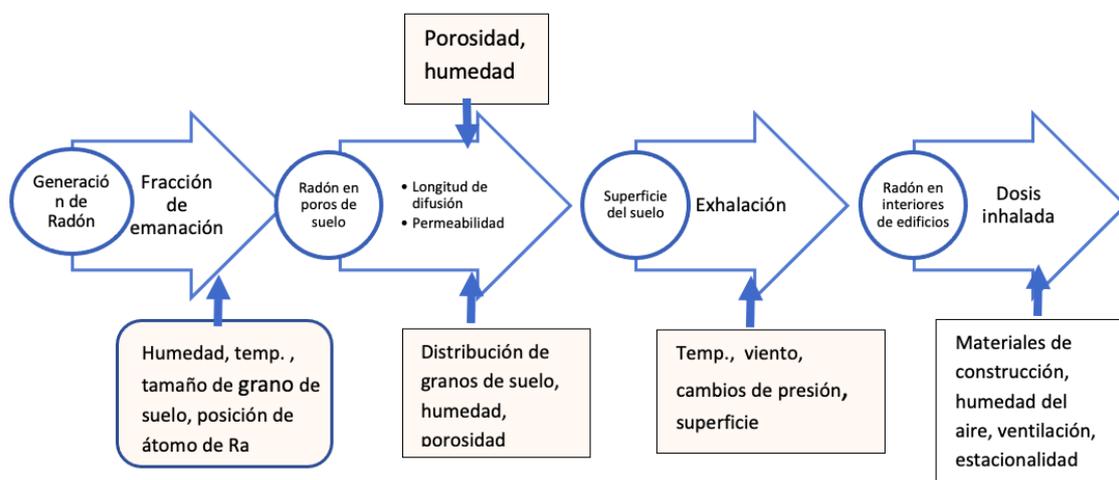


Figura 1.8. Esquema de las etapas en el proceso de transporte de radón desde su producción debido al decaimiento del radio hasta que llega al interior de las viviendas.

La humedad es uno de los factor de mayor importancia en la determinación del transporte del radón desde su fuente de emanación hasta la superficie del suelo. La Ley de Darcy:

$$q = -\frac{\kappa}{\mu} \nabla p \quad (1.1)$$

donde q es la tasa de flujo instantáneo, κ es la permeabilidad, μ es la viscosidad dinámica del fluido ∇ es el gradiente de presión. Describe el flujo de fluidos a través de medios porosos, como el suelo, y se relaciona con el gradiente de presión y la permeabilidad del suelo.

En el caso del transporte del radón, éste se mueve a través de los poros del suelo y su movimiento puede ser afectado por la permeabilidad del suelo, la cual se rige por la Ley de Darcy. La humedad del suelo también influye en la permeabilidad del suelo, lo que puede tener un efecto en el transporte del radón. Podemos decir entonces que la Ley de Darcy es relevante para comprender cómo se mueve el radón a través del suelo y cómo factores como la humedad pueden influir en este proceso.

En general puede decirse que los suelos están compuestos por dos fracciones: sólida y fluido. La primera está compuesta por los granos de mineral y material orgánico. La segunda por líquidos (agua) y gas (aire). La fracción volumétrica del agua es el contenido de humedad.

Podemos clasificar a los suelos en arenosos, limosos o arcillosos. Los dos primeros se forman por procesos mecánicos, a diferencia de los arcillosos que se forman mediante procesos químicos, con propiedades diferentes a los dos primeros. La porosidad en suelos arcillosos (0.6) es mayor que en suelos arenosos (0.4). En general el valor promedio de la porosidad del suelo es 0.5 [65].

1.4.2.1 Emanación

Solo una fracción del radón generado en el suelo por el decaimiento del radio escapa a la parte no sólida del suelo (poros y líquidos). A esta fracción se le conoce como coeficiente de emanación y depende de las características del suelo.

Si el decaimiento se produce al interior del grano, es muy probable que el radón quede atrapado en su interior y no logre alcanzar los espacios intersticiales entre los granos, a menos que no intervengan mecanismos que puedan liberar los gases atrapados (movimientos sísmicos, otras actividades telúricas o antropogénicas). Pero si el decaimiento se produce cerca a los bordes del grano, la probabilidad de escape será mayor.

Debido a la conservación de la cantidad de movimiento lineal, cuando el radio emite una partícula alfa y decae en radón, éste posee una energía cinética de retroceso (86 keV) para el radón y 103 keV para el torón [9]. Sin embargo, es necesario conocer en qué posición del grano se produce la desintegración, considerando además las características geoquímicas del material. En la Figura 1.9. se muestran dos granos esféricos que están en contacto en el punto

B. La línea punteada muestra hasta donde pueden llegar los átomos de radón por retroceso. Los átomos de radio (puntos sólidos) decaen emitiendo una partícula alfa y un átomo de radón (círculo sin relleno). El coeficiente de emanación debe considerarse (Figura 1.9):

- i. **Retroceso directo**, si el decaimiento se produjo lo suficientemente cerca del borde del grano para que el átomo de radón escape a la fracción no sólida del suelo (como en el punto C).
- ii. **Retroceso indirecto**, el átomo de radón sale de un grano, pero ingresa a otro grano (como en B y D).
- iii. **Difusión**, si el átomo de radón es producido en el interior del grano, termina su recorrido por retroceso al interior de este, pero podría llegar al poro por difusión molecular (como en A).

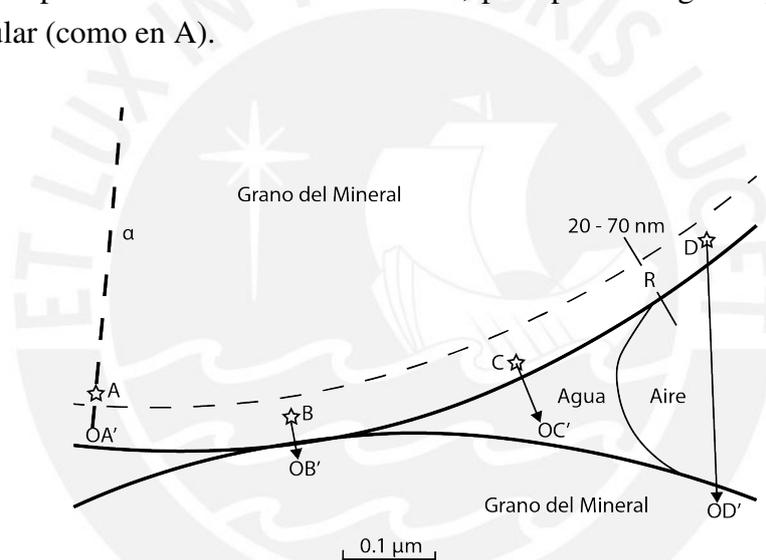


Figura 1.9. Esquema de las trayectorias de retroceso para los átomos de radón que se encuentran al interior y entre los granos del suelo. Imagen recopilada de [76].

Varios estudios [9] y otros, han realizado cálculos sobre la probabilidad de escape del radón en las proximidades de la superficie de un grano esférico, estimando que alrededor del 24% puede escapar. Además, se ha estimado que la contribución de la difusión molecular es insignificante, según el estudio de Willey y Tanner [156]. Por lo tanto, la determinación de la cantidad de radón liberado por el suelo es un proceso complejo que requiere considerar numerosas variables.

El cálculo de la emanación de radón involucra al coeficiente de emanación (f , adimensional) que toma en cuenta principalmente el tamaño del grano del suelo, humedad y mineralogía. Este coeficiente puede tomar valores entre 0 (no escapa radón) y 1 (todo el radón sale del grano). UNSCEAR indica el valor representativo de 0.2 [146].

La porosidad del suelo se refiere a la relación volumétrica entre el material geológico y los gases (que ocupan el espacio intersticial). La permeabilidad del gas se relaciona a la capacidad para que este gas (aire y radón) lo atravesase sin alterar su estructura interna. Por otro lado, la densidad efectiva depende del grano, humedad, impedancia al transporte del gas y la distancia (tortuosidad) que debe de recorrer el gas para llegar a la superficie. La humedad del suelo es otro factor relevante, ya que en ambientes húmedos se aumenta la probabilidad de que los átomos de radón escapen a través de los poros. Esto se debe a que la humedad puede ocupar parte del espacio poroso disponible dentro del material, lo cual potencialmente reduce las vías de escape del radón. Como consecuencia, la probabilidad de escape del radón a través de los poros puede disminuir.

La expresión utilizada para determinar la emanación de un suelo caracterizado por una densidad aparente (masa de suelo seco o fracción sólida entre el volumen total), es el siguiente:

$$E = C_{ra} \lambda_{rn} f \rho \left(\frac{D_e}{\lambda_{rn} \varepsilon} \right)^{1/2} \quad (1.2)$$

donde E es la emanación ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}$), C_{ra} es la concentración de radio en el suelo ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), λ_{rn} es la constante de desintegración del radón (s^{-1}), f es el coeficiente adimensional de emanación, ρ es la densidad aparente del suelo ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$), D_e es el coeficiente de difusión efectiva y ε es la porosidad adimensional del suelo.

Utilizando los valores descritos en la Tabla 1.5 se estiman los valores para la emanación de radón para suelos secos y húmedos para diferentes porosidades. En las Figuras 1.10 y 1.11 se presentan los valores estimados para la emanación en suelos secos y húmedos, para diferentes porosidades. Se consideran 3 valores de concentración de Ra considerando un valor bajo, el valor promedio mundial y un valor alto [146].

Tabla 1.5. Valores y constantes utilizados para el cálculo de emanación de radón en suelos húmedos y secos.

Parámetro	Valor
Constante de desintegración del radón λ_{rn}	$2.1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$
Coficiente de emanación (f)	0.2 [164]
Coficiente de difusión efectiva (D_e)	$5.91391 \times 10^{-6} \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ [164]
Densidad de suelo seco	$1.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ [130]
Densidad de suelo húmedo	$2.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ [130]

Para ilustrar mejor la relación entre la emanación del radón con la porosidad y el contenido de radio para diferentes niveles de humedad, se presentan en las Figuras 1.10 y 1.11 los resultados de los cálculos del coeficiente de emanación utilizando la Ecuación 1.2 y los valores de la Tabla 1.5.

En la Figura 1.10 se muestra la emanación de radón en suelos secos. Puede observarse que para bajas concentraciones de radio (naranja) la emanación es menor, al contrario del caso de altas concentraciones (en verde). Es posible visualizar también que la emanación es menor a medida que la porosidad se incrementa.

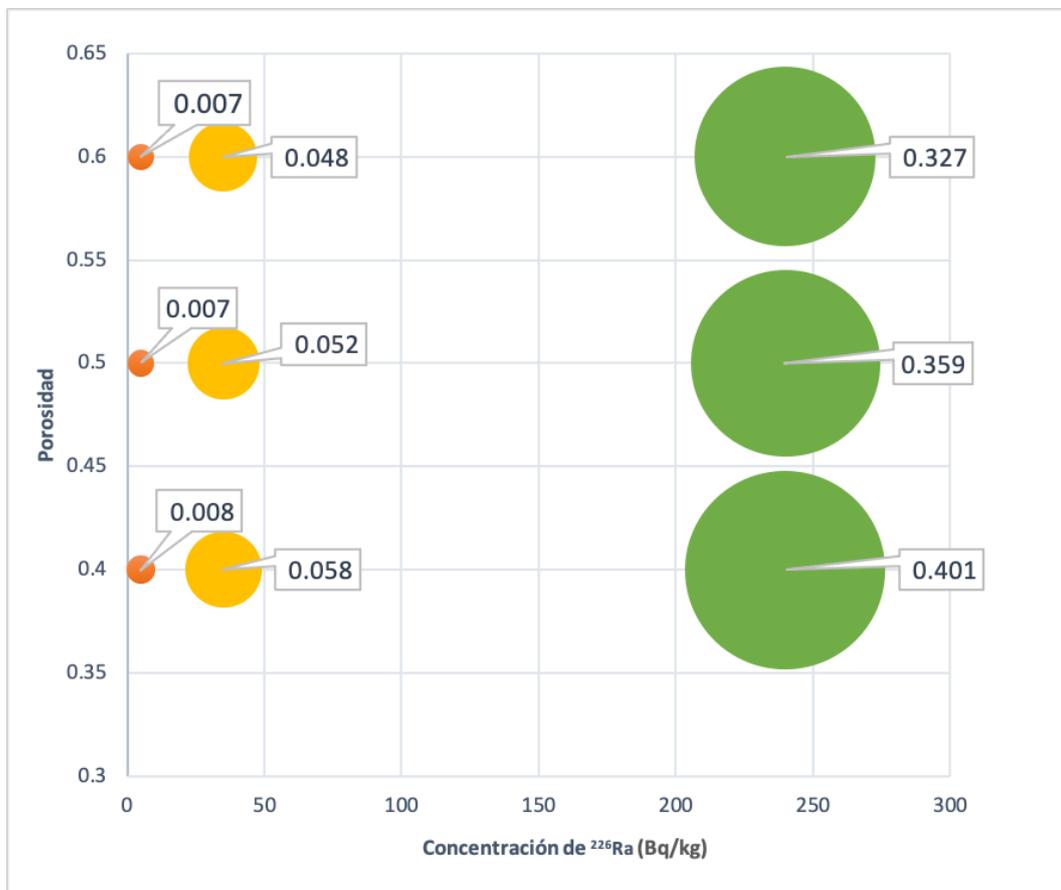


Figura 1.10. Estimación de los valores de emanación (indicados en las etiquetas de datos de la gráfica) para porosidades de 0.4, 0.5 y 0.6 en suelos secos.

En la Figura 1.11 se evidencia que la relación de la emanación con la porosidad y la concentración de radio es similar en suelos secos y húmedos, evidenciando un incremento de éste valor cuando el suelo es húmedo.

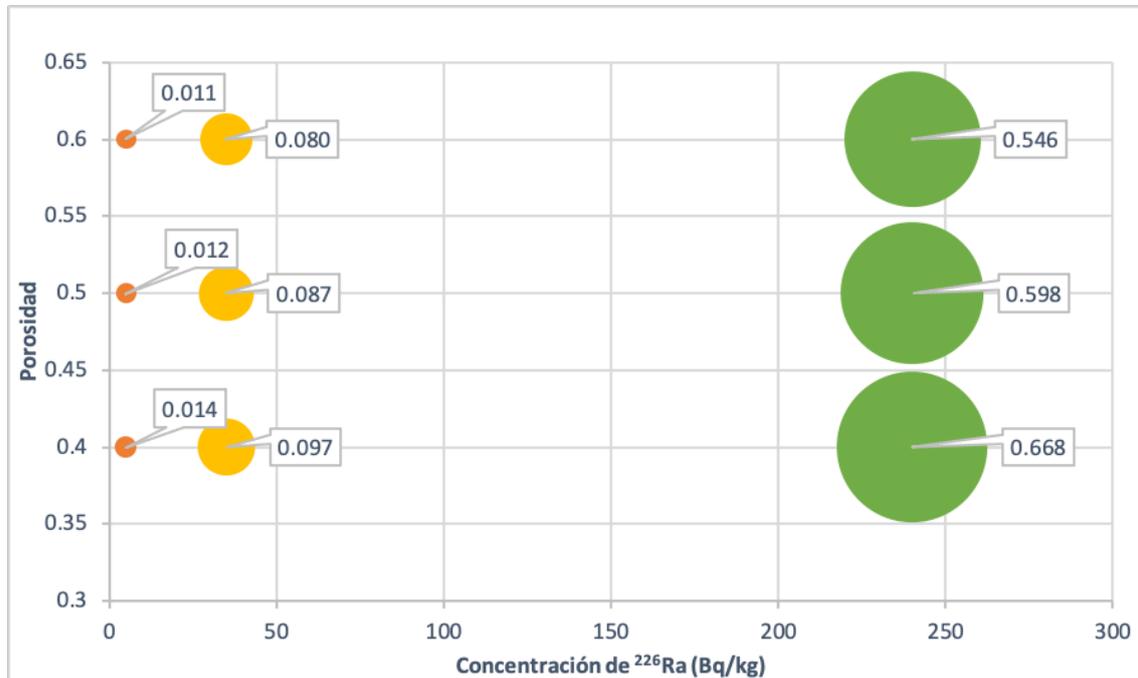


Figura 1.11. Estimación de los valores de emanación (indicados en las etiquetas de datos de la gráfica) para porosidades de 0.4, 0.5 y 0.6 en suelos húmedos.

Comportamiento similar se observa con el torón, a partir de la concentración del ^{224}Ra [130].

1.4.2.2 Transporte

El transporte de radón en el subsuelo se lleva a cabo principalmente mediante tres procesos principales: difusión, advección y gradientes de presión. Los gradientes de presión pueden ser causados por diversos factores, como diferencias de temperatura, cambios en la presión barométrica y contenido de humedad del suelo. Estas diferencias de presión impulsan el movimiento del gas radón desde zonas de mayor presión hacia zonas de menor presión. La advección ocurre cuando existe un movimiento del gas radón por gradientes de presión, mientras que la difusión es el proceso por el cual las partículas se mueven desde áreas de alta concentración a áreas de baja concentración, hasta que se alcanza el equilibrio. En el caso del transporte del radón, la difusión es el proceso de mayor importancia, y es el responsable de que el gas radón se transporte desde el subsuelo hasta la superficie.

La difusión del radón se puede estudiar utilizando la primera ley de Fick, que describe la relación entre el gradiente de concentración de radón y el flujo, a partir del coeficiente de difusión. En general, el flujo de radón irá siempre de regiones de alta concentración hacia regiones de menor concentración, hasta alcanzar el equilibrio. Por lo tanto, el transporte

del radón desde el subsuelo hasta la superficie está influenciado por una serie de factores, como la porosidad del suelo, la permeabilidad del gas, la humedad del suelo y otros factores ambientales. El conocimiento de estos factores es fundamental para entender el transporte del radón y poder desarrollar estrategias efectivas para su control y mitigación.

El flujo de radón irá siempre de regiones de alta concentración hacia regiones de menor concentración. Según la ley de Fick, el flujo se puede expresar de la siguiente manera:

$$J_{rn} = C_{rn}V - D_a \nabla C_{rn} \quad (1.3)$$

donde J_{rn} es el flujo de la concentración de actividad de radón ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}$), C_{rn} es la concentración de actividad de radón ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$), V es la velocidad del flujo ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), D_a es el coeficiente de difusión en aire ($1,2 \times 10^{-5} \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) y finalmente ∇C_{rn} es el gradiente espacial de la concentración de actividad de radón. Si se asume el medio estacionario, la expresión anterior se reduce a:

$$J_{rn} = -D_a \nabla_{rn} \quad (1.4)$$

Cabe señalar que el signo menos es debido a que el radón fluye de mayor a menor concentración (hacia la superficie). Se considera además que el medio (suelo) es poroso, por esa razón debe considerarse lo siguiente:

- i. El área a través del cual el radón se difunde es reducida (los poros).
- ii. La longitud media recorrida por el radón para llegar de un punto hacia otro no es lineal, se debe de considerar un parámetro conocido como tortuosidad que considera el camino que podría seguir el átomo de radón y depende del tamaño de grano de suelo, y de la humedad principalmente.

Estos factores toman en cuenta el coeficiente de difusión efectiva D_e . Hay muchos modelos que intentan relacionar el coeficiente de difusión en aire y el coeficiente de difusión efectiva, se puede utilizar la ecuación de Rogers y Nielson para relacionar ambos coeficientes:

$$D_e = \varepsilon \tau D_o \quad (1.5)$$

donde se tienen en cuenta la porosidad del suelo (ε) y la tortuosidad (τ), ambos adimensionales. Con esta consideración, podemos reescribir la ley de Fick:

$$J_{rn}^D = -D_e \nabla C_{rn} \quad (1.6)$$

donde J_{rn}^D es el flujo de la concentración de actividad de radón en un medio poroso en estado estacionario ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}$). Es importante también introducir los conceptos de tiempo de relajación y longitud de difusión [53].

$$t_{relaj} = \frac{1}{D(l^{-2} + \pi^2 d^{-2})} \quad (1.7)$$

donde d es el espesor del suelo (m); l es la longitud de difusión, que es la distancia que viajan los átomos en un período igual a su vida media (m); D es el coeficiente de difusión ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) y t_{relaj} representa el tiempo necesario para que el radón se estabilice después de una perturbación, el cual dependerá de la longitud de difusión, que a su vez depende del material que atravesará. Si $d \gg l$, podemos considerar que $t_{relaj} \approx l^2/D$.

Por ejemplo para un valor de difusión de $D = 2 \times 10^{-6} \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$, considerando que el coeficiente de decaimiento del gas radón es $2.08 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$, su longitud de difusión ($\sqrt{\frac{D}{\lambda}}$) sería aproximadamente 1 m.

Se pueden realizar algunos cálculos estimando la longitud de difusión según el tipo de suelo. Los parámetros considerados para los diferentes tipos de suelo se muestran en la Tabla 1.6.

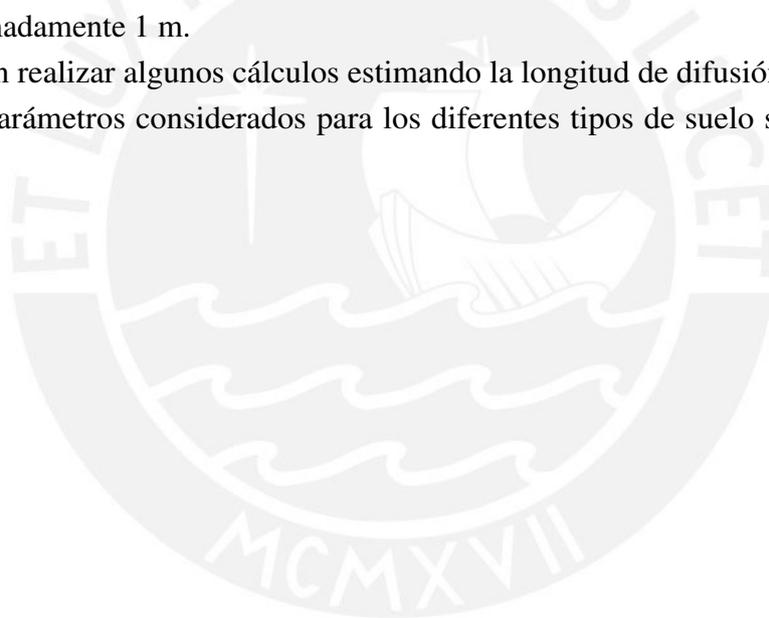


Tabla 1.6. Parámetros utilizados para determinar la longitud de difusión en diversos tipos de suelo.

Tipo de suelo	Coefficiente de difusión efectiva [m ² ·s ⁻¹][90]	Características	Longitud de difusión [m]	t _{relaj} [s]	Alcance [m]
Mezcla de arena, limo y arcilla	2.70 × 10 ⁻⁶	Contenido de humedad 1.5% de peso seco	1.14	4.81 × 10 ⁵	1.61
Mezcla de arena, limo y arcilla	2.50 × 10 ⁻⁷	Contenido de humedad 10.5% de peso seco	0.35	4.81 × 10 ⁵	0.49
Mezcla de arena, limo y arcilla	6.00 × 10 ⁻⁸	Contenido de humedad 17.3% de peso seco	0.17	4.81 × 10 ⁵	0.24
Lodo	5.70 × 10 ⁻¹⁰	37% de humedad	0.02	4.81 × 10 ⁵	0.02
Suelo arcilloso	2.50 × 10 ⁻⁶	Porosidad 0.4	1.10	4.81 × 10 ⁵	1.55

Cabe señalar que la mayoría de los suelos de Lima Metropolitana, es decir el área de monitoreo (centro y norte) son arcillosos, al sur de la ciudad se tienen suelos relativamente pantanosos (napa freática cercana a la superficie).

El transporte de radón desde el suelo a la superficie se debe entonces principalmente a la difusión molecular [146]. La importancia de medir o registrar el transporte de radón radica en sus aplicaciones. Hay radón en el agua de los océanos (en muy pequeñas cantidades) que sin embargo pueden utilizarse como trazadores de masas de aire continentales. Altas concentraciones de radón en una superficie puede ser un indicativo de yacimientos de uranio. Algo de mucho interés en nuestro país es utilizar el radón como precursor de eventos sísmicos, muchos estudios a nivel mundial registran anomalías en la concentración de radón previo a un movimiento sísmico, así como para el estudio de fallas geológicas y otros eventos geodinámicos [152].

1.4.2.3 Exhalación

Una vez que el radón logra llegar a la superficie, luego de experimentar los procesos de producción, emanación, transporte difusivo, es finalmente exhalado hacia el aire que respiramos y a nuestras edificaciones. La tasa de exhalación cuantifica este proceso que se define como la cantidad de radón exhalada en una superficie por unidad de tiempo ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) [49].

Para estimar esta cantidad se utiliza la expresión [146]:

$$E_{\text{exhal}} = \lambda_{rn} C_{ra} f \rho (1 - \varepsilon) L \quad (1.8)$$

donde E_{exhal} es la tasa de exhalación, λ_{rn} es la constante de desintegración del radón (s^{-1}), C_{ra} es la concentración de radio en el suelo ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), f es el coeficiente de la emanación (adimensional), ρ es la densidad aparente el suelo ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$), ε es la porosidad del suelo (adimensional) y L es la longitud efectiva (m).

Se puede hacer una estimación de la cantidad de radón exhalado en suelo seco, con diferentes concentraciones de radio y diferentes niveles de porosidad, como se muestra en la Figura 1.12. Se debe indicar que la UNSCEAR [147] estima un valor promedio de tasa de exhalación entre 0.05 y $0.4 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ calculado con valores representativos promedios a nivel mundial.

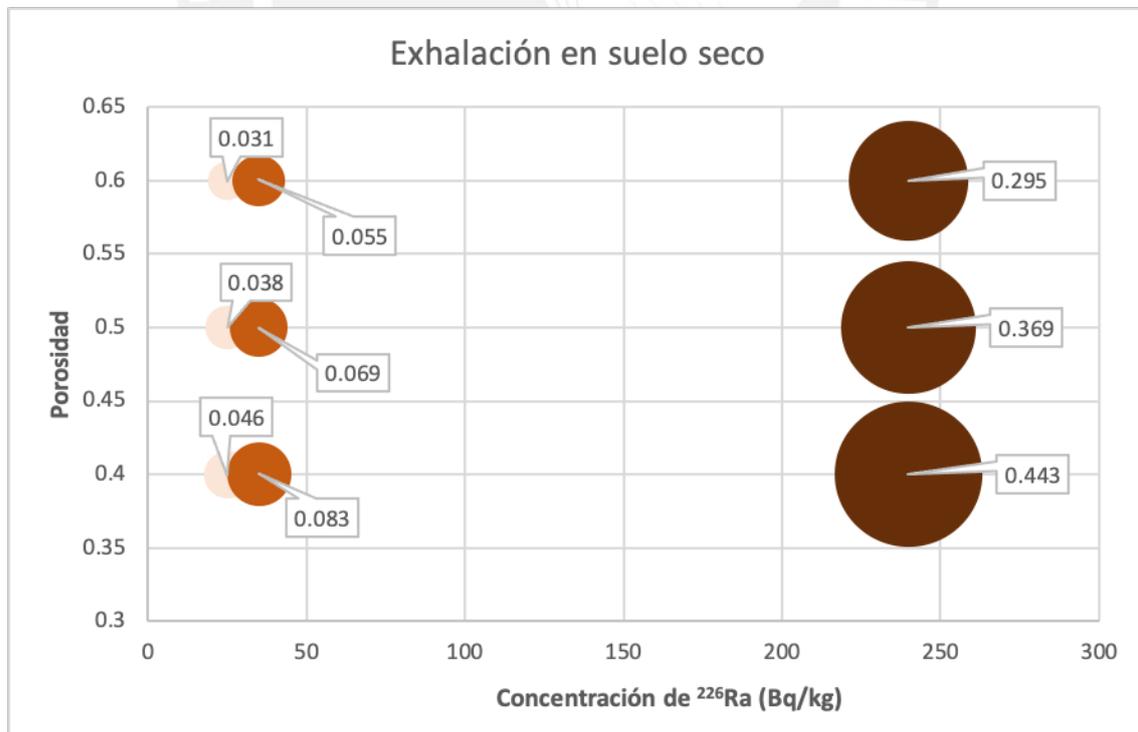


Figura 1.12. Valores de exhalación de radón (indicados en las etiquetas de datos de la gráfica) en suelos secos considerando porosidades de 0.4, 0.5 y 0.6.

Sin embargo, debe de también tomarse en cuenta otros factores que afectan la migración de radón en el aire, antes que sea inhalado por los seres vivos. Estos factores son los siguientes: las diferencias de presiones, la velocidad del viento, la temperatura y la humedad del suelo.

En el caso de la humedad del suelo, se debe considerar que la tasa de difusión en aire es mayor que en agua, sin embargo, en un suelo húmedo la cantidad de radón que escape será menor que en suelo seco, por lo que menos radón podría ser exhalado en un suelo con alto contenido de humedad. Lo mismo sucedería con suelos cubiertos con nieve. Debido a lo anterior, se debe tomar en cuenta que no es recomendable medir radón en exteriores en época de lluvias.

Las variaciones de presión son otro factor que interviene en la exhalación de radón a la atmósfera. Si la presión sufre un incremento, el radón en el aire podría penetrar en el suelo, disminuyendo la exhalación; el efecto contrario se da con la disminución de presión, pues el gas fluiría hacia la superficie. Se estima que una variación del 1% de la presión atmosférica puede provocar hasta un 60% en la cantidad de radón exhalado a la superficie [162]. Si la velocidad del viento es superior a los $11.1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ también habrá un incremento en la cantidad de radón exhalado [163]. La tasa de exhalación varía también de día y de noche, debido a las variaciones de presión y de temperatura cada 24 horas. Estos cambios se evidencian en las primeras horas de la mañana y a media tarde cuando el aire cercano a la superficie presenta un comportamiento menos laminar, por el contrario, en la noche, con menos turbulencia, la tasa de exhalación disminuye. Estos valores pueden variar dependiendo de las condiciones ambientales y de ventilación entre un 10 a 30% [121].

Cuando el gas radón ya ha sido exhalado puede ingresar a una edificación por un movimiento de flujos convectivos y por difusión a través de grietas y los cimientos de la casa, otra fuente muy importante son los mismos materiales de construcción, que pueden contener TENORM y en algunos casos generan una cantidad mayor de radón que el exhalado directamente del suelo. Es por esto, la importancia de identificar la causa de un alto valor de concentración en una edificación.

Capítulo 2

Métodos de medición de radón

Históricamente definiciones y unidades en radioprotección han sido establecidos por organismos internacionales, sin embargo en los ambientes científicos se siguen empleando unidades que no han sido modificados en décadas. Es importante conocer las equivalencias y relaciones entre ambos sistemas de unidades, pues en la literatura a menudo se hace referencia y se reportan utilizando ambos sistemas.

Además, las mediciones de radón y torón implican el uso de ciertos términos especializados, por lo que se presentará un breve glosario de estos factores y cantidades.

A continuación, se presentan algunas definiciones y equivalencias de las unidades de radioprotección en general:

2.1 Unidades de radiación

- **Actividad:** se define como el número de decaimientos por segundo o el número de núcleos de átomos inestables en una determinada muestra que decaen en un segundo. Su unidad en el Sistema Internacional (SI) es el Becquerel que se define como 1 desintegración en un segundo. Históricamente la unidad de actividad era el Curie (Ci).
- **Exposición:** se define como la carga total de todos los iones producidos en un determinado volumen de aire.

$$X = \frac{dQ}{dm} \quad (2.1)$$

Esta magnitud se refiere únicamente a fotones (radiación gamma o rayos X) en el aire, no como efecto biológico directo al ser humano. En el SI (Sistema Internacional) se cuantifica en $C \cdot kg^{-1}$, la unidad tradicional era el Roentgen (R). La tasa de exposición $\frac{dX}{dt}$ se refiere a la exposición por unidad de tiempo. Se mide en $C \cdot kg^{-1} s^{-1}$.

- **Kerma:** (Kinetic Energy Released per unit Mass) utilizada para un campo de partículas no ionizantes (fotones y neutrones), se define como la suma de las energías cinéticas

iniciales de todas las partículas ionizantes cargadas, transferidas por la radiación no ionizante por unidad de masa.

$$K = \frac{dE_{tr}}{dm} \quad (2.2)$$

En el sistema internacional se mide en Gray (Gy). Un Gray se define como $1 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}$, la unidad tradicional es el Rad y, además, el Kerma está relacionada con la energía transferida a la materia. Asimismo, se define la tasa de Kerma como la variación de Kerma en el tiempo ($\frac{dK}{dt}$) y se registra en $\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}$.

- **Dosis absorbida:** esta relacionada con la energía depositada en la materia. Se define como la energía de la radiación ionizante que se deposita en una cierta unidad de masa. Se hace notar que la dosis absorbida se define para cualquier tipo de radiación y que depende del material en el que se deposita la energía. Si bien tiene las mismas unidades que Kerma, solo considera la energía que permanece en la masa.

$$D = \frac{dE}{dm} \quad (2.3)$$

La dosis absorbida se mide al igual que el Kerma en Grays. Esta magnitud es relevante en radioprotección pues considera la energía depositada por cualquier tipo de radiación y toma en cuenta el material en que la energía es depositada. Como en casos anteriores se define la tasa de dosis absorbida como la variación de ésta por unidad de tiempo ($\frac{dD}{dt}$)t medida en $\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}$.

- **Equivalente de dosis [51]:** el efecto que podría tener una dosis absorbida en un tejido proveniente de partículas alfa no es equivalente si se considera proveniente de neutrones. En ambos casos la dosis absorbida puede ser la misma, pero las partículas alfa pueden producir un daño mayor a nivel de un tejido, por ejemplo. Es necesario entonces definir un factor de ponderación para cada tipo de radiación, w_R (radiation weighting factor) dados por la ICRP. La dosis equivalente se define entonces como la dosis absorbida multiplicada por este factor.

$$H = w_R D \quad (2.4)$$

El equivalente de dosis se mide en Sievert en el SI y en unidades tradicionales se expresa en REM (Roentgen Equivalent Man). En la Tabla 2.1 se muestran los valores de w_R para algunos tipos de radiación

Tabla 2.1. Factores de calidad por tipo de radiación [115].

Tipo de radiación	W_R
Rayos X, fotones, electrones, muones	1
Protones y piones cargados	2
Neutrones térmicos*	3
Neutrones rápidos*	10
Partículas alfa, fragmentos de fisión y iones pesados	20

*En el caso de los neutrones se debe utilizar una función especial de acuerdo a la energía, se colocan valores referenciales.

- **Dosis efectiva:** no todos los tejidos del cuerpo humano presentan la misma sensibilidad ante la radiación. Los tejidos que presentan células activas por mitosis son más sensitivos que los que no tienen esa cualidad. En el caso de la inhalación de radón y su progenie, esta actúa principalmente sobre el sistema respiratorio, mientras que la inhalación de ^{131}I actúa sobre la tiroides. Se establece entonces un factor de ponderación para los tejidos en función a su radiosensibilidad w_T [44]. Se define la dosis efectiva como la suma de la dosis equivalente para cada tejido del cuerpo multiplicado por este factor. Se puede expresar la dosis efectiva como:

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T w_R D_{T,R} \quad (2.5)$$

donde H_T es la dosis equivalente para cada tejido u órgano, teniendo en cuenta que estos factores de ponderación deben de sumar 1. Esto considera todos los órganos y tejidos humanos sensibles a la inducción de efectos estocásticos. En la Tabla 2.2 se presentan estos factores

Tabla 2.2. Factores de ponderación para diversos tejidos [115].

Tejido	W_T	ΣW_T
Medula ósea, colon, pulmones, estómago, mama, otros tejidos*	0.12	0.72
Gónadas	0.08	0.08
Hígado, vejiga, esófago, tiroides	0.04	0.16
Huesos, cerebro, glándulas salivales, piel	0.01	0.04
Total		1

*Otros tejidos: región extratorácica, corazón, riñones, músculos, glándulas suprarrenales, vesícula biliar, músculos, mucosa oral, páncreas, próstata, intestino delgado, útero, cérvix, bazo.

La dosis efectiva se expresa en también en Sieverts en el SI. Cabe señalar que los estudios epidemiológicos concernientes a la exposición al radón, ya sea ocupacional o en viviendas, no utilizan el concepto de dosis efectiva, ya que se cuantifica la exposición. En la Tabla 2.3 se resume la relación entre las unidades del SI, y las tradicionales.

Tabla 2.3. Factores de ponderación para diversos tejidos [115].

Magnitud	Unidades del SI	Abreviatura	Unidad tradicional y equivalencia
Actividad	Becquerel	Bq	$1 \text{ Bq} = 2.7 \times 10^{-11} \text{ Ci}$
Exposición	Coulomb/kilogramo	$\text{C} \cdot \text{kg}^{-1}$	$1 \text{ C} \cdot \text{kg}^{-1} = 3.87 \times 10^3 \text{ R}$
Kerma	Gray	Gy	$1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$
Dosis absorbida	Gray	Gy	$1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$
Dosis equivalente	Sievert	Sv	$1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$
Dosis efectiva	Sievert	Sv	$1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$

Elaboración propia

2.2 Unidades y términos específicos relacionados con la medición de radón

Medir la contribución del radón en función de la dosis recibida por los pulmones puede resultar complejo. La contribución principal a la dosis en los pulmones está dada por la progenie de vida corta del radón que se deposita en el aparato respiratorio [50] e involucra muchos parámetros como la actividad, distribución de la progenie, forma de respiración, etc. Un cálculo estándar considera valores típicos para esos parámetros, y las mediciones deben relacionar la dosis recibida en los pulmones por unidad de concentración en aire [119]. Sin embargo, en la práctica es muy difícil medir la exposición debida a la progenie de vida corta; pero, la medición del radón es relativamente sencilla. ¿Cómo relacionar entonces estas contribuciones? Para esto, será necesario presentar algunos conceptos para cuantificar de la mejor manera la dosis relacionada con la inhalación de este gas, como los siguientes:

2.2.1 Concentración de actividad

Representa el número de decaimientos que ocurren en un determinado volumen. En el SI la unidad es el $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, sin embargo, en el sistema tradicional se utiliza aun Ci/l . Podemos decir entonces que al medir $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, se producirán 100 decaimientos de núcleos de radón en 1 segundo por cada metro cúbico.

2.2.2 Energía alfa potencial (PAE)

PAE (Potential Alpha Energy, por sus siglas en inglés) de un átomo en la cadena del radón (o de torón) es la suma de las energías alfa emitidas durante el decaimiento hasta llegar al ^{210}Pb estable. Se cuantifica en Joules (J) o MeV. Para determinar la PAE por unidad de actividad de un determinado radionúclido se considera su constante de desintegración o su vida media:

$$\frac{PAE}{\lambda} = \frac{PAE\tau}{\ln 2} \quad (2.6)$$

En la Tabla 2.4 se muestran valores PAE para la progenie del radón.

Tabla 2.4. Valores para cálculo de PAE en la progenie de radón [123].

Radioisótopo	Vida media	PAE progenie del radón			
		Por átomo		Por unidad de actividad	
		MeV	10^{-12}J	$\text{MeV}\cdot\text{Bq}^{-1}$	$10^{-12}\text{J}\cdot\text{Bq}^{-1}$
^{218}Po	3.05 min	13.69	2.19	3 615	5.79
^{214}Pb	26.8 min	7.69	1.23	17 840	28.6
^{214}Bi	319.9 min	7.69	1.23	13 250	21.2
^{214}Po	164 μs	7.69	1.23	2×10^{-3}	3×10^{-6}
Total en equilibrio (por Bq de radón)				34 710	55.6

2.2.3 Concentración de energía alfa potencial (PAEC)

PAEC (Potential Alpha Energy Concentration, por sus siglas en inglés) se define como la concentración de la progenie de vida corta del radón o del torón en aire, en términos de la energía emitida hasta su decaimiento final, ^{210}Pb para el radón o al ^{208}Pb para el torón. Esta definición se usa para cualquier mezcla o combinación de la progenie en un determinado volumen de aire y se expresa en $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$ [61].

$$PAEC = \sum_i C_i \frac{PAE_i}{\lambda_i} = 3615 \cdot ^{218}\text{Po} + 17840 \cdot ^{214}\text{Pb} + 13250 \cdot ^{214}\text{Bi} \quad (2.7)$$

donde C_i es la concentración de cada progenie del radón y λ_i es la constante de desintegración de cada producto.

2.2.4 Working Level (WL)

Si bien podemos expresar el PAEC en $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$, la unidad tradicional en protección radiológica es denominada Working Level (WL). Un WL se define como la concentración de cualquier combinación de la progenie de vida corta del radón o torón, que podría producir potencialmente 130 000 MeV de energía cinética proveniente de partículas alfa por litro de aire [61]. Por ejemplo, para el radón se tiene que 1 WL es igual a 3 700 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, que a su vez es igual a $2.08 \times 10^{-5} \text{J}\cdot\text{m}^{-3}$; y para el torón se tiene que 1 WL es igual a 275 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, que a su vez es igual a $1.54 \times 10^{-6} \text{J}\cdot\text{m}^{-3}$. Además, si la concentración de la progenie está en equilibrio con la concentración de radón, estarán relacionadas por un factor de $5.56 \times 10^9 \text{J}\cdot\text{m}^{-3}$. Pero en la práctica, la progenie rara vez está en equilibrio con el radón, por lo que este factor

estaría sobre estimando el PAEC; por esto, es necesario definir un factor que represente la situación real.

2.2.5 Concentración en equilibrio equivalente de radón (EERC) y de torón (EETC).

EERC o EETC indica una concentración de equilibrio entre el radón o torón y su progenie, sin embargo este equilibrio es poco usual, ya que la progenie usualmente se deposita en las paredes y superficies o disminuye por ventilación. La concentración de la progenie será entonces generalmente menor que la de su predecesor (radón o torón). Una alternativa para describir la situación real y determinar el factor de equilibrio F es utilizando la concentración de equilibrio equivalente. La concentración de equilibrio equivalente de una mezcla cualquiera de aire es la concentración colectiva de las progenies de vida corta en aire. Puede afirmarse entonces que:

$$\begin{aligned} EERC &= 0.105(^{218}Po) + 0.516(^{214}Pb) + 0.379(^{214}Bi) \\ EETC &= 0.91(^{212}Pb) + 0.09(^{212}Bi) \end{aligned} \quad (2.8)$$

En otras palabras, la EERC o la EETC es la concentración de radón o torón en equilibrio con su progenie que darían la misma PAEC que la muestra en no equilibrio real. Ambas se relacionan entonces por un factor, como se muestra a continuación:

$$\begin{aligned} EERC(Bq \cdot m^{-3}) &= PAEC_{rn}(J \cdot m^{-3}) \cdot 1.79 \times 10^8 \\ EETC(Bq \cdot m^{-3}) &= PAEC_{th}(J \cdot m^{-3}) \cdot 1.32 \times 10^7 \end{aligned} \quad (2.9)$$

2.2.6 Factor de equilibrio

El factor de equilibrio F es un número que indica el grado de desequilibrio entre las concentraciones de radón y su progenie [61]. Si $F = 1$, indica que el radón y su progenie tienen la misma concentración. Se utiliza la siguiente expresión para su cálculo:

$$\begin{aligned} F_{rn} &= \frac{EERC}{C_{rn}} \\ F_{th} &= \frac{EETC}{C_{th}} \end{aligned} \quad (2.10)$$

Puede afirmarse que para una concentración de radón de $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ en cualquier mezcla con su progenie, el valor PAEC es $5.56 \times 10^{-9} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot F_{rn}$. En forma similar para el torón en las mismas condiciones PAEC es $7.56 \times 10^{-8} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot F_{th}$.

En condiciones normales para viviendas y edificios, la ICRP [61] como se mencionó sugiere un valor de $F = 0.4$ para radón en ambientes con ventilación natural. Mientras menos

ventilado sea el ambiente la concentración de la progenie se incrementará. Para el valor del factor de equilibrio sugerido de 0.4 se muestran las concentraciones de radón y su progenie de vida corta en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5. Concentración de radón y su progenie para F = 0.4.

Radionúclido	Concentración [Bq·m ⁻³]
Radón	1
²¹⁸ Po	0.7
²¹⁴ Pb	0.4
²¹⁴ Bi	0.3

Elaboración propia

Es necesario también citar la definición de fracción libre o no depositada (unattached fraction) f_P que se define como la fracción de PAEC de la progenie de vida corta que no está adherida a las partículas suspendidas ambientales. Depende principalmente de la concentración de aerosoles ambientales (Z). En 2001, Porsterdorfer [113] evaluó la fracción no adherida, midiendo la fracción de la progenie de radón y torón, llegando a las expresiones semiempíricas para la progenie del radón $f_P = \frac{414}{Z(cm^{-3})}$ y para la progenie del torón $f_P = \frac{150}{Z(cm^{-3})}$.

El factor de equilibrio y la fracción libre tienen una correlación negativa, debido a que si la fracción libre es pequeña, más progenie de radón permanecerá en el aire, ya que las tasa de deposición de los nucleídos que se adhieren a aerosoles serán significativamente menores al de los nucleídos libres [112]. Esto es relevante en el trabajo, pues significa que para mediciones en interiores, la concentración de radón es un mejor índice de dosis que la cantidad de actividad específica de la progenie, bajo diversas condiciones de particulado [39].

Por otro lado, la progenie adherida a los aerosoles pueden distribuirse de acuerdo a su tamaño según su nucleación (diámetro de actividad termodinámica media AMTD entre 10 y 100 nm), acumulación (AMTD entre 100 y 450 nm) y grosor (AMTD mayor a 1 mm) [55].

2.2.7 Working Level Month (WLM)

Dado que la PAEC puede variar en el tiempo, es necesario tener en cuenta también este factor. Al multiplicar la PAEC por el tiempo de ocupación u ocupancia (en horas) se determina la exposición (en J·m⁻³·h). Esta se calcula normalmente para un tiempo de 1 año, considerándose una ocupancia de 2 000 horas al año (alrededor de 8 horas diarias para centros de trabajo). El Work Level Month (WLM) determina la exposición a 1WL en un

mes (170 horas ocupacionales). Es así como 1 WLM equivale aproximadamente a $6.37 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ de EEC de radón y a $4.68 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ de EEC de torón. En el SI, puede decirse que $1 \text{ J}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ equivale aproximadamente a $1.8 \times 10^8 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ de EEC de radón y a $1.32 \times 10^7 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ de EEC de torón.

En el caso del radón, si la exposición se expresa en términos de su concentración, se debe incluir al factor de equilibrio [101], así 1 WLM sería igual a $\frac{6.37 \times 10^7}{F} \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$.

La UNSCEAR en 1988 [145], señala que para un $F = 0.4$ y una ocupancia de 7 000 horas por año, se puede considerar que una concentración de radón anual promedio de $300 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ conlleva a una exposición anual de $1.56 \times 10^2 \text{ mJ}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ (4.4×10^{-3} WLM ó $0.32 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{a}$).

2.3 Cálculo de dosis de inhalación

La dosis por inhalación a los pulmones surge principalmente debido a la inhalación de la progenie del radón y las partículas alfa emitidas durante su decaimiento y la de su progenie de vida corta [101].

El cálculo de la dosis por inhalación de radón se realiza en base a la medición de la concentración de radón en el aire y aplicando modelos matemáticos que involucran el tiempo de exposición, el factor de equilibrio, características de la vivienda (tipo de suelo, materiales de construcción, ventilación), la presencia de aerosoles, la tasa de respiración de la persona, edad, altura y otros factores, por lo que puede resultar complejo. Luego se utiliza un factor para determinar la dosis efectiva, que involucra el tipo de órgano o tejido, ya que éstos pueden tener diferentes grados de sensibilidad a las radiaciones recibidas.

Los primeros cálculos publicados fueron por Evans y Goodman en 1940 [32], donde basados en los estudios a un grupo de trabajadores de una mina de uranio en Schneeberg en Alemania, recomendaban el límite de $370 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (10 pCi/l).

Es importante también señalar que dado los numerosos factores involucrados, la ICRP [101] indica que la dosis efectiva por WLM, debido a la inhalación de la progenie de vida corta del radón se obtiene tomando en cuenta los valores de las incorporaciones (ingestas) de las progenies de radón I_i (en Bq) para un individuo expuesto a 1 WLM, dado por la expresión:

$$I_i = C_i B t \quad (2.11)$$

donde C_i es la concentración de la progenie i que corresponde a una mezcla de radón de 1 WL, B ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$) es la tasa promedio de respiración del individuo y t (horas) es el período de exposición, que generalmente se asume en 170 horas. Para el cálculo de la dosis efectiva

por WLM, se combina estas incorporaciones I_i con los coeficientes de dosis efectiva (Sv/Bq) para la progenie de radón, mediante la expresión:

$$E(Sv/WLM) = \sum_j f_{P,j} \sum_1^3 I_{i,j} e_{j,i} \quad (2.12)$$

donde el subíndice j corresponde al modo de la distribución de aerosol (definidos anteriormente): $j = 1$ modo libre (u), $j = 2$ modo nucleación (n) y $j = 3$ modo acumulación (a); el valor $f_{P,j}$ es la fracción de PAEC asociada con el modo j ; el subíndice i corresponde a la progenie inhalada, para el caso del radón: $i = 1$ ^{218}Po , $i = 2$ ^{214}Pb y $i = 3$ ^{214}Bi ; y $e_{j,i}$ es el coeficiente de dosis efectivo ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$) para la progenie inhalada con una distribución de tamaño j , como se muestra en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6. Coeficientes de dosis efectiva (en $\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$) para las progenies de radón y torón inhalados [123].

		Coeficiente de dosis efectiva [$\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$]				
Condición de exposición	Modo (i)	Progenie de radón			Progenie de torón	
		^{218}Po	^{214}Pb	^{214}Bi	^{212}Pb	^{212}Bi
Todas Interiores	u	1.1×10^{-8}	6.1×10^{-8}		4.9×10^{-7}	
	n	3.8×10^{-9}	1.8×10^{-8}	1.5×10^{-8}	1.7×10^{-7}	3.3×10^{-8}
	a	1.3×10^{-9}	6.7×10^{-9}	5.9×10^{-9}	6.5×10^{-8}	1.3×10^{-8}

Considerando solo a las progenies de radón y torón, la dosis efectiva por exposición a PAE en función de la fracción no adherida o libre, se da en la Tabla 2.7 para el caso de ambientes de trabajo en interiores. Se considera al individuo con una tasa promedio de respiración de $1.2 \text{ m}^3/\text{h}^{-1}$.

Tabla 2.7. Dosis efectiva de las progenies de radón y torón.

	Dosis efectiva por exposición	
	$\text{mSv}\cdot\text{WLM}^{-1}$	$\text{mSv}\cdot\text{mJ}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^3$
Progenie de radón	$86f_p + 14(1-f_p)$	$24f_p + 3.9(1-f_p)$
Progenie de torón	$30f_p + 5.1(1-f_p)$	$8.5f_p + 1.4(1-f_p)$

Revisando la literatura se puede indicar a modo de referencia que, para las viviendas, el coeficiente de dosis se estimó igual a $13 \text{ mSv} \cdot \text{WLM}^{-1}$ [72].

2.4 Métodos de medición de radón

Dado que el radón es el mayor contribuyente en la radiación natural a la que una población se ve expuesta, la mayoría de los dispositivos están diseñados para medir radón en viviendas o en lugares de trabajo. Aunque inicialmente se consideraba solo a las actividades mineras como riesgo significativo a la inhalación de radón, en la actualidad las mediciones no se limitan solo a esa actividad sino también donde el contenido de radio en el suelo pueda significar un riesgo a las personas. El riesgo de contraer cáncer pulmonar por radón está relacionado con su exposición a largo plazo en un recinto cerrado poco ventilado, por eso las mediciones deben estimar un valor integrado, ya que los niveles de radón pueden variar en horas, días o meses.

De acuerdo con el propósito de las mediciones que se consideren realizar, existen muchas formas de medición, directas o indirectas, que cuantifican al radón, a su progenie o a ambos. En algunos casos se requiere medir al radón como trazador geológico, en este caso se puede estimar la concentración de radón ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) o inferirla a través de la concentración de radio en el suelo ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$). Si las mediciones están orientadas con fines de protección radiológica, estos resultados se pueden dar en función de la tasa de dosis efectiva ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}$) o en Sieverts. El radón se detecta en forma indirecta, midiendo la contribución de las partículas alfa emitidas por el radón y su progenie.

Podemos clasificar a los métodos de mediciones de radón de dos formas: por su duración y por las características de la medición. Para el primer caso, la Tabla 2.8 puede resumir los métodos de la siguiente manera:

Tabla 2.8. Métodos de medición de radón de acuerdo a su duración.

Medición	Duración	Características	Ejemplo de equipo de medición
Puntual	< 60 min	Medición puntual en un lugar y tiempo. Se utiliza cuando se requiere intervenir en un lugar donde la concentración puede ser alta o es desconocida. No es válido para mediciones con fines de monitoreo de radón.	<ul style="list-style-type: none"> • Detector de centelleo • Espectrómetro gamma
Continua	horas	Variación de la concentración durante el muestreo en un punto dado. Se emplea para estudiar si la concentración de radón cambia en un periodo corto de tiempo. No es válido para mediciones con fines de monitoreo de radón.	<ul style="list-style-type: none"> • Cámara de ionización • Carbón activado
Integración corta	días	Valores promedios de la concentración en un punto durante el muestreo. Puede dar un valor de la concentración de radón como una primera aproximación.	<ul style="list-style-type: none"> • Espectrómetro gamma • SSNTDs • Electret
Integración larga	semanas o meses	Estimación de la media anual de la concentración en un punto durante el muestreo. Se utiliza para monitoreos de concentración de radón con fines de protección radiológica.	<ul style="list-style-type: none"> • Espectrómetro gamma • SSNTDs • Electret

Elaboración propia

De acuerdo con las características de la medición, podemos diferenciar dos grandes grupos: métodos de medición activos y métodos de medición pasivos.

2.4.1 Métodos de medición activos

Los métodos de medición activos requieren el uso de dispositivos electrónicos o alguna fuente de alimentación de energía para recopilar los datos en forma continua o periódica. Se utilizan generalmente para mediciones cortas y dan resultados prácticamente en tiempo real. Generalmente por algún mecanismo extraen una muestra de aire y determinan la concentración de radón (generalmente por ionización alfa). Estos métodos si bien son precisos, pueden requerir equipamiento de alto costo, requieren equipamiento y no se podrían emplear para realizar un monitoreo en casas a gran escala.

Algunos ejemplos de monitores que utilizan métodos activos son:

- **Celdas de Lucas (Hevesy-Levi)**

Las celdas de centelleo conocidas generalmente como Celdas de Lucas [69] fueron desarrolladas en 1940 por los físicos húngaros George de Hevesy y su colega Hilde Levi, pioneros en el desarrollo y su aplicación, por lo que en realidad deberían recibir el nombre de celdas Hevesy-Levi. En este método, un contenedor de metal de un volumen apropiado, es sellado herméticamente y llenado con el aire de interés a medir. Las paredes internas están recubiertas con sulfuro de zinc activado con plata ZnS(Ag), que es un material centelleador en el que impactan las partículas alfa emitiendo luz que debe ser captada por un tubo fotomultiplicador, el cual se acopla en su base transparente. Una vez que la celda esté llena, se producirá la progenie del radón a partir del radón presente en la misma. Después de aproximadamente tres horas, la progenie de vida corta alcanzará un estado de equilibrio secular con el radón original en la celda. Entonces se emitirán tres partículas alfa (radón, ^{218}Po y ^{214}Po) dentro del volumen de la celda por cada decaimiento de radón. Para hacer un instrumento de muestreo continuo, se puede bombear aire continuamente a través de la cámara o que se difunda a través de una barrera hermética a la luz.

- **Cámaras de ionización**

En una cámara de ionización, se crea un campo eléctrico entre dos o más electrodos. El aire filtrado se introduce en la cámara y se difunde naturalmente o se bombea para llenarla. Dentro de la cámara se mide la corriente generada por la ionización del gas, esta se debe al decaimiento del radón y su progenie. La cantidad total de ionización en la cámara se puede medir, o se pueden contar los pulsos individuales generados por las

partículas alfa. Esta última técnica tiene la ventaja de poder distinguir entre los pulsos causados por la progenie y el radón en sí. En los últimos años, las cámaras de ionización comerciales se han vuelto ampliamente adoptadas como patrones secundarios en los laboratorios de calibración de radón. En nuestro laboratorio de huellas nucleares GITHUNU-PUCP (<https://investigacion.pucp.edu.pe/grupos/githunu/>), utilizamos el equipo ALPHAGUARD como nuestro estándar secundario en la cámara de calibración.

- **Detector de barrera superficial**

El detector de barrera superficial se basa en la detección de partículas alfa emitidas por el radón y su progenie con una película sensible. Esta es generalmente una hoja delgada de material plástico o de policarbonato que se coloca en el detector. Las partículas alfa depositan energía en la película, creando rastros visibles o grabados en la superficie, estos rastros se pueden contar y analizar posteriormente para determinar la concentración de radón.

- **Recolección electrostática de progenie**

Algunos monitores utilizan esta técnica de recolección electrostática de la progenie, que consiste en atraer y recolectar a las partículas alfa mediante un campo eléctrico. Estos monitores tienen una cámara, donde se difunde o bombea aire y utilizan un detector de estado sólido para medir las energías de las partículas alfa. El detector se lleva a un alto voltaje para recolectar la progenie del radón desde que se forman y una parte de estas partículas ingresarán al detector de estado sólido. Generalmente se utiliza un desecante (drierita) para eliminar el vapor de agua que puede afectar la recolección de la progenie. En el laboratorio de huellas nucleares de GITHUNU – PUCP el equipo RAD7 funciona en esta modalidad.

2.4.2 Métodos de medición pasivos

Los métodos pasivos utilizan un monitor integrador en cuanto acumula trazas en un tiempo determinado (integra cuentas o información), independiente de los cambios estacionales, condiciones ambientales y/o propias de cada lugar de monitoreo. Una gran ventaja es que los monitores pasivos no requieren de energía externa, se basan en la difusión natural del radón, que puede o no tener una membrana o mecanismo para acumular al radón o discriminarlo del torón. El tiempo de exposición de estos monitores suele ser de semanas a meses, dependiendo del lugar de medición, siendo su principal objetivo determinar la exposición promedio a largo plazo. La ventaja indiscutible de estos monitores es su facilidad de uso y bajo costo, lo que los hace una alternativa ideal para realizar monitoreos de vigilancia radiológica a mediana y

a gran escala. Además, con los datos obtenidos, también existe la posibilidad de elaborar mapas de radón.

Algunas técnicas pasivas se describen a continuación:

- **Detectores de carbón activado**

El carbón activado tiene afinidad por muchos gases, incluyendo el radón. El radón absorbido en el carbón se desintegrará y la progenie se conservará, lo que permitirá medir el radón adsorbido mediante espectrometría gamma o también mediante un equipo de centelleo líquido y un líquido centelleador. Los monitores contienen una cierta cantidad de carbón activado granulado, el cual se calienta previamente para eliminar la humedad. Para realizar mediciones, se destapa y se pone en contacto con el medio ambiente, al terminar el tiempo de exposición, que suele ser corto (días), se tapa nuevamente y se evalúa en el laboratorio.

- **Electrets**

Los electrets son una especie de cámara de ionización y tienen una carga superficial permanente que genera un potencial superficial del orden de los kV. Los desarrollados comercialmente (RAD ELEC) consisten en un disco de teflón con una carga eléctrica que se coloca en la base de una cámara de plástico conductor. Los iones producidos por el radón al interior de la cámara descargan al electret, por lo que se debe “leer” la carga antes y después de la exposición. De acuerdo al espesor del electret pueden ser usados para tiempos largos o cortos y en ciertos casos deben de hacerse correcciones por la humedad o variaciones en la presión atmosférica. De acuerdo a la forma de la cámara y tamaño del electret pueden ser utilizados para mediciones en interiores o en exteriores, incluyendo la discriminación de torón.

- **TLD**

Ciertos materiales tienen la propiedad de almacenar energía, la que posteriormente puede ser liberada en forma de luz cuando éste se somete a un proceso de elevación de temperatura. Cristales termoluminiscentes pueden ser sensibles a la radiación alfa, beta o gamma. En el caso de la detección de partículas alfa, el monitor consta de dos cristales TLD, uno de los cuales se cubre con un filtro de aluminio, que excluirá la detección de alfas. El otro cristal se mantiene descubierto y captará alfas, betas y gammas. Al leer ambos detectores se obtendrá la contribución gamma por diferencia.

- **Detectores de huellas nucleares de estado sólido**

Son los detectores de uso más generalizado en monitoreos a mediana y gran escala por su facilidad de uso y bajo costo. Son poco sensibles a pequeñas variaciones de temperatura, presión y humedad, además su uso y colocación no requiere mayor entrenamiento y su evaluación en el laboratorio puede realizarse en cualquier laboratorio que cuente con un instrumental básico. Este ha sido el método empleado en este trabajo por lo que la siguiente sección estará dedicada a este tipo de detectores.

2.4.3 Detectores de huellas nucleares

Los detectores de huellas nucleares son la mejor alternativa para medir radón en interiores, debido a la facilidad de su uso y su simplicidad. Resulta fascinante pensar que una partícula cargada (que puede ser una partícula alfa o un ion) pueda dañar la trayectoria a su paso cuando ingresa a un material dieléctrico. En el momento en que la partícula penetra en este material detector, generará una gran ionización primaria en todo el camino a su paso, lo que llamamos huella latente. Cada huella latente indica que una partícula alfa incidió en el detector dejando su huella. Estas huellas son muy pequeñas y pueden observarse solo a través de un microscopio electrónico.

Sin embargo, si el material sufre un ataque químico (etching) con una sustancia corrosiva, estas huellas (huellas grabadas) y pueden ser visibles en un microscopio óptico o utilizar un sistema de conteo automatizado. Es importante señalar que las huellas se generan en cualquier material dieléctrico (no en los materiales conductores pues se recombinarían y no se formaría una alteración de la estructura molecular en forma permanente), pero es común emplear polímeros (como nitratos de celulosa o policarbonatos) como material detector. En este trabajo solo se presenta a los polímeros como detectores. No hay un único modelo teórico que explique el proceso de formación de las huellas. Los modelos de Fleischer reportados en el 1975, Durrani and Bull en 1979 y Espinosa en 1994 [34, 21, 27] explican la formación de las huellas para diversos materiales. En el trabajo publicado por Martín-Landrove [73], se plantea el modelo de formación de las huellas a partir de los principios físicos. Todos estos modelos se describieron en trabajos anteriores [104]. Es importante destacar que el hecho que solo las partículas alfa o iones puedan registrar sus huellas, hacen de estos detectores una buena opción para medir radiación en campos donde se encuentren presentes otros tipos de radiación (beta o gamma), que puedan ser discriminados. Hay dos polímeros que son usados ampliamente como detectores de huellas nucleares y que son los más utilizados para registrar específicamente las huellas producidas por las partículas alfas que provienen del radón, torón y su progenie: el nitrato de celulosa, conocido comercialmente como LR-115 y un policarbonato, cuyo nombre comercial es el CR-39TM.

El LR-115 es un detector que originalmente fue producido por la Kodak-pathe (Francia). De los diferentes formatos de presentación de este detector, utilizamos el LR-115 Tipo 2 no pelificable (http://www.gt-analytic.at/downloads_en/Kod_tech_det.pdf, accedido el 31 de Mayo de 2023), debido a que sus características son las más apropiadas para los monitoreos de radón y las condiciones de procesamiento de nuestro laboratorio. Sobre una base de 100 μm de poliéster se deposita una capa de 12 μm de nitrato de celulosa de color rojo oscuro, éste es el material sensible a la radiación y por lo tanto la exposición debe darse por ese lado. Solo las huellas que estén en el rango de energías entre 0.3 MeV y 4 a 6 MeV podrán registrar una huella en el detector, esta característica permite discriminar partículas con energías fuera de este rango. Se recomienda almacenar los detectores de LR-115 en lugares secos y a temperatura de 4-10 °C.

El CR-39TM (Columbia Resin N° 39) es producido por diversos fabricantes, principalmente la TASL de Reino Unido. El CR-39TM (allyl diglycol carbonato), C₁₂H₁₈O₇ es transparente y rígido, con buena estabilidad térmica hasta los 100 °C en donde puede sufrir el desvanecimiento (annealing) de las huellas que ha registrado. Los detectores (chips) pueden ser codificados para su fácil identificación y se pueden almacenar en refrigeradoras, además estos pueden registrar partículas alfas y protones con energías entre el valor de umbral 0.3 y 0.5 MeV respectivamente hasta valores superiores a los 20 MeV, por lo que puede decirse que prácticamente registran cualquier partícula alfa que los impacte [122].

Los monitoreos de radón que utilizan dosímetros de trazas nucleares de estado sólido (SSNTDs) proporcionan resultados representativos debido a su capacidad para realizar mediciones integradas en períodos que suelen abarcar desde semanas hasta 12 meses. Estas mediciones brindan valores representativos de la concentración de radón en un recinto. Los SSNTDs pueden utilizarse tanto en modo pasivo como activo (por ejemplo haciendo circular un flujo continuo de aire mediante alimentación externa), aunque suelen utilizarse en modo pasivo (simplemente por difusión).

La variante activa consta de una bomba de muestreo de aire y un conjunto de detectores de partículas alfa (ATD, por sus siglas en inglés) [149]. La función de la bomba de muestreo de aire es hacer circular un flujo de aire seco (generalmente utilizando sílica gel como desecante) continuo y uniforme a través de un filtro donde se acumula la progenie del radón. Frente a la superficie del filtro donde se encuentra la progenie del radón, se encuentra un cilindro con orificios cilíndricos colimadores. Las partículas alfa emitidas por la progenie del radón en el filtro pasan a través de tres orificios de colimación y atraviesan diferentes capas de película absorbentes de energía antes de incidir en el SSNTD (LR-115 o CR-39TM). El análisis del número de trazas alfa en cada uno de los tres sectores del detector permite determinar la cantidad de partículas alfa derivadas del ²¹⁸Po y del ²¹⁴Po, así como calcular el

factor de equilibrio para la progenie de radón. Realizando un muestreo de polvo, será posible medir la progenie de radón. En este caso, los problemas relacionados con la absorción de partículas alfa por el papel de filtro pueden minimizarse al utilizar papeles de filtro de tejido cerrado (por ejemplo, los papeles de filtro Whatman con un alto contenido de celulosa) que permitan que el polvo se acumule en la parte superior del filtro. Para disminuir la autoabsorción de partículas alfa en la capa de polvo, es importante minimizar la presencia de aerosoles. Además, se deben evitar los papeles de filtro propensos a generar una fuerte carga electrostática, ya que esto puede resultar en la expulsión del polvo de la superficie del filtro o en la atracción de polvo adicional de cantidad desconocida. Un aspecto importante a tener en cuenta, si se aplica la colección o precipitación electrostática, es que los aerosoles que contienen radionúclidos pueden adquirir carga electrostática de forma espontánea, lo que afecta su comportamiento microfísico en la atmósfera. Debido a esto, el aerosol radiactivo puede presentar un comportamiento claramente distinto en comparación con el aerosol no radiactivo y neutro [64, 100]. Debido a la desintegración de los radionúclidos, se produce la carga de aerosoles radiactivos, que pueden ser emisores. En caso de emisión alfa, se expulsa del aerosol una partícula alfa de carga +2 dejando una carga residual -2. Generalmente, los aerosoles radiactivos que experimentan desintegración alfa se cargan positivamente debido a que las partículas alfa pueden causar ionización significativa dentro de los aerosoles, lo que conduce a la emisión de electrones secundarios. Así, en este método de detectar y medir las progenies se deben conocer y manejar diferentes aspectos como mecanismos de transporte de aerosoles en el aire, transporte de radón/torón en ese medio y particularidades de su progenie, y no menos importante, los factores que influyen en ellos.

En ambos casos, modos activos y pasivos, estos detectores de huellas nucleares siguen un proceso que se puede describir en tres etapas:

- i. **Exposición:** el detector es expuesto a la radiación ionizante ya sea en condiciones controladas (calibración) o naturales (monitoreo). En este momento se forma la huella latente, que aún no es posible de visualizarla. Si no hay cambios grandes de temperatura, esta huella puede permanecer mucho tiempo, sin que el material se recomponga.
- ii. **Grabado químico (también conocido como etching) de los detectores:** mediante una solución corrosiva (generalmente hidróxido de sodio o hidróxido de potasio), a condiciones determinadas de normalidad de la solución, temperatura y tiempo, se somete al detector a un baño a temperatura estable. Esto permite que la huella latente se convierta en una huella grabada, y visible con métodos convencionales de lectura.

- iii. **Lectura y evaluación:** luego del grabado químico, el detector con las huellas grabadas es sometido al análisis mediante un microscopio óptico o un sistema automatizado de lectura. En el laboratorio de Huellas Nucleares de la PUCP se cuenta con el Politrack de la empresa mi.am (<https://miam.it>), el cual puede leer fácilmente 80 detectores en un tiempo corto, lo que facilita el trabajo y elimina las incertidumbres que pueden darse en un conteo manual.

Los SSNTDs se utilizan en los modos cámara de difusión y desnudo o abierto, como se explica a continuación:

2.4.3.1 Cámaras de difusión

El detector se coloca al interior de un contenedor que permite que el radón se difunda hacia su interior. En este caso, los detectores solo registrarán las partículas alfa de los átomos de radón que ingresen a la cámara de difusión y las partículas alfa de la progenie de los átomos de radón que decayeron en su interior. En este caso el detector brindará un resultado relacionado con la concentración de gas radón promedio real durante el tiempo de exposición. En la mayoría de los casos, estas cámaras tienen filtros o algún sistema mecánico que harán que la contribución del torón será nula, ya que el torón no podrá ingresar a la cámara debido a su corta vida media.

Las cámaras de difusión que utilizan SSNTDs son el procedimiento más utilizado a nivel mundial para medir la concentración de radón integrada en el tiempo. Existen diversos dispositivos comerciales (DPR, Radout[®], etc.) que brindan ese servicio de medición de radón en interiores. También se pueden utilizar dispositivos propios de geometría y material conocidos, este es el caso de los dispositivos G2 y G3 utilizados en el laboratorio de Huellas Nucleares. En el primer caso utilizan detectores LR-115 y en el segundo CR-39TM en su interior.

2.4.3.2 Detectores en modo desnudo

Conocido también como modo abierto, el detector es simplemente expuesto al medio ambiente, por lo que podría registrar a las partículas alfa emitidas por radón, torón y su progenie. El factor de equilibrio F es fundamental, pues indicará la relación entre el radón y su progenie [77] y dependerá del material detector empleado. En el caso del LR-115, una ventaja es que su sensibilidad está en función del factor de equilibrio F, el cual se encuentra entre la de un detector real y un detector con EER real, acercándose así a lo que el detector está expuesto en el ambiente real.

Debido a que los detectores en modo desnudo de CR-39TM tienen una respuesta que tiene una alta dependencia del F, no se recomienda utilizar este material detector en modo abierto. Por otro lado, ante una prolongada exposición del detector a condiciones ambientales extremas, en ambos casos, pero más en el del LR-115 pueden disminuir sensibilidad o perder información por un daño del material (hongos, alto índice de UV, etc.).

Una ventaja adicional en el caso de los detectores abiertos es que solo se activan o “miden” cuando están expuestos. Por esto se puede evitar la exposición colocando al detector desnudo en un sobre o en una bolsa a prueba de radón (radon proof) hasta que se llegue al lugar de medición.

Por todas estas razones, el método de medición seleccionado para las mediciones del monitoreo de radón en la ciudad de Lima fueron los detectores desnudos de LR-115.

2.4.4 Calibración

Lo que podemos obtener en forma directa al evaluar un detector de huellas es la densidad de trazas (huellas/mm²). Es fundamental poder estimar a partir de ese valor la exposición en Bq·m⁻³·h⁻¹ al que fue realmente expuesto ese material, conociendo además en la forma más veraz posible que midió realmente este detector.

Si bien el principio de operación de un SSNTDs puede parecer bastante sencillo, no está exento de errores. Por esto, se realizan intercomparaciones a nivel internacional en el que los diversos monitores son expuestos en condiciones controladas a concentraciones conocidas, para garantizar un buen desempeño de los diversos tipos de detectores. Sin embargo, en los últimos años estas intercomparaciones excluyen a los detectores desnudos y para el caso de los SSNTDs se limitan a las cámaras de difusión.

Obtener un factor de calibración puede resultar extremadamente complejo, pues hay muchos factores involucrados. Podría pensarse que una primera opción es exponer a los detectores a diferentes concentraciones en una cámara de calibración, pero es allí donde podemos empezar a preguntarnos: ¿son las condiciones de esta cámara de calibración las mismas que en el lugar de medición?, ¿cómo afectan estos cambios en los resultados? En realidad, este factor solo puede estimar un valor con mucha incertidumbre, ya que el factor de equilibrio F afecta los resultados.

Entre los principales factores a tener en cuenta en este proceso de calibración, se puede mencionar que es primordial tener procesos estandarizados en cada una de las partes. Por ejemplo, los detectores ya tienen un “fondo” o una densidad de huellas original (ρ_{fondo}), que debe ser considerada en el cálculo final. Esto puede variar en cada lote de fabricación, por lo que se deben realizar pruebas periódicas al respecto. Otro factor importante es el proceso de grabado, que debe realizarse siempre de la misma forma, siguiendo rigurosamente los

parámetros establecidos. Una variación en la temperatura o en el tiempo predeterminado puede ocasionar una disminución o un aumento en el número de huellas, lo que alteraría el resultado. Finalmente, el método de medición o lectura de los detectores depende de si el grabado se realizó en las condiciones establecidas. Es conveniente utilizar métodos de lectura automatizados para evitar errores por subjetividad, efectos de iluminación, etc. Además, se recomienda repetir el proceso de lectura para disminuir la incertidumbre en las medidas.

En general, este factor de calibración (FC) se puede obtener experimentalmente al exponer los detectores a diferentes niveles de exposición (concentración promedio durante un cierto período de tiempo, $C_{rn}t$) y luego contar la densidad de huellas (ρ) en cada caso. Al graficar niveles de exposición vs. densidad de huellas, se obtendrá una tendencia lineal, la cual la pendiente representa el factor de calibración. La ecuación definida para este factor se muestra a continuación:

$$FC = \frac{\rho - \rho_{fondo}}{C_{rn}t} \quad (2.13)$$

Las densidades se expresan en huellas·cm⁻² y la concentración en Bq·m⁻³. Sin embargo, se debería tener un factor de calibración para cada uno de la progenie del radón y del torón, lo cual requeriría de una instrumentación de la cual no se dispone. En el laboratorio de Huellas Nucleares de la PUCP se cuenta con una cámara de calibración y se han realizado las pruebas necesarias [124].

Capítulo 3

Estudio de la respuesta de un detector LR-115 en modo desnudo y en cámara de difusión

Los detectores pasivos mencionados anteriormente (SSNTDs) son utilizados generalmente para mediciones pasivas integradas que pueden ser en interiores, exteriores, suelo, agua, entre otras. Las mediciones son establecidas por un tiempo relativamente largo, que puede ser entre 8 a 10 semanas, que considera las variaciones en la concentración diarias durante ese periodo.

Para realizar monitoreos de radón a gran escala, se suelen utilizar cámaras de difusión [96]. Aunque históricamente se emplearon los detectores LR-115 en modo desnudo para este propósito, su uso en la actualidad no está tan extendido debido a que podría registrar también las huellas producidas por las partículas alfa emitidas por el torón y la progenie de ambos radioisótopos [128]. Es importante tener en cuenta que mientras los detectores en modo desnudo están expuestos directamente al medio ambiente, los que se encuentran dentro de una cámara de difusión solo registrarán el radón y la progenie que se genere desde el interior. La respuesta entre ambos modos de uso puede diferir debido a diversos factores:

- En el modo desnudo, el detector está expuesto de forma continua a la radiación alfa natural ambiental presente en su entorno, mientras que en una cámara de difusión, este efectos pueden estudiarse mejor con condiciones controladas como humedad, temperatura, entre otros, así como discriminar la contribución del torón, ya que permite obtener mediciones más exactas.
- La respuesta específica del detector LR-115 en modo desnudo es diferente, ya que está expuesto a partículas alfa con la energía suficiente para registrar su huella, independientemente de su origen. En cambio, en una cámara de difusión, se puede diseñar el monitor para filtrar el registro de partículas alfa provenientes de ciertos radionúclidos.

- En el modo desnudo, el detector tiene una mayor probabilidad de registrar partículas alfa presentes en el ambiente, a diferencia de la cámara de difusión, donde debido a las condiciones de la cámara, no se capturarán todas las partículas generadas.
- Las condiciones ambientales tienen una mayor influencia en el modo desnudo, como los cambios de temperatura, la ventilación y la cantidad de partículas en suspensión, parámetros que pueden minimizarse utilizando una cámara de difusión.

Si bien los detectores SSNTD en cámaras de difusión pueden proporcionar resultados más precisos, el uso de un detector LR-115 en modo desnudo puede permitir una evaluación general inicial de la situación, como una exploración de bajo costo y sin utilizar demasiados recursos logísticos, que servirá como base para mediciones más precisas en los lugares que arrojaron valores altos de concentración, requiriendo un mayor estudio y análisis por seguridad radiológica. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la calibración experimental de estos detectores es compleja, por lo que primero se investigará la verdadera respuesta de estos detectores en función del método de colocación utilizado.

En este caso, las mediciones se realizaron con detectores desnudos sobre un soporte y colocados directamente sobre la pared. Para poder estudiar la respuesta del detector LR-115 expuesto de esta manera, se han utilizado técnicas de Monte Carlo para simular la difusión en el aire del radón/torón exhalado desde una pared [137, 139], la formación y descomposición de diferentes productos de decaimiento radiactivas durante el transporte, sus distribuciones depositadas y en el aire, y así estimar la respuesta de un detector LR-115 colocado en la pared. Se han determinado las distribuciones espaciales de las desintegraciones de radionúclidos, y las sensibilidades totales y parciales del detector al radón/torón y su progenie. Los resultados de las simulaciones se validaron numéricamente y algunos de ellos se probaron experimentalmente en una cámara de radón.

3.1 Uso de un detector LR-115 en modo desnudo colocado sobre una pared: estimación de lo que mide realmente

Los dispositivos utilizados para calcular la dosis de inhalación debida al radón y torón en interiores incluyen combinaciones de detectores desnudos y cámaras dobles de difusión (twin chambers) con filtros o membranas que permiten discriminar el radón y su progenie según sus energías [132, 7]. Para monitoreos a gran escala, la forma habitual de evaluar el riesgo radiológico en interiores consiste en medir únicamente el radón, sin tener en cuenta la contribución del torón y su descendencia. Se infiere un factor de equilibrio típico, se calculan las dosis y/o se establecen niveles de referencia para tomar medidas correctivas.

Históricamente, los detectores desnudos de huellas nucleares, como el LR-115, se utilizaban con frecuencia en este tipo de estudios y aún se usan en la actualidad, aunque en menor medida. El detector en modo desnudo se coloca en la superficie externa de una cámara de difusión o en soportes plásticos ON-OFF comercializados por la firma Kodalpha. En estos casos, el dispositivo se coloca en el interior de la habitación, a una distancia mínima de 10 cm de cualquier pared, techo o suelo. La principal desventaja de esta configuración es que estos monitores podrían perderse, ser movidos o sufrir alteraciones durante la limpieza, por ejemplo, si se abren o si se modifican las condiciones circundantes.

Es importante tener en cuenta que un detector desnudo registra todas las partículas alfa emitidas por el radón, torón y su progenie presentes en el volumen efectivo (volumen frente al detector en el que existe una probabilidad no nula de detección de partículas alfa) del detector, a diferencia de las cámaras de difusión, que solo registran las partículas alfa emitidas dentro de la cámara y que cumplen con las condiciones de registro en cuanto a la ventana de energía apropiada y ángulo crítico. Las partículas alfa provenientes del radón, torón o su progenie con energías superiores al rango de energías detectables por el LR-115 no se registrarán. Sin embargo, debido al efecto de plate-out de la progenie del radón/torón en la superficie del detector, su concentración promedio en los volúmenes efectivos correspondientes puede ser menor que en las regiones más alejadas del detector. Esto podría plantear problemas tanto para la calibración del detector como para su uso en mediciones de la concentración total de emisores alfa en el aire, ya que los resultados de las mediciones podrían no ser representativos del espacio ocupado por las personas. La progenie, ya sea del radón o del torón, se depositan en las superficies de las paredes (que las exhalan), en aerosoles o partículas suspendidas, o en cualquier otra superficie presente en la habitación, como muebles u objetos [29]. Por lo tanto, se puede afirmar que sus concentraciones en el aire no están en equilibrio con las concentraciones de radón y torón.

Tanto en términos generales, se asume lo siguiente:

- a. La concentración de torón disminuye de manera exponencial a medida que aumenta la distancia a la pared desde la cual se exhala siguiendo la ley de atenuación de Lambert-Beer [52].
- b. La concentración de radón se mantiene prácticamente constante con respecto a la distancia a la pared.
- c. A menor distancia de la pared, las concentraciones de las progenies de radón y torón también disminuyen [14].

Por lo tanto, se puede afirmar que un detector en modo desnudo colocado sobre la pared registrará principalmente partículas alfa provenientes de los átomos de radón, por un intervalo de tiempo después de la cual la concentración se modifica según la ley de Fick.

Sin embargo, las concentraciones de núcleos radiactivos en sus respectivos volúmenes efectivos no necesariamente se verían significativamente afectadas por las variaciones espaciales mencionadas anteriormente. En este caso, el detector en modo desnudo actuaría como un monitor de las concentraciones de radón en el aire, midiendo las emisiones alfa totales. Esto es válido tanto si la pared emite radón y/o torón como si no lo hace. Es importante destacar que colocar el detector LR-115 en modo desnudo sobre una pared es una buena opción para una larga duración, ya que se reduce la probabilidad de pérdida o manipulación debido a acciones involuntarias de los habitantes de la casa.

La idea principal de este capítulo es determinar la influencia sobre los resultados cuando no se utiliza una cámara de difusión y así determinar la bondad del sistema de detección utilizando detectores desnudos con aislamiento parcial. Para ello, se ha desarrollado un programa basado en métodos de Monte Carlo que simula el transporte difusivo de los átomos de radón y torón que son exhalados por una pared, así como el de su progenie, teniendo en cuenta sus decaimientos durante el movimiento. Se determinaron las distribuciones espaciales de los decaimientos para cada producto de decaimiento (tanto en estados depositados en el aire como en las superficies) y la respuesta del detector en términos de las sensibilidades parciales de cada progenie. Los resultados obtenidos permiten evaluar la influencia del efecto de deposición en las concentraciones de los diferentes productos de decaimiento cerca de la superficie del detector, especialmente en sus volúmenes efectivos.

Entonces, podemos plantearnos la siguiente pregunta: ¿Qué es lo que mide realmente un detector desnudo de LR-115 colocado sobre la pared en un ambiente con poca ventilación, como una habitación cerrada? La respuesta en este caso menos complejo sería la siguiente: el detector mide las concentraciones de radón en el aire ambiente a través de la detección de las partículas alfa emitidas por el radón presente en el entorno.

3.2 Procesos de calibración y mediciones con detectores LR-115 en modo desnudo

El radón y su progenie, cuando se inhalan, administran una dosis significativa de radiación alfa al tejido bronquial que se ha implicado en el cáncer radiogénico del pulmón.

Para un detector en modo desnudo (D) expuesto al radón y su progenie, las trazas se forman a partir de la mezcla no equilibrada de los tres productos de decaimiento emisoras de partículas alfa durante la exposición.

Considerando que C_i ($i = 0, 1, 3$ para radón y su progenie) es la concentración ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) del producto de decaimiento i y $\rho_{D,i}$ es la densidad de trazas atribuible al producto de decaimiento i para un tiempo de exposición t_D . El factor de calibración del detector descubierto ($k_{D,i}$) para cada una de los radioisótopos alfa emisores se puede definir a través de la siguiente relación:

$$k_{D,i} = \frac{\rho_{D,i}}{C_i t_D} \quad (3.1)$$

En un detector LR-115 descubierto la sensibilidad parcial de detección es la misma para todos los emisores alfa independientemente de su distribución espacial, por lo tanto se cumple la igualdad, $k_{D,1} = k_{D,2} = k_{D,3} = k_D$. Este hecho fue demostrado para el caso del torón exhalado desde una pared y registrado por un detector LR-115 colocado sobre la pared con la superficie sensible dirigida hacia el aire. El número de desintegraciones de los átomos exhalados disminuye bruscamente con la distancia a la pared debido a la corta vida media del torón, en particular si los átomos están uniformemente distribuidos su sensibilidad parcial es la misma.

En consecuencia, si la densidad de trazas total observada (incluyendo todas las productos de decaimiento radiactivas) es $\rho_D = \sum \rho_{D,i}$, entonces:

$$k_D = \frac{\rho_D}{\sum C_i t_D} \quad (3.2)$$

donde $\sum C_i = C_0 + C_1 + C_3 = C_0 \left(1 + \frac{C_1}{C_0} + \frac{C_3}{C_0}\right)$ y C_0 , C_1 y C_3 son las concentraciones de radón, ^{218}Po y ^{214}Po , respectivamente.

El término factor de equilibrio indirecto fue utilizado por primera vez por Nikezic en el 2004 [92], con el objetivo de establecer una relación entre la concentración de una progenie radiactiva específica y la concentración de radón en un entorno determinado. Debido a las diferentes vidas medias de la progenie, las tasas de deposición y otras condiciones ambientales, se producen desequilibrios temporales entre las concentraciones de radón y su progenie. El factor de equilibrio indirecto (proxy) es una muy buena aproximación para representar lo que realmente sucede en cuanto al equilibrio de la cadena de desintegración, debido a la relación que se tiene entre las concentraciones de radón y su progenie en un determinado ambiente, que es un factor crucial para evaluar el riesgo radiológico en un recinto determinado. Dado que este factor de equilibrio indirecto es afectado por las condiciones ambientales y del lugar de monitoreo, es utilizado como una medida indirecta del equilibrio de la progenie de radón.

A diferencia del factor de equilibrio que indica la relación ideal entre las concentraciones de radón y su progenie cuando alcanzan el equilibrio, el factor de equilibrio indirecto puede

estimar el factor de equilibrio esperado. El equilibrio total no se alcanza siempre, puede medirse indirectamente el equilibrio de la progenie del radón utilizando una relación entre la concentración y una progenie específica representativa del equilibrio general. El equilibrio proxi está definido como:

$$F_P = \frac{C_1}{C_0} + \frac{C_3}{C_0} \quad (3.3)$$

Usando este factor, la densidad de trazas se puede expresar como:

$$\dot{\rho}_D = \frac{\rho_D}{t_D} = k_D C_0 (1 + F_P) \quad (3.4)$$

A partir de las tasas de densidades de trazas en los detectores expuestos en modo descubierto ($\dot{\rho}_D$) y en la cámara de difusión ($\dot{\rho}_{CD}$) y las sensibilidades totales para el detector en la cámara de difusión (k_{CD}) y parcial para el detector descubierto (k_D), se puede estimar el factor de equilibrio indirecto como:

$$F_P = \frac{k_{CD} \dot{\rho}_D}{k_D \dot{\rho}_{CD}} - 1 \quad (3.5)$$

La concentración de radón también se puede estimar a partir de la lectura del detector expuesto en modo desnudo:

$$C_0 = \frac{\dot{\rho}_D}{FC} \quad (3.6)$$

donde el factor de calibración se calcula como:

$$FC = k_D (1 + F_P) \quad (3.7)$$

Es decir, el coeficiente de calibración no solo depende de la concentración de radón sino de las fracciones de actividad de la progenie en el aire, ^{218}Po y ^{214}Bi (^{214}Po), definidas como la relación entre las concentraciones de productos de decaimiento individuales C_i ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) y la del radón C_0 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$).

Teóricamente, el factor de equilibrio indirecto está comprendido entre 0 y 2, de manera que la tasa neta de densidad de trazas (sin considerar el fondo) registrada en un detector desnudo debería estar comprendida en el intervalo $[C_0 k_D, 3C_0 k_D]$ si solo contribuyen a la densidad de trazas el radón y su progenie en estado aéreo. C_0 puede obtenerse a partir de mediciones separadas (por ejemplo, por medio de una cámara de difusión), mientras que k_D se puede estimar por simulaciones de Monte Carlo, con un sencillo procedimiento experimental (descrito más adelante) basado en la exposición de láminas pequeñas de detectores LR-115 colocadas a diferentes distancias de una fuente plana de ^{241}Am de área mayor que el área

del detector ($A_f > 5A_d$), o a partir de una calibración experimental en una cámara de radón donde son conocidas las concentraciones de radón y su progenie.

Asumiendo la dependencia entre F_p y el factor de equilibrio F [15, 166], para el valor típico de F en interiores que podemos considerar de 0.4 [147], y considerando la incertidumbre asociada, los valores de F_p estarían comprendidos entre 1 y 1.6 (Figura 3.1), e igual a 1.091 según el mejor ajuste polinómico de tercer orden $F = -0.02453 + 0.20522F_p + 0.17528F_p^2 - 0.00621F_p^3$ [166]. De esa manera, los valores de tasa de densidad de trazas comprendidas en el intervalo $[2C_0k_D, 2.6C_0k_D]$ corresponden a $F = 0.4$.

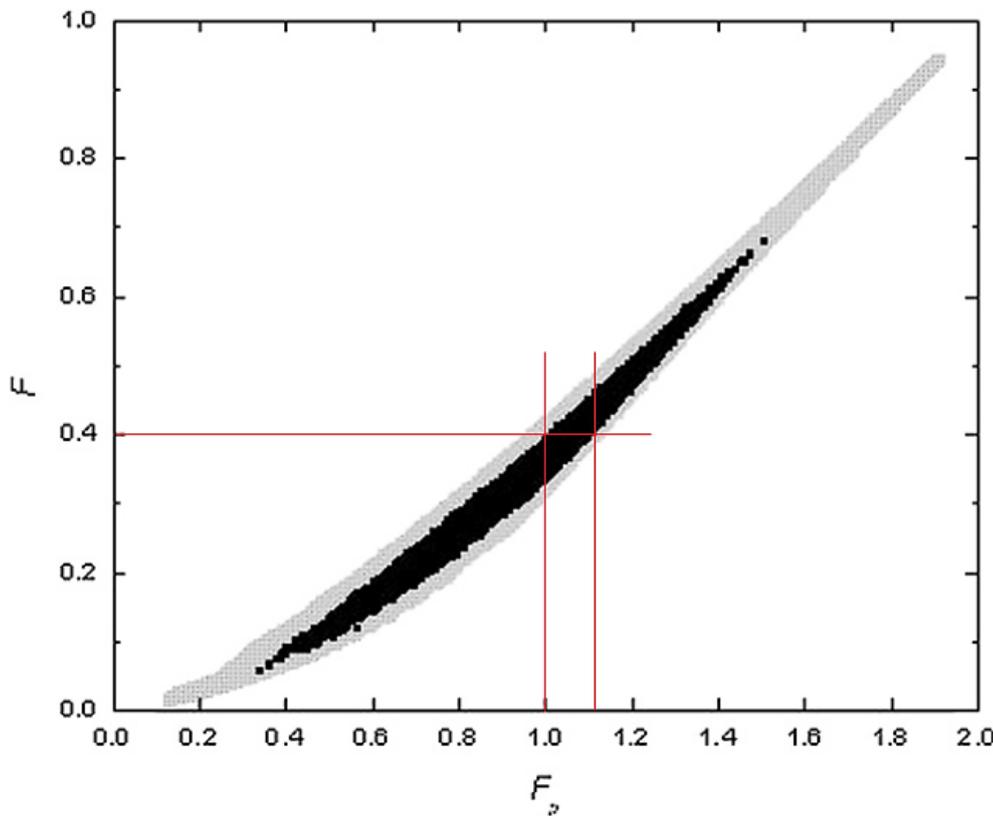


Figura 3.1. Relación entre el factor de equilibrio esperado y el indirecto para el radón [167].

Si $\rho_D > 3C_0k_D$, entonces el torón y su progenie contribuyen significativamente a la tasa de densidad de trazas, lo que implicaría que para estimar la dosis de inhalación se debería incluir también a la progenie del torón. El hecho que $\rho_D \leq 3C_0k_D$ no necesariamente implica ausencia de torón y su progenie, pero como primera aproximación se puede considerar su aporte a la tasa de densidad de trazas poco significativo.

Dado que en la estimación de la dosis de inhalación ese podría despreciar la contribución del torón y su progenie en muchas viviendas, es posible realizar una medición utilizando únicamente un detector de radón contenido dentro de una cámara de difusión y detectores

LR-115 en modo desnudo para medir el alfa total en el aire, colocados en una pared interna de la vivienda donde se minimicen elementos perturbadores como corrientes de aire, esquinas, objetos o superficies cercanas. Es decir, se busca que las condiciones se aproximen lo más posible a las de una vivienda cerrada. Esta aproximación podría considerarse como un monitoreo preliminar a gran o mediana escala, con la ventaja de requerir menos recursos y tiempo.

3.2.1 Uso de detectores en modo desnudo y cámaras de difusión para medir la concentración de radón

El uso de varios dispositivos pasivos para medir simultáneamente radón, torón y su progenie adherida y no adherida, como cámaras dobles (twin chambers), y sensores de medición directa de las progenies del radón y torón (DRPS/DTPS) con y sin malla metálica (para discriminar las fracciones adherida y no adherida de las progenies), se emplearían solamente en aquellas viviendas cuyos resultados preliminares lo ameritan.

En definitiva, la respuesta del detector descubierto depende tanto de la concentración de radón como del factor de equilibrio. En estudios sobre estimaciones del factor de equilibrio F en cámara de radón, se demostró que su valor depende de las características de la cámara, como la geometría, contenido de aerosoles, condiciones ambientales, y de la ubicación del detector al interior de la cámara durante el tiempo de exposición. El factor de calibración determinado sería válido solamente para las condiciones particulares de exposición del detector, las cuales en general van a diferir de las condiciones reales (monitoreo en viviendas), donde puede haber partículas de polvo suspendidas y depositadas sobre el detector, vapor de agua condensada en la superficie del detector, y otros factores adicionales. Además, la relación entre las concentraciones de la progenie y la concentración de radón cambia con las condiciones meteorológicas y otras condiciones ambientales como tasa de ventilación. De esa manera, incluso si la calibración se ha realizado en una atmósfera con un factor de equilibrio conocido, los resultados obtenidos pueden ser incorrectos, ya que no se puede garantizar el mismo factor de equilibrio durante las irradiaciones reales. Otro problema en las mediciones de radón con detectores desnudos es la presencia del torón y su progenie en el aire. Aunque la concentración del torón es generalmente pequeña, en algunas circunstancias puede ser inclusive mayor que la del radón.

Idealmente, para la calibración de detectores LR-115 en modo desnudo se debe usar una cámara de radón que posea un generador de aerosoles. Así, al reducir la deposición de la progenie del radón en las paredes de la cámara se obtendrán valores altos de F ; y al remover del aire los aerosoles y progenie del radón y el uso de un precipitador electrostático

se obtendrán valores bajos de F. De esta manera, pueden monitorearse las concentraciones de radón y de su progenie durante la exposición de los detectores.

Es necesario tener muy bien definidas las condiciones bajo las cuales se realizan las mediciones con énfasis en la técnica y metodología a seguir, por ejemplo en la determinación de la dosis, o simplemente de la presencia de un alfa emisor en particular, qué es lo que se quiere medir y cuál es el propósito de las mediciones realizadas.

En la literatura especializada es recurrente la referencia sobre la relación entre la incidencia del cáncer pulmonar y el radón. Al parecer, hay consenso en que para estimar las dosis lo que se debe medir es la concentración de radón y el factor de equilibrio. Aunque la dosis a los pulmones derivada de la exposición al radón se debe principalmente a la progenie en lugar del radón, muchos investigadores consideran que la concentración de radón está más relacionada con la dosis, que la concentración de su progenie. Para estos investigadores es apropiado medir las concentraciones de radón para evaluar el riesgo de cáncer pulmonar. Por lo tanto, si el objetivo es evaluar el riesgo, sería adecuado medir la concentración de radón a largo plazo y su variación temporal.

Si bien la mayoría de monitoreos de radón realizados en diferentes partes del mundo usan cámaras de difusión (dispositivos cerrados) que pueden incluso discriminar el radón del torón (utilizando filtros o membranas semipermeables), se considera que la información brindada por los detectores desnudos, a pesar de las complicaciones que podrían presentar en su calibración, brinda una primera información muy importante que puede servir de base a monitoreos más completos.

En los métodos de calibración de las cámaras de difusión también hay factores que influyen. Para esta configuración los factores de calibración dependen de las dimensiones de la cámara, tipo de detector, posición y orientación del detector, condiciones de revelado, alcance efectivo de las partículas alfa, respuesta angular y discriminación de energía de las partículas alfa, método de lectura de trazas, etc. Aunque todos estos parámetros se mantengan idénticos en las cámaras de calibración y las de medición, las diferencias en los parámetros ambientales como temperatura, presión, humedad relativa (que afectan la densidad del aire/alcance de partículas alfa), así como la distribución de campos eléctricos locales dentro y fuera de la cámara, pueden alterar significativamente los coeficientes de calibración determinados en condiciones controladas en una cámara de radón/torón. Las causas concretas son varias: cambia la fracción de átomos de ^{218}Po que se desintegran en el volumen de la cámara, cambian las propiedades filtrantes de las membranas semipermeables, etc.

Independientemente del modo en que se utilicen los detectores (descubierto o encerrado), cuando se calibran los diferentes dispositivos se debe tener en cuenta que la respuesta del

detector puede ser diferente para diferentes lotes de fabricación. Hay que añadir a las fuentes de errores la existencia de procesos incontrolables como el revelado y la subjetividad en el procedimiento de conteo de trazas.

Las condiciones de revelado determinan el espesor residual del detector, el cual depende fuertemente de la sensibilidad del LR-115. Se ha demostrado que detectores de un mismo lote revelados simultáneamente presentan diferentes espesores residuales. En consecuencia, se debe determinar este parámetro del detector para realizar las correcciones pertinentes. La mayoría de los métodos empleados para determinar el espesor residual requieren de mediciones independientes. Más adelante, describiremos un nuevo procedimiento desarrollado en el marco de esta tesis, donde se relaciona el espesor residual del detector con parámetros geométricos de las trazas reveladas. Así pues, no se necesita de mediciones separadas, ya que a partir del análisis y conteo de trazas registradas se puede estimar ese espesor. La estandarización plena del método de trazas nucleares aplicado en mediciones de radón todavía se puede mejorar y se requieren más estudios al respecto.

Aparentemente, la medición con un detector desnudo ofrece información sobre la concentración de la progenie del radón en estado aéreo, lo cual es importante para el cálculo de la dosis de inhalación. La dosis de inhalación está directamente relacionada con la concentración de la progenie en estado aéreo, principalmente la fracción no adherida a aerosoles o las adheridas a partículas suspendidas muy pequeñas (diámetros menores que $2.5 \mu\text{m}$ o fracción $\text{PM}_{0.25}$). Sin embargo, se debe tener en cuenta que la colocación del detector en el sitio de medición afecta la distribución de los átomos debido al efecto plate-out. Posiblemente hay mayor perturbación de la distribución espacial de la progenie cuando el detector se coloca directamente sobre una pared en comparación con uno que esté colgado desde el techo, sin base, ya que en el primer caso hay mayor superficie disponible para el plate-out de la progenie. Una confirmación de esta hipótesis es posible con la realización de nuevos estudios teóricos y/o experimentales

3.3 Simulación del proceso de difusión y de decaimiento del radón y torón exhalados de una pared y su progenie recién creada

A fin de estudiar el proceso de detección para poder estimar la respuesta de un detector desnudo colocado sobre una construcción de superficie continua, para delimitar un espacio, como una habitación por ejemplo, se realizó una simulación utilizando métodos Monte Carlo considerando lo siguiente:

- Exhalación del radón y torón de una superficie continua.

- Se asume que el transporte del gas en el aire se caracteriza por una difusión browniana influenciada por el decaimiento de los gases radioactivos y sus progenies de vida corta.
- Distribuciones en el aire.
- Deposición de la progenie aérea sobre una superficie continua.
- Las sensibilidades parciales y totales del detector LR-115 con respecto a los diferentes radionúclidos en el aire.

Los materiales de construcción son una fuente potencial de exhalación de radón y torón en el interior de los edificios. Algunos materiales empleados en la construcción de muros como el hormigón y los ladrillos contienen pequeñas cantidades de ^{226}Ra y ^{224}Ra (los precursores del radón y torón, respectivamente). En torón se ha encontrado presente en minas de yeso (enriquecidas de ^{224}Ra) por lo que es importante conocer el aporte que pueden realizar al ser utilizados como materia prima de los materiales de construcción.

La contribución de los materiales de construcción a los niveles de radón y torón en un edificio suele ser mucho menor en comparación con la entrada de estos gases desde el suelo. El transporte del gas radón en el aire sigue un proceso de difusión browniana, donde las partículas de radón y sus productos de decaimiento se dispersan y distribuyen de manera aleatoria debido a la agitación térmica y las colisiones con las moléculas de aire. El decaimiento de los productos de decaimiento también afecta el transporte y la distribución de estas partículas radiactivas.

En la Figura 3.2 se muestra un esquema de la pared que exhala radón, torón y un detector LR-115 colocado sobre la pared. La cara activa del detector está expuesta al medio ambiente.

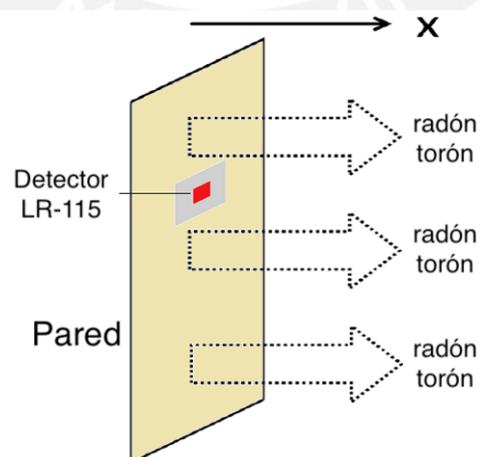


Figura 3.2. Proceso de exhalación del radón y torón de una pared frente a un detector en modo desnudo.

La Figura 3.3 muestra el comportamiento del radón, torón y su progenie en el aire en el interior de una habitación. Luego del decaimiento del radón y del torón, la mayoría de la progenie se carga positivamente y por la influencia de las fuerzas electrostáticas de Coulomb, capturan moléculas de agua, formando clusters o grupos. El movimiento rápido que tienen en el aire hace que algunos se adhieran a los aerosoles ambientales, en las superficies de objetos, en la pared, el techo o el piso. Podemos indicar entonces que la progenie se pueden clasificar en dos grupos: fracciones adheridas y fracciones no adheridas. La progenie en el aire debido a su gran velocidad de difusión se deposita en cualquier superficie disponible. Incluso la progenie adherida al particulado podría depositarse también en las superficies como se muestra en la Figura 3.4. Antes que los átomos de ^{216}Po sean capturados por los aerosoles ambientales, se descomponen en átomos de ^{212}Pb .

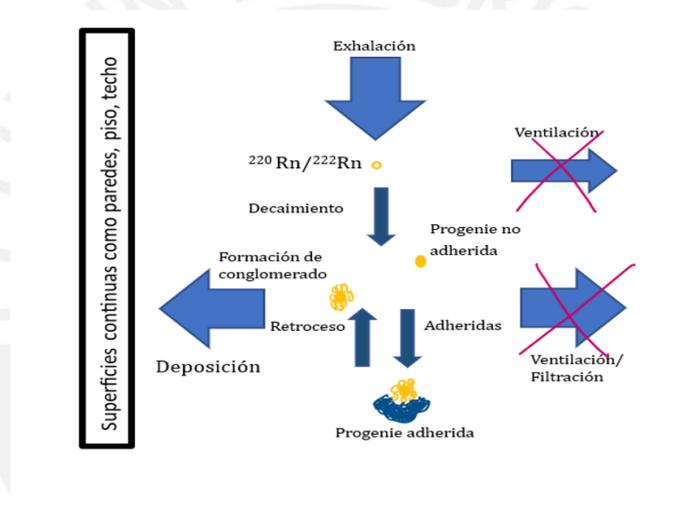


Figura 3.3. Comportamiento del radón, torón y su progenie en el aire al interior de un recinto.

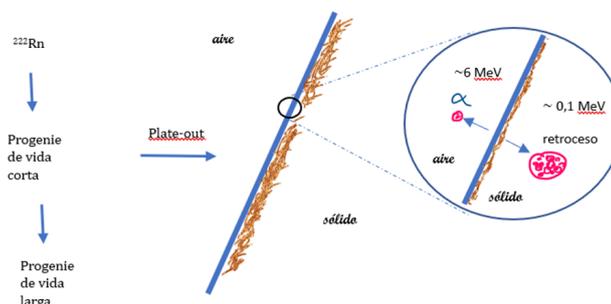


Figura 3.4. El efecto plate-out o deposición en las superficies, es seguido por el retroceso de las partículas alfa que pueden producir que la progenie de vida larga se incruste en la superficie. El rango de retroceso de los núcleos para el vidrio es de 50 nm aproximadamente.

En la Figura 3.5 se muestra el mecanismo de deposición y de desprendimiento de la progenie del radón cerca a una pared que exhala radón. La fracción aérea está en el recuadro izquierdo y la fracción depositada en el recuadro derecho. El proceso de desprendimiento del ^{214}Pb de la superficie después de la desintegración alfa del ^{218}Po depositado ocurre con una probabilidad aproximada del 50%.

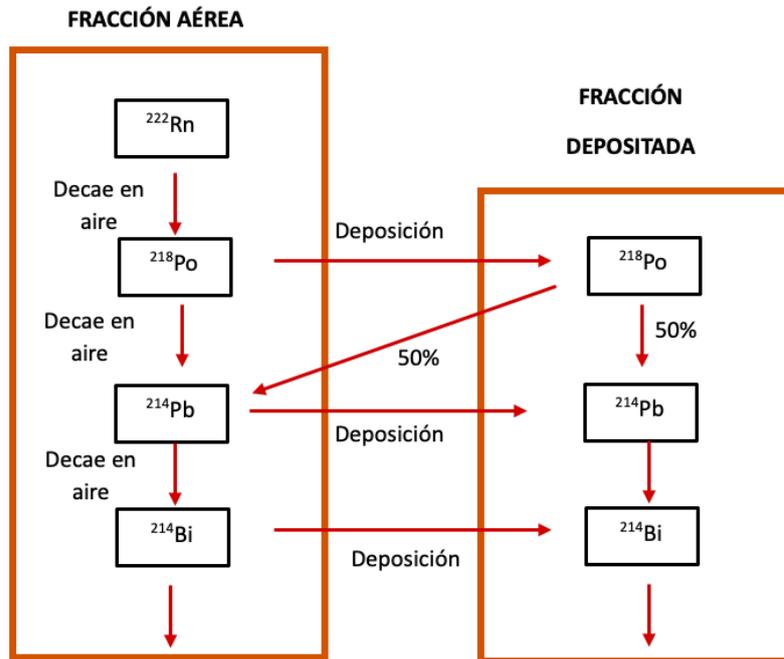


Figura 3.5. Comportamiento de la progenie de radón cerca de una pared que exhala radón.

De manera similar se muestra el esquema de torón en la Figura 3.6. Estos procesos serán utilizados en las simulaciones.

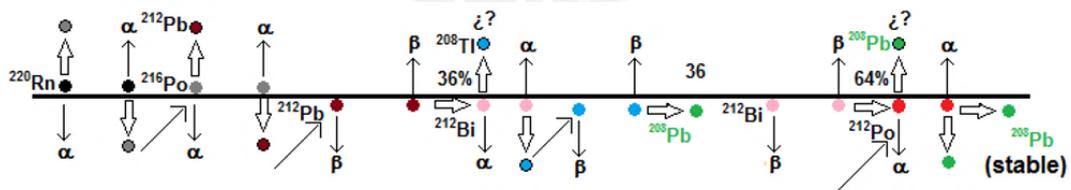


Figura 3.6. Esquema de la generación de la progenie del torón cerca de una pared que exhala torón.

Se realizó la simulación para la difusión de las partículas teniendo en cuenta mecanismos de producción y deposición como se muestra en las Figuras 3.5 y 3.6. Cabe señalar que no se han tomado en cuenta los efectos de la pintura o recubrimientos. Para predecir el

transporte de radón o torón y su progenie, así como su descomposición y eventual registro de las partículas alfa emitidas, se desarrolló un procedimiento experimental para seguir la difusión browniana de átomos radiactivos inicialmente en la superficie de la pared (solo radón y torón). El procedimiento permite el registro de las partículas alfa emitidas, teniendo en cuenta:

- a. La ubicación de cada átomo en función del tiempo,
- b. el momento en que se ha desintegrado cualquier átomo,
- c. la posición de desintegración
- d. y el seguimiento de la partícula alfa emitida y su evaluación de su posible registro por el detector LR-115.

Se utiliza un código de métodos Monte Carlo basado en la ecuación estocástica de tipo Langevin (LE) para generar distribuciones de trayectorias brownianas de átomos de radón y torón exhalados desde la pared hacia el aire circundante. Se consideró la descomposición del radón y su progenie durante su movimiento browniano. La ecuación de movimiento browniano unidimensional de una partícula en descomposición en ausencia fuerza externa se puede expresar como [138]:

$$x(t + \Delta t) = [x(t) + N_j(0, 1)\sqrt{2D\Delta t}]\varepsilon_j \quad (3.8)$$

Aunque la distancia que viaja en el j^{avo} intervalo de tiempo (Δt), dependa del coeficiente de difusión D y de la distribución unitaria normalizada $N_j(0,1)$, que determina la dirección y el alcance del desplazamiento en el periodo de tiempo $[t, t+dt]$, la probabilidad que este desplazamiento se produzca está controlada por la variable aleatoria de Bernoulli ε_j , que determinará si la partícula sobrevive o no en un intervalo de tiempo Δt .

3.3.1 Simulación del radón y del torón exhalado por una superficie

En la Figura 3.7 se presenta un esquema del arreglo utilizado para la simulación, donde l y a corresponden al largo y ancho del soporte del detector, r_d es el radio del detector y r_c es el radio de la superficie circular de donde se muestrean las posiciones de los átomos de radón o torón que son exhalados.

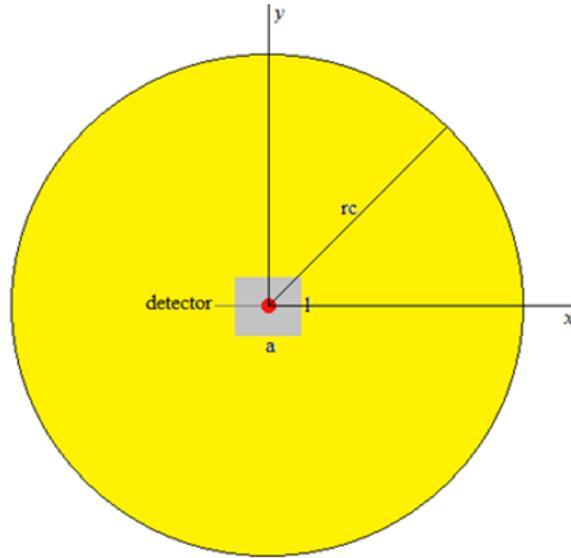


Figura 3.7. Esquema del arreglo de un detector de LR-115 (en rojo) fijado a un soporte sobre la pared (en plomo). Las posiciones de las cuales el radón y el torón se exhalan son obtenidas del área en amarillo.

Un átomo de radón o torón es generado aleatoriamente en cualquier posición perteneciente al disco amarillo (superficie a la que denominaremos “superficie de exhalación”), en la posición $(x_0, y_0, 0)$, que será considerado el punto de inicio en la Ecuación 3.8 para la difusión del átomo exhalado.

Para determinar las coordenadas aleatorias del radio y del punto de exhalación se considera:

$$\begin{aligned} r &= r_c \sqrt{\xi_1} \\ x_0 &= r_i \cos(2\pi\xi_2) \\ y_0 &= r_i \sin(2\pi\xi_2) \end{aligned} \quad (3.9)$$

donde ξ_i son los números aleatorios uniformemente distribuidos entre 0 y 1.

La simulación se realiza mediante un programa que tiene los siguientes datos de entrada:

1. Parámetros geométricos del sistema de medición (en cm):
 - (a) Dimensiones del soporte del detector: largo y ancho (l, a)
 - (b) Radio del detector (r_d)
 - (c) Radio del círculo de la superficie que exhala (r_c) desde la cual se consideran las posiciones de emisión de los átomos de radón o torón.

2. Parámetros para el registro de partículas alfa
 - (a) Ángulo crítico promedio (θ_c)
 - (b) Energía mínima (E_{min})
 - (c) Energía máxima (E_{max})
3. Coeficiente de difusión D ($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)

En la Tabla 3.1 se muestran los parámetros utilizados en simulación.

Tabla 3.1. Parámetros utilizados en la simulación.

l, a [cm]	r_d [cm]	r_c [cm]	θ_c [°]	E_{min} [MeV]	E_{max} [MeV]	D [$\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]
2, 2	1	5	53	1.4	4.3	0.054

3.3.2 Simulación por métodos MonteCarlo para las trayectorias entre colisiones que caracterizan el movimiento Browniano

El procedimiento se inicia al seleccionar un paso de tiempo Δt , que debe ser mucho menor que la vida media del radionúclido en estudio. A continuación, la transformación de Box-Muller se emplea para obtener números aleatorios gaussianos de varianza igual a 1 y media igual a 0:

$$N_j(0, 1) = \sqrt{-2 \ln \xi_3} \cos(2\pi \xi_4) \quad (3.10)$$

Para un valor inicial dado $x(0)$, una secuencia de puntos $x(0), x(\Delta t), x(2\Delta t), \dots, x(n\Delta t)$ se genera mediante el uso iterativo de la Ecuación 3.8 hasta que el tiempo transcurrido sea $t_e = n\Delta t \geq t_{rlt}$, donde n es el número de pasos, t_{rlt} es el tiempo aleatorio de vida $[-\tau \ln(1 - \xi_5)]$, y τ es el tiempo de vida media ($1/\lambda$). Si se considera una difusión isotrópica y movimiento browniano no correlacionado a lo largo de los ejes x, y, z , las coordenadas y y z del último punto se pueden determinar en forma similar a la coordenada x , usando la Ecuación 3.8.

Si $z \geq 0$ en el punto final de un átomo, se considera que ese átomo se desintegró en el aire. Las coordenadas de ese punto representan el punto de partida de la emisión isotrópica de la partícula alfa emitida y, a su vez, el punto de partida de su descendiente cercano. En el caso contrario que $z < 0$, el átomo alcanza a la pared en las coordenadas (x_d, y_d, z_d) . Para un

átomo de radón o torón, el tiempo en el que se traslada de la posición (x_0, y_0, z_0) a (x_d, y_d, z_d) se determina y el tiempo transcurrido es corregido.

Si los átomos de radón y torón no se depositan en la pared, el punto (x_d, y_d, z_d) es la posición inicial para su movimiento de difusión en aire, repitiéndose los pasos de tiempo hasta la desintegración del átomo.

Si el átomo es una progenie del radón o del torón y $z < 0$ en el punto final, este átomo se depositará en la pared en el punto (x_d, y_d, z_d) , decae allí y la simulación continua con la siguiente progenie en la cadena.

3.3.3 Seguimiento de las partículas alfa

Si el lugar desde donde la emisión de la partícula alfa ocurrió no cumple con las restricciones de energía y de ángulo crítico, es decir, no pertenece al volumen efectivo, entonces se genera una nueva posición para la exhalación desde la pared de radón o torón y se repite el proceso. En caso contrario, la probabilidad de registro se evalúa y se determina la sensibilidad parcial, de acuerdo a [124, 140].

3.4 Resultados de la simulación del proceso de difusión y de decaimiento del radón y torón exhalado de una pared y su progenie recién creada

Seleccionar de forma adecuada el Δt puede ser un problema al plantear una simulación de difusión browniana para partículas radiactivas; ya que debe ser lo suficientemente pequeño para tener una buena precisión y lo mayor posible para reducir el tiempo de máquina. Es por esa razón que se eligió τ/N para cada radionucleido. La influencia del valor de N en la distribución espacial de las desintegraciones del torón se muestra en la Figura 3.8. Se observa entonces que para $\Delta t = \tau/10000$ se obtuvieron los mejores resultados.

La Figura 3.9 muestra una caminata aleatoria browniana simulada, obtenida mediante la solución iterativa de la Ecuación 3.8 para la coordenada z .

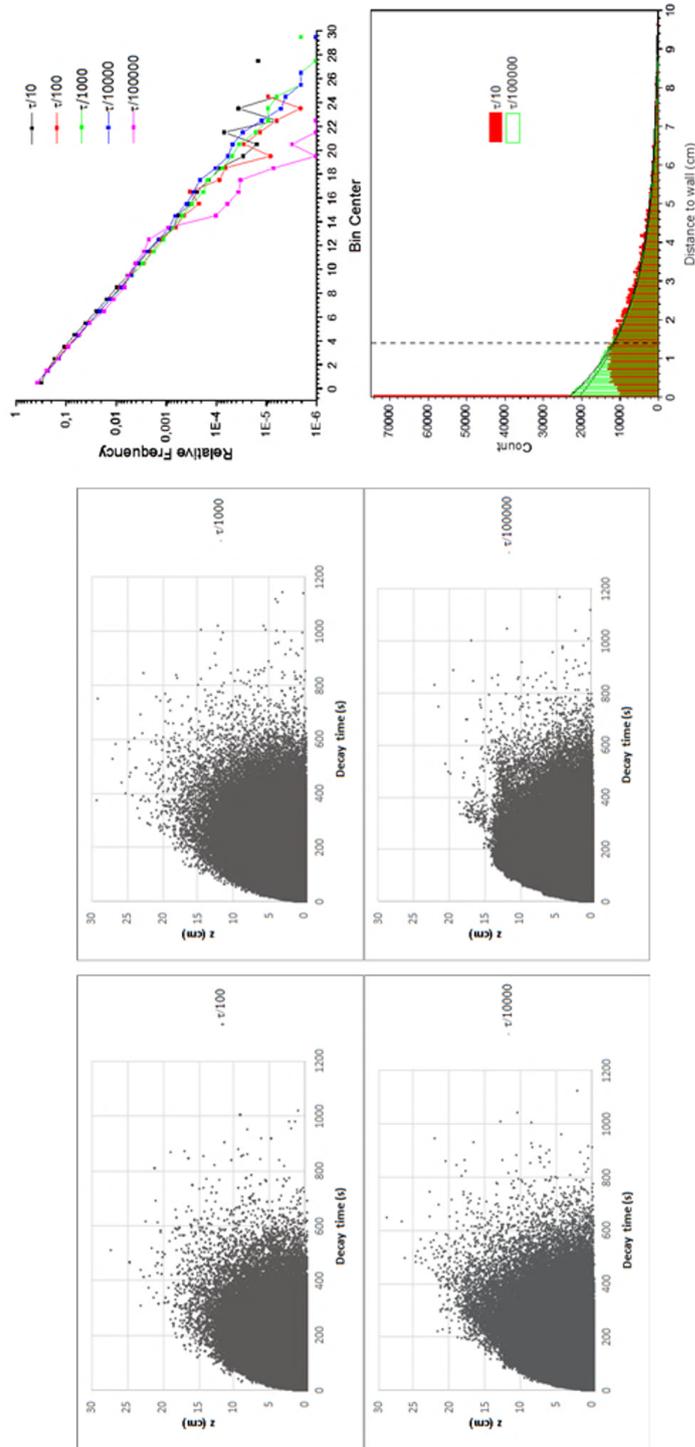


Figura 3.8. Comportamiento del movimiento de difusión para los átomos de torón exhalados de una pared, simulando caminos aleatorios para diversos valores de pasos.

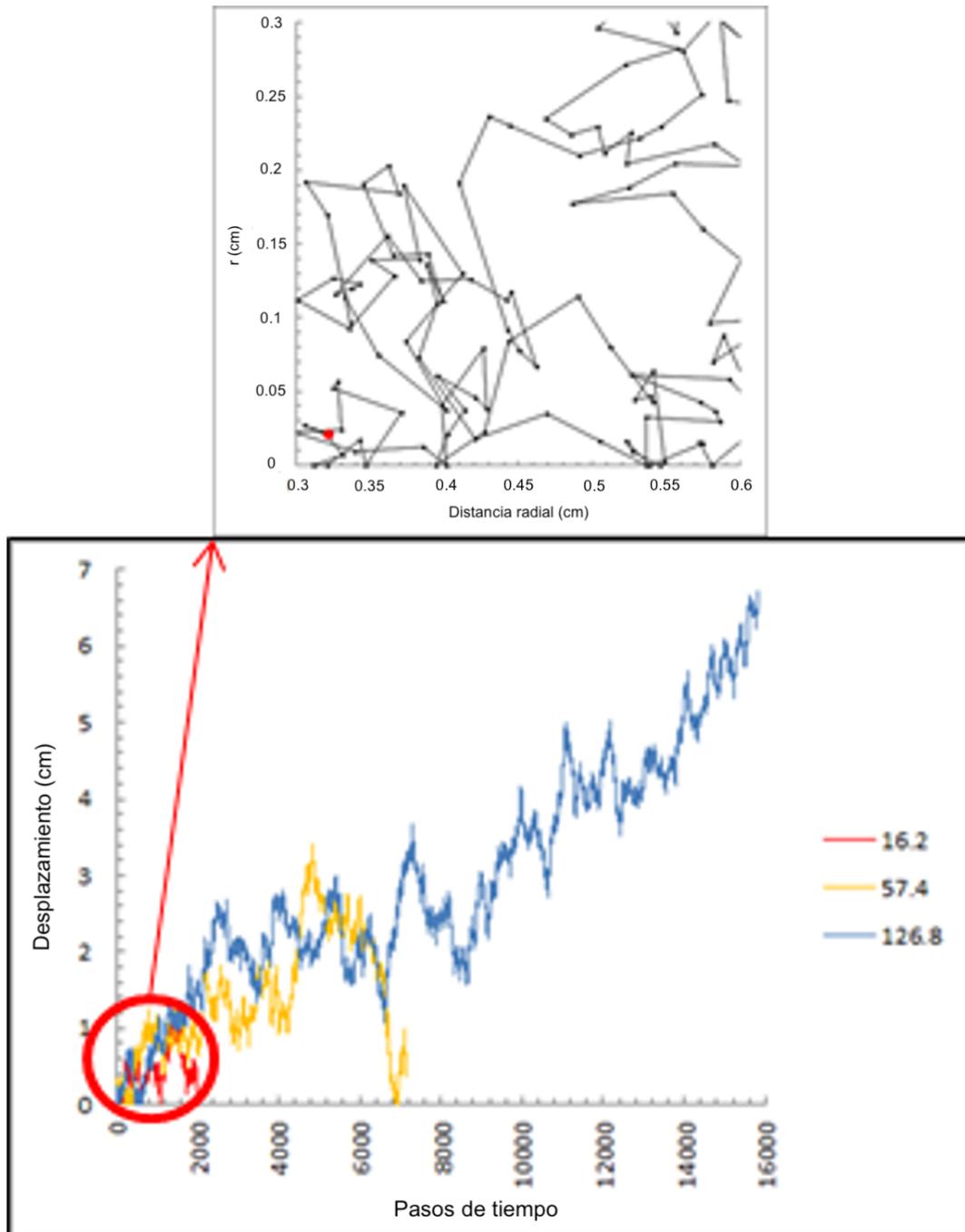


Figura 3.9. Simulación de Monte Carlo para la difusión browniana del torón en el aire considerando tres tiempos de decaimiento aleatorio generados.

La figura corresponde a la simulación con 16 mil pasos, donde cada paso tiene una duración de $\Delta t = \tau / 10000$ s, de un átomo de torón para tres tiempos de vida aleatorios, según $-\tau \ln(1 - \xi_5)$. Los parámetros que caracterizan al radón son los siguientes:

Los valores para z_{max} , z_{min} y r_{max} se obtuvieron utilizando la relación de rango-energía obtenida del SRIM 2013 [168], considerando la ventana de energía y las restricciones angulares como el ángulo crítico promedio, así como se muestra en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Relación rango-energía para la progenie del torón.

Progenie del torón	E [MeV]	Rango en el aire* [μm]	Rango en el el aluminio* [μm]
^{216}Po	0.116	82	0.042
^{212}Pb	0.128	89	0.045
^{208}Pb	0.169	107	0.054
^{208}Tl	0.117	83	0.042

*SRIM/TRIM 2013

3.4.1 Simulación de la exhalación de torón de una pared

La tasa de exhalación (en átomos $\cdot \text{s}^{-1}$) se define como el número de átomos de torón que salen de una pared en el tiempo máximo en el que un átomo decae, que es aproximadamente $20T_{1/2}$: 441.44 s. La tasa de exhalación equivalente, si se considera que $1 \text{ átomo} \cdot \text{s}^{-1}$ es $7.6 \times 10^{-3} \text{ Bq} \cdot \text{h}^{-1}$, es de $3.35 \text{ Bq} \cdot \text{s}^{-1}$ y la tasa de exhalación por unidad de área es de $450.08 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Esta tasa de exhalación es aproximadamente mil veces la tasa de exhalación de los materiales de construcción comunes [2]. El volumen efectivo y los parámetros utilizados para el cálculo del torón y su progenie se detallan en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Volumen efectivo y parámetros del torón y su progenie utilizados en la simulación.

Nucleido	$V_{cil} [\text{cm}^3]$	$z_{max} [\text{cm}]$	$z_{min} [\text{cm}]$	$r_{max} [\text{cm}]$
Radón	107.27	4.36	1.77	3.63
^{216}Po	137.70	5.00	2.28	4.01
^{212}Bi	96.75	4.12	1.57	3.48
^{212}Po	353.28	8.00	4.67	5.81

Las proyecciones en el plano XZ de las desintegraciones de los átomos de torón exhalados de la pared y los de su progenie se muestran en la Figura 3.11. Se observa que los átomos de torón solo alcanzan de 15 cm a 20 cm desde el punto en que son exhalados de la pared. La cantidad de desintegraciones es mucho mayor en los volúmenes efectivos del torón y el ^{216}Po que en los volúmenes efectivos de ^{212}Bi y el ^{212}Po . Esto se debe a la vida media relativamente

larga del ^{212}Pb , predecesor de ambos, que puede viajar y alcanzar una distancia máxima de 3 a 4 m de la pared. Aparentemente, las distribuciones espaciales de las desintegraciones del torón y su progenie son uniformes en sus volúmenes efectivos.

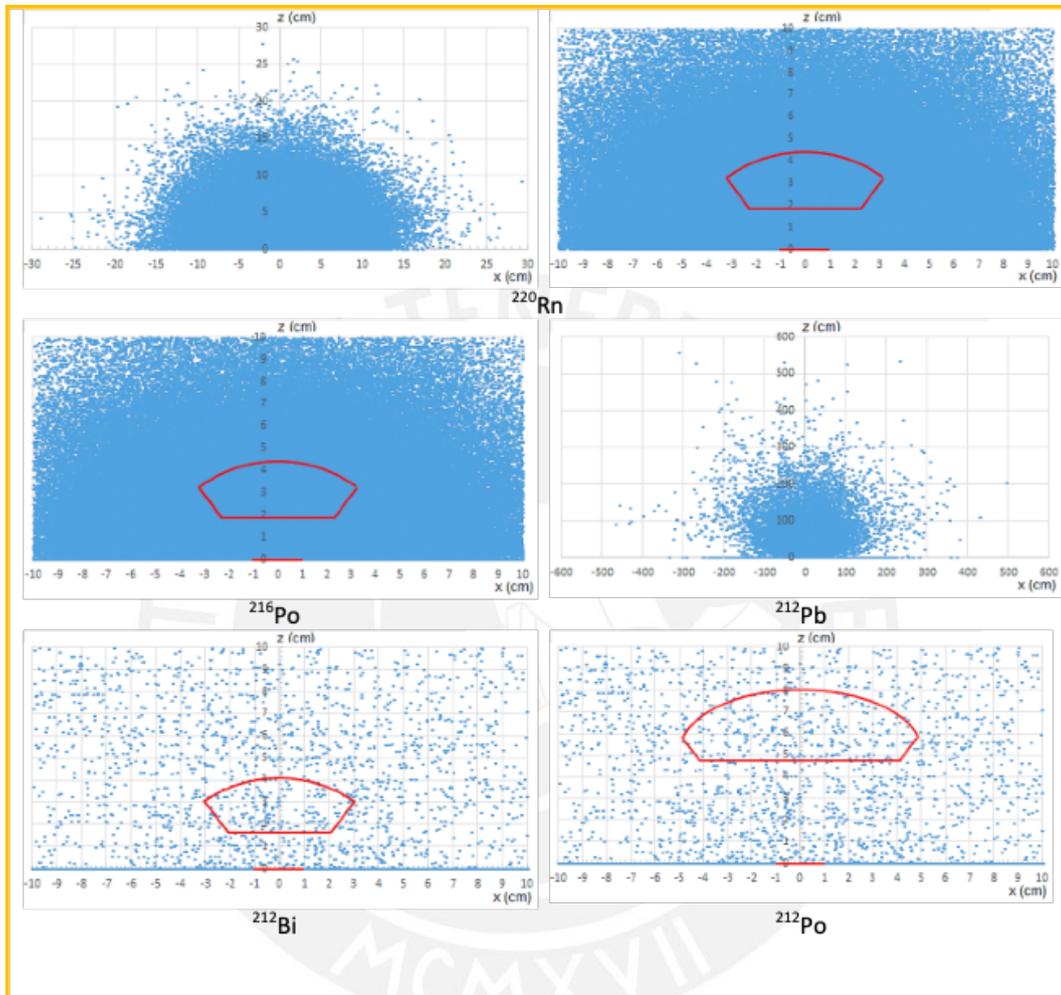


Figura 3.11. Proyecciones en el plano XZ de los decaimientos de los átomos de torón y su progenie exhalados desde una pared. Los volúmenes efectivos y el detector se muestran en color rojo. La línea azul (sobre el eje X) representa a los átomos depositados en la pared. El decaimiento de la progenie es menor cerca al detector LR-115.

En la Figura 3.12 se muestran las distribuciones de los puntos de decaimiento para el torón y su progenie, en función de la distancia a la pared. Las flechas rojas indican las distancias mínima y máxima del volumen efectivo al detector LR-115. Estos resultados muestran que las concentraciones de torón y el ^{216}Po disminuyen al incrementar la distancia a la pared y, además, las distribuciones de las posiciones de descomposición en sus respectivos volúmenes efectivos no son uniformes. También se dan los porcentajes de átomos decaídos

entre las distancias mínima y máxima en el aire a partir de las cuales el LR-115 puede detectar partículas alfa (área bajo la curva). El tamaño de los detectores no se consideró en los cálculos. Los resultados indican que la mayoría de los átomos de torón y ^{216}Po se desintegran más cerca del detector, mientras que en los volúmenes efectivos del ^{212}Bi y ^{212}Po solo se desintegra una fracción muy pequeña de átomos.

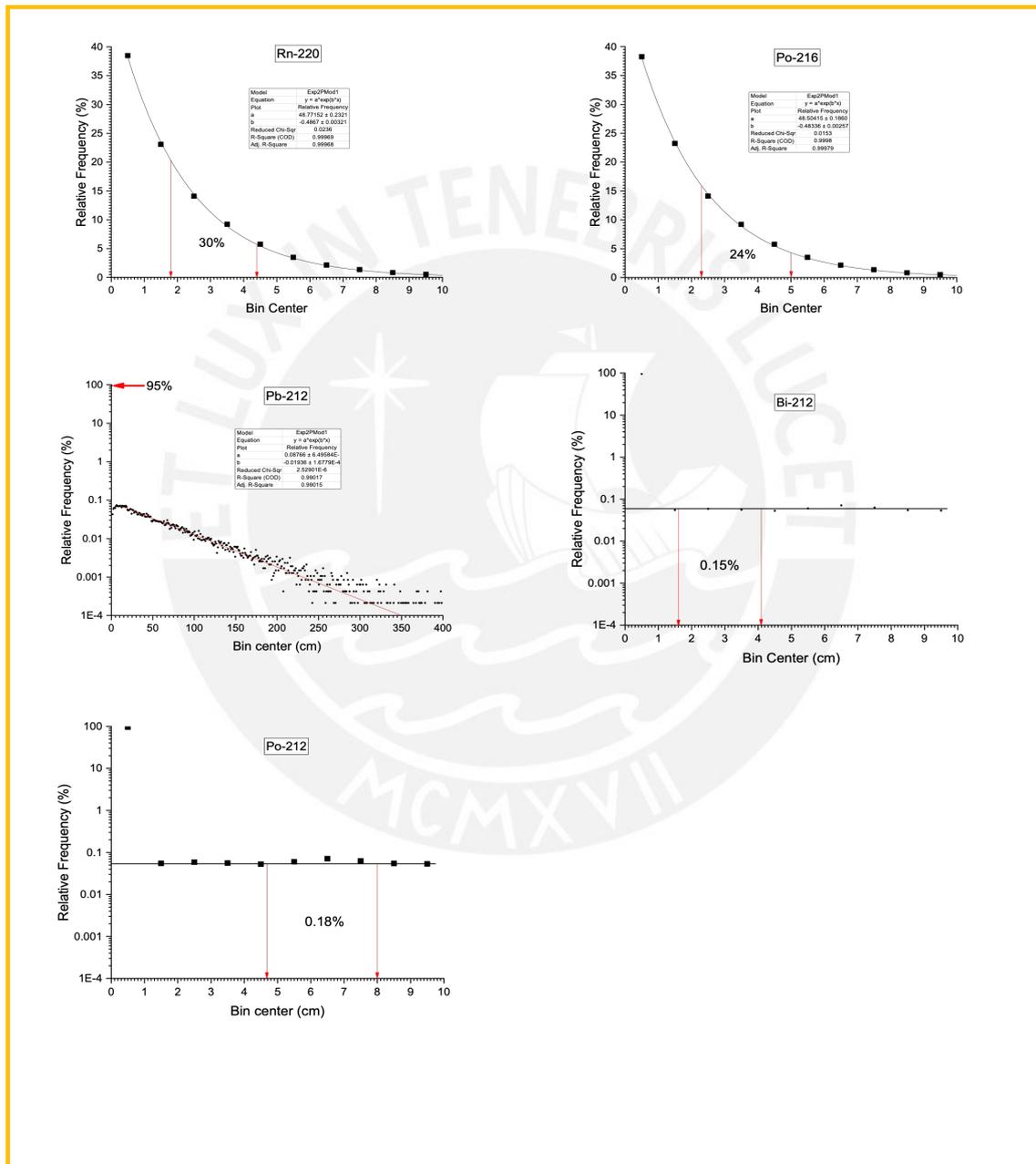


Figura 3.12. Distribuciones de las posiciones de decaimiento como función de la distancia a la pared para el torón y su progenie.

La exhalación y la difusión del torón se puede aproximar a un proceso unidimensional. Cuando la tasa de exhalación del torón desde la pared se considera como la concentración de torón en interiores $C_{th}(x)$ [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$] a una distancia x de la pared, se puede emplear la siguiente ecuación [124, 140]:

$$C_{th}(x) = \frac{E_{th}}{\sqrt{D\lambda_{th}}} \exp^{-\sqrt{\lambda_{th}/D} x} \quad (3.11)$$

donde E_{th} es la tasa de exhalación superficial del torón desde la pared en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, λ_{th} es la constante de decaimiento del torón (s^{-1}) y D es el coeficiente de difusión para el torón ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$). Si las concentraciones de torón se miden en dos lugares diferentes, se puede estimar la tasa de exhalación del torón. Dado que la vida media del ^{216}Po es mucho más corta que la del torón, hay un equilibrio radiactivo entre estos dos isótopos, y se puede afirmar entonces que el ^{216}Po decae muy cerca de donde decae el torón. Además, debido a la vida media relativamente larga del ^{212}Pb (10.64 horas) la mayor parte de sus productos siguientes, aproximadamente el 95% (^{212}Bi y ^{212}Po), se depositan en la pared de exhalación antes de descomponerse en el aire.

En la Figura 3.13 se muestran las distribuciones del torón y del ^{216}Po donde se puede visualizar mejor el comportamiento. En la Figura 3.13,a. se muestra la distribución del torón con el bin mínimo (0.05 cm), demostrando que para los gases no actúa el efecto plate-out (funcionamiento correcto del programa, ya que los resultados reflejan la física involucrada), los decaimientos siguen una distribución exponencial desde la misma superficie que exhala. En la Figura 3.13,b. se puede observar la evidencia del efecto plate-out que provoca disminución de su concentración en distancias menores a la pared. Al parecer sigue una distribución exponencial (línea negra), aunque para distancias menores a 2 cm la curva de ajuste no describe adecuadamente el comportamiento de los datos. La concentración de ^{216}Po crece rápidamente hasta alcanzar un máximo en aproximadamente 3 mm y luego disminuye de acuerdo a la longitud de difusión de su progenitor.

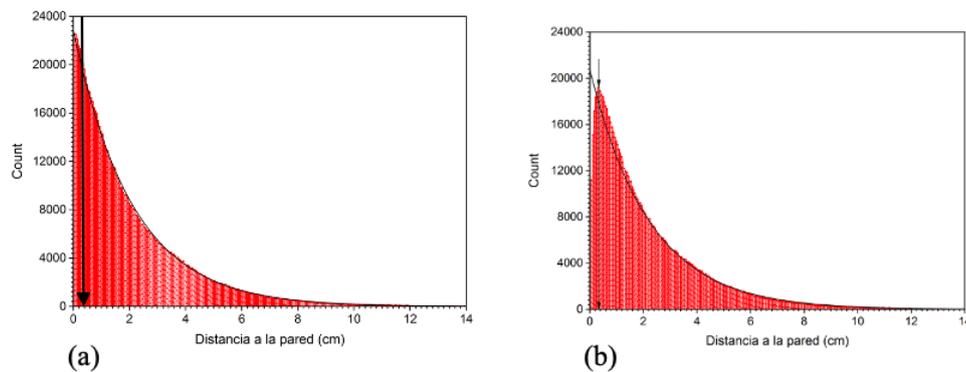


Figura 3.13. Distribuciones del torón y del ^{216}Po donde se puede visualizar mejor el comportamiento. Ambas realizadas con el bin mínimo (0.05 cm). (a) representa al torón (b) corresponde al ^{216}Po . Las flechas indican la posición donde ocurrió el máximo de desintegraciones. La línea negra continua representa la función exponencial ajustada a todos los datos

Considerando una habitación de dimensiones $2 \times 2 \times 2 \text{ m}^3$ y que sus paredes, el piso y el techo tienen aproximadamente la misma tasa de exhalación de torón, la distribución del ^{212}Pb en relación con la distancia de la pared se muestra en la Figura 3.14,a. Se asume un 20% de incertidumbre en cada resultado y si se aplica la distribución uniforme, se pueden generar distribuciones de ^{212}Pb como se muestran en la Figura 3.14,b. Es decir, los átomos de ^{212}Pb pueden distribuirse uniformemente a distancias no muy cercanas de las paredes. Dado que la vida media de ^{212}Pb es mucho más larga que la de su progenie, también se pueden distribuir uniformemente en la habitación.

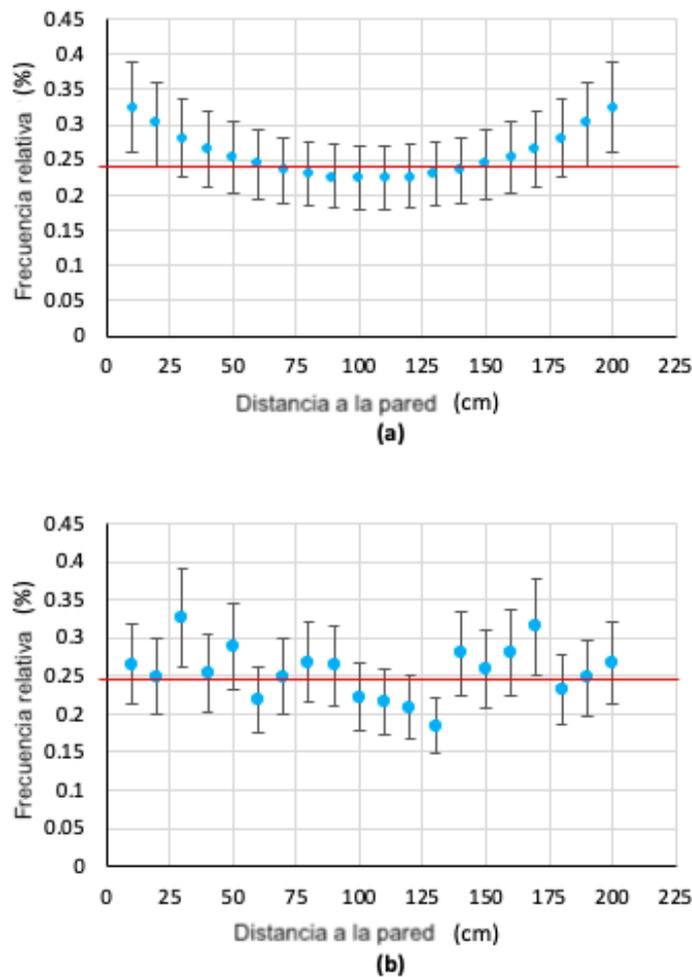


Figura 3.14. (a) Distribución del ^{212}Po con respecto a la distancia a la pared, y (b) la misma distribución del ^{212}Po considerando un 20% de incertidumbre y distribución uniforme.

Para explicar mejor el rendimiento del código desarrollado, la Tabla 3.4. muestra los valores máximo, mínimo y promedio de las vidas medias generadas por el código, en comparación con los valores promedios y teóricos ($1/\lambda$). También se muestran los valores máximos y mínimos de la coordenada en z (distancia de la pared) y de la longitud de difusión del experimento simulado (la inversa de b en la ecuación de ajuste exponencial para los datos de frecuencia relativa de decaimiento en función con la distancia a la pared) y su comparación con la longitud de difusión teórica ($\zeta = \sqrt{\frac{D}{\lambda}}$). Se obtuvo una buena concordancia entre los resultados simulados y teóricos en ambos casos, lo que favorece la validación del código desarrollado.

Tabla 3.4. Parámetros para evaluar el rendimiento del código desarrollado para la exhalación del torón desde la pared y su difusión en el aire.

	Tiempo de decaimiento [min]	Decaimiento en z [cm]
Mínimo	1.29×10^{-4}	0
Máximo	1 070.01	27.92
Promedio	1.3366	2.0547
Valor teórico	1.3369	2.0812
Error (%)	0.03	1.29

De la simulación de 472 339 átomos de torón exhalados de una superficie seleccionada en la pared, 47 662 decayeron en el cilindro que contenía el volumen efectivo (aproximadamente 10%). Si se considera el tiempo en que ocurrieron estos decaimientos y el volumen del cilindro, se obtiene una concentración promedio de $415.2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$. Este valor es muy alto y representa aproximadamente la concentración promedio de torón en su volumen efectivo, es decir la concentración medida por el detector LR-115 desnudo. Con esta cantidad de torón exhalado, las concentraciones medias en sus correspondientes volúmenes efectivos serían:

- Para el ^{216}Po , $297.3 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$.
- Para el ^{212}Bi , $1.1 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (donde sólo el 36% de los átomos se desintegran por emisión alfa).
- Para el ^{212}Po $0.7 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (donde solo el 64% de los átomos se desintegran por emisión alfa).

Asumiendo que los materiales de construcción comunes exhalan mil veces menos torón que el utilizado en las simulaciones, de los resultados anteriores se podrían inferir concentraciones para el torón y el ^{216}Po en sus volúmenes efectivos en valores cercanos a los $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ y $300 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente, y las correspondientes a ^{212}Bi y ^{212}Po serían despreciables.

3.4.2 Simulación de la exhalación de radón de una pared

Para esta simulación se tomó en consideración que el detector tenía forma circular de 1 cm de radio, colocado sobre una placa soporte de $2 \times 2 \text{ cm}^2$ y el círculo que rodea al soporte de radio 5 cm.

En este caso, como se evidencia en la Figura 3.15, al contrario del caso de la progenie del torón, la mayoría de la progenie inmediata decae en el aire. Los átomos de radón pueden decaer incluso a distancias superiores a los 15 m de la pared debido a su mayor vida media y por lo tanto así lo hará también su progenie.

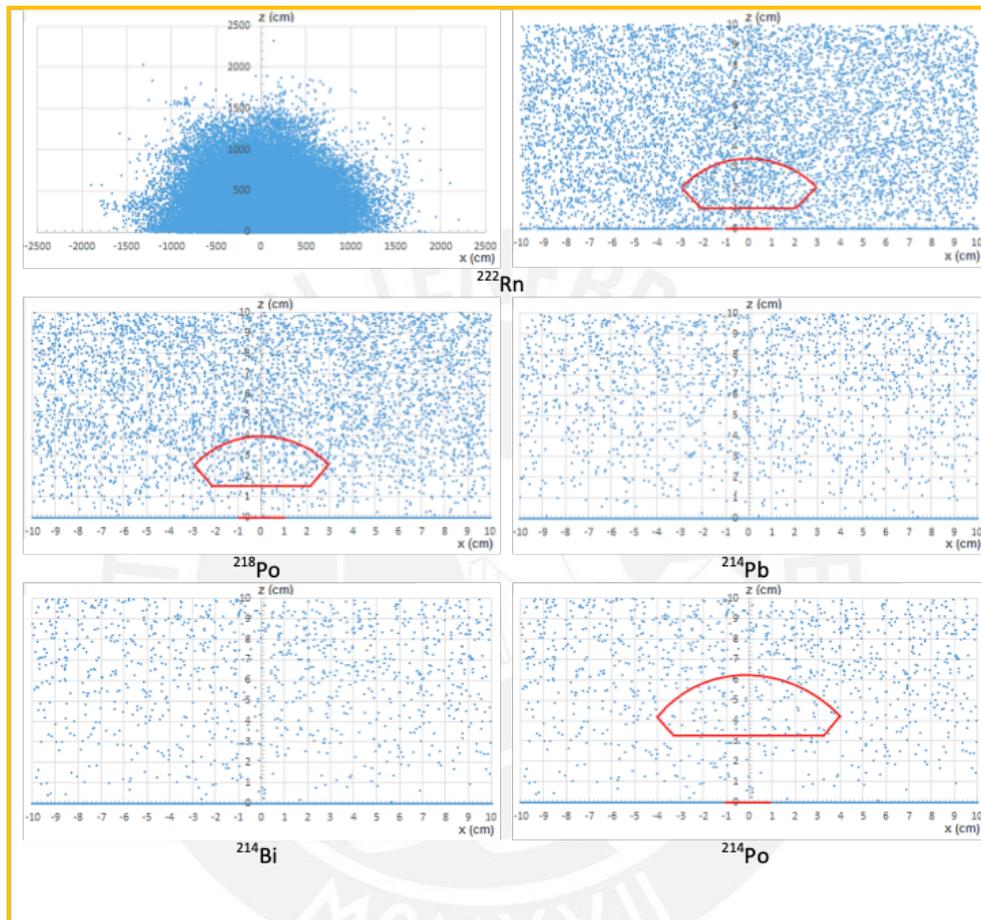


Figura 3.15. Proyecciones en el plano XZ de los decaimientos de los átomos de radón y su progenie exhalados desde una pared. Los volúmenes efectivos y el detector se muestran en color rojo. La línea azul (sobre el eje X) representa a los átomos depositados en la pared. El decaimiento de la progenie es menor cerca al detector LR-115.

La distribución de las posiciones de decaimiento en función a la distancia de la pared para el radón y su progenie se muestran en la Figura 3.16. Las flechas en rojo indican las distancias mínimas y máximas del volumen efectivo al detector LR-115. Los resultados muestran que la concentración de radón disminuye al aumentar la distancia a la pared, pero la distribución de las posiciones de decaimiento en su volumen efectivo es uniforme. Se observan porcentajes menores de átomos de ^{218}Po y ^{214}Po que ya han decaído en comparación con los átomos de radón en las regiones de sus respectivos volúmenes efectivos. Los resultados también indican

que las concentraciones de átomos de ^{218}Po y ^{214}Po disminuyen a medida que se acercan a la pared, lo que puede explicarse por el efecto plate-out, que conduce a las distribuciones no uniformes o desiguales de las desintegraciones en sus respectivos volúmenes efectivos.

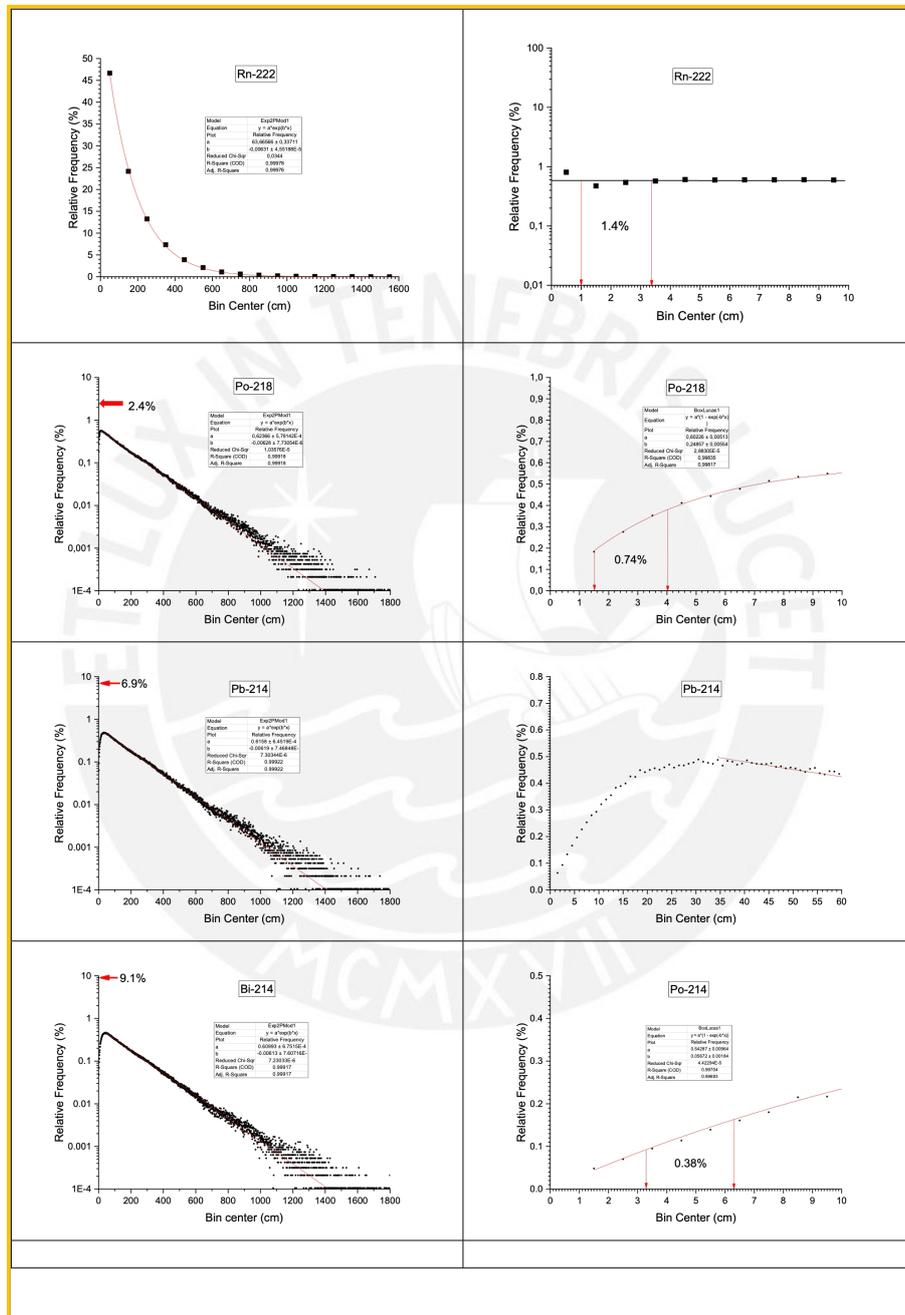


Figura 3.16. Distribuciones de las posiciones de decaimiento como función de la distancia a la pared para radón y su progenie.

Tanto para el caso del radón y su progenie, así como para el torón y su progenie, la eficacia del código fue evaluada comparando parámetros teóricos con los obtenidos en el experimento de simulación (Tabla 3.5), siendo esta comparación bastante satisfactoria.

Tabla 3.5. Parámetros para evaluar el rendimiento del código desarrollado para determinar la exhalación del radón, y su progenie desde una pared y su difusión y decaimiento en el aire cercano a la pared.

	Radón	²¹⁸ Po	²¹⁴ Po
Tiempo promedio experimental de decaimiento [días]	5.51	4.28	28.12
Tiempo promedio teórico de decaimiento [días]	5.52	4.47	28.71
Error [%]	0.09	4.31	2.04
Longitud de difusión experimental [cm]	158.48	159.24	162.80
Longitud de difusión teórica [cm]	160.42	160.42	160.42
Error [%]	1.21	0.74	1.46
V _{cyl} [cm ³]	70.13	92.41	214.26
Decaimientos en el volume del cilindro	82.00	41.00	12.00
Actividad [Bq]	1.7×10^{-4}	8.4×10^{-5}	2.4×10^{-5}
Concentración [Bq·m ⁻³]	2.38	0.90	0.11

La concentración de radón obtenida en su volumen efectivo fue muy baja ya que la tasa de exhalación simulada ($0.15 \text{ Bq}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}$) fue más de mil veces menor que la de los materiales de construcción comunes. Por ejemplo, se han reportado tasas de exhalación de radón de paredes de concreto en el rango de $1500 \text{ Bq}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}$ a $3000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}$.

Los resultados de las sensibilidades parciales se muestran en la Tabla 3.6. Las comparaciones con el valor medio experimental tienen una buena correspondencia, lo que valida al código desarrollado. Otra consecuencia importante de estos resultados es la independencia

de la sensibilidad parcial con respecto a la distribución espacial de las emisiones alfa dentro de los volúmenes efectivos.

Tabla 3.6. Sensibilidades parciales (S_p) (en cm) y comparaciones con el valor medio experimental (0.231 cm).

	Torón	^{216}Po	^{212}Bi	^{212}Po	Radón	^{218}Po	^{214}Po	Promedio	Error [%]
Calculado	0.229	0.224	0.232	0.222	0.228	0.23	0.234	0.228	0.004
Dif [%]	0.87	3.03	0.43	3.90	1.30	0.43	1.30	1.11	

Dado de las sensibilidades parciales de los detectores desnudos LR-115 para el radón y su progenie son iguales. La densidad total de las huellas ρ (en huellas/cm²) está dado por $\rho = S_p(C_0 + C_1 + C_3)t$, donde C_0 , C_1 , y C_3 son las concentraciones de radón, ^{218}Po , y ^{214}Po en aire, respectivamente, y t es el tiempo de exposición.

Se define el factor de equilibrio indirecto F_p [92, 167] como:

$$F_p = f_1 + f_3 = \frac{C_1}{C_0} + \frac{C_3}{C_0} = \frac{\rho}{S_p C_0 t} - 1 \quad (3.12)$$

Si se conoce el F_p , se podrá determinar la concentración de radón con la expresión:

$$C_0 = \frac{\rho}{S_p(1 + F_p)t} = \frac{\rho}{Kt} \quad (3.13)$$

donde K es el coeficiente de calibración para el detector desnudo LR-115:

$$K = S_p(1 + F_p) \quad (3.14)$$

De las Tablas 3.5, 3.6 y la Ecuación 3.14, el factor de equilibrio indirecto y el coeficiente de calibración para el detector LR-115 en modo desnudo se puede calcular como se muestra en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7. Sensibilidades parciales (S_p) (en cm) y comparaciones con el valor medio experimental (0.231 cm).

$\frac{C_1}{C_0}$	$\frac{C_3}{C_0}$	F_p	f_e	S_p [cm]	K^*
0.38	0.05	0.43	~0.1	0.33	1.18

*[huellas·cm⁻²/kBqh·m⁻³]

Se puede observar claramente como el coeficiente de calibración calculado es cercano al obtenido experimentalmente en la cámara de calibración de radón de nuestro laboratorio de

Huellas Nucleares en la PUCP. El valor pequeño del factor de equilibrio para el radón cerca a la pared, se corresponde con los citados por otros autores.

3.5 Respuesta del detector LR-115 en modo desnudo y en cámara de difusión mediante simulación

El torón presenta una disminución exponencial en su concentración al alejarse de la superficie de exhalación (pared), que es prácticamente cero a unos 10 cm de la pared. Sin embargo, debe considerarse que puede contribuir significativamente a la densidad de huellas si la pared es rica en torio y los soportes de los detectores tienen dimensiones similares a estos (es decir, soportes pequeños). Este efecto ya puede considerarse despreciable si la distancia entre los bordes del detector y el soporte es mayor a los 10 cm. En el caso del ^{216}Po , tiene un comportamiento similar al torón, debido a su corta vida media. Para el resto de la progenie del torón, su comportamiento es similar al del ^{212}Pb de larga vida media, de modo que alrededor del 95% de sus desintegraciones tienen lugar a estar depositadas en la pared, mientras que cerca de la pared (en sus volúmenes efectivos) se produce una distribución aproximadamente uniforme de algunas desintegraciones, lo cual contribuye mínimamente a la densidad de huellas. Cabe destacar que el ^{212}Pb y su progenie pueden alcanzar de 3 a 4 m de la pared. Estos resultados indican un factor de equilibrio del torón bastante bajo cerca de la pared.

En el estado estacionario, es decir, sin considerar el factor de ventilación, y considerando una pequeña superficie de exhalación en la pared (de $5 \times 5 \text{ cm}^2$), se puede decir que generará una distribución uniforme en un volumen equivalente a una habitación de $10 \times 10 \text{ m}^2$ y también en su volumen efectivo. Debido al efecto plate-out, muchos átomos de ^{218}Po se depositan en la superficie que exhala y disminuyen la concentración cerca de la pared, especialmente en el volumen efectivo. Las concentraciones del ^{214}Pb y del ^{214}Bi son aún menores cerca de la pared, lo que hace que los decaimientos en el volumen efectivo para el ^{214}Po sean mínimos.

La sensibilidad parcial del detector LR-115 no depende del emisor de partículas alfa ni de la distribución de decaimientos en los respectivos volúmenes efectivos, y su valor es similar al valor teórico y experimental reportado por otros autores. Se demostró una disminución exponencial de los decaimientos, con coeficiente similar a la longitud de difusión característica de cada radionúclido, cuando aumenta la distancia a la pared. Ambos resultados validan el código Monte Carlo desarrollado.

Los resultados obtenidos pueden tener un mayor alcance, y reflejar con buena aproximación lo que ocurre en ambientes típicos de interiores de viviendas, ya que según [36],

tanto la ventilación como la distribución del tamaño de aerosoles tienen poca influencia en el alcance eficaz del efecto plate-out.

Como los factores de equilibrio F del radón y torón son insignificantes muy cerca de la pared, prácticamente solo las alfas del radón y torón contribuirán a la densidad de trazas registradas en el detector LR-115 desnudo colocado sobre la pared. Es decir, la respuesta del detector no depende del factor de equilibrio en las expresiones:

$$k_{BR} = \frac{T}{tC_{rn}(1 + 2F_{rn})} \quad (3.15)$$

$$k_{BT} = \frac{T}{tC_{th}(1 + 2F_{th})}$$

Las sensibilidades parciales k_{BR} y k_{BT} son iguales e independientes de F , con valor experimental y teórico de $(0.02 \pm 8\%)$ huellas $\cdot \text{cm}^{-2} / \text{Bq} \cdot \text{d} \cdot \text{m}^{-3}$ [23], equivalente al valor medio encontrado en este trabajo (0.23 cm).

Es muy importante resaltar que la sensibilidad parcial del detector LR-115 respecto a los emisores alfa presentes en el espacio es la misma, independientemente de su distribución espacial. Este hecho fue demostrado para el caso del torón exhalado de una pared y registrado por un detector LR-115 colocado sobre la pared con la parte activa dirigida hacia el aire ambiental. El número de desintegraciones de los átomos exhalados disminuye bruscamente con la distancia a la pared debido a la corta vida media del torón, en particular si los átomos están uniformemente distribuidos. Se encontró que la concentración de torón era alta cerca de la pared de la habitación y caía exponencialmente con la distancia a la pared. Es de esperar un comportamiento similar para el techo y el piso de la habitación. Las concentraciones de progenie de torón en interiores son uniformes con la distancia a la pared.

La distribución espacial del torón es tan única que no se puede dar un solo valor de concentración de torón ni siquiera en una habitación. Por lo tanto, las concentraciones de torón no deben utilizarse con fines de protección radiológica, ya que su concentración varía mucho con el espacio. En cambio, la medición de la concentración de progenie de torón será más efectiva y útil, aunque la tasa de exhalación de torón en la superficie también podría usarse como un índice para la evaluación de la dosis de torón.

Se puede considerar entonces que el detector LR-115 desnudo colocado sobre la pared estimaría aproximadamente la suma de la concentración de radón en el interior de una habitación y del torón que se exhala de la pared.

Capítulo 4

Desarrollos numéricos y simulaciones en calibración de los detectores LR-115 en modo desnudo

El detector LR-115 se ha utilizado tradicionalmente para medir alfa total en el aire, la PAEC de la progenie del radón o la concentración de radón [66, 56], el factor de equilibrio proxy [166] y factor de equilibrio [1, 87], y para otras aplicaciones [82, 114]. Los resultados de intercomparaciones recientes de detectores pasivos de radón demostraron una exactitud y precisión satisfactorias del detector LR-115 desnudo en las mediciones [78].

Sin embargo, el método convencional de calibración de los detectores de huellas puede presentar ciertas limitaciones. Por esto, en este capítulo se propone una propuesta de un método de simulación sencillo para lograr este objetivo.

Para poder determinar el factor de calibración en un detector de nitrato de celulosa LR-115 utilizado en modo desnudo es primordial conocer su sensibilidad parcial al radón o al torón, o cualquiera de sus descendientes en el aire.

La determinación experimental de sensibilidades parciales K_i a isótopos de radón y su descendencia es compleja, debido a que no es posible separarlos física y generalmente no están en equilibrio. Determinar K_i requiere instrumentos e instalaciones costosas y sofisticadas. El método más común es exponer detectores LR-115 desnudos en una cámara especial a concentraciones de referencia bien conocidas de radón y su progenie. Además del factor de equilibrio, muchos otros parámetros se controlan durante el período de exposición y solo unos pocos laboratorios en todo el mundo tienen este tipo de cámara, por ejemplo, la cámara de exposición ambulatoria de la Agencia de Protección de la Salud (HPA), Chilton, Reino Unido [17]. En la mayoría de los laboratorios que miden radón, como el nuestro en la PUCP, esto no sería posible, esa es la razón por la cual se propone este método alternativo.

Utilizando un detector LR-115 en modo desnudo, se registran las huellas de partículas alfa provenientes del radón, torón y su progenie, emisoras alfa en el aire, obteniéndose así sus concentraciones. Sus respuestas se expresan mediante las sensibilidades parciales K_i a cada una de estos productos de decaimiento (es decir, el número de huellas por unidad de

área y tiempo de exposición, por unidad de concentración de actividad de ese producto de decaimiento). Usando simulaciones de Monte Carlo, se demuestra que K_i ($m^{-2} \cdot s^{-1} \cdot Bq^{-1} \cdot m^3$ o simplemente m) para radón, ^{218}Po y ^{214}Po es el mismo que para la capa eliminada de menos de $\sim 7.5 \mu m$ [92, 167, 94]. La igualdad de sensibilidades parciales para todos los productos de decaimiento se debe a que una partícula alfa solo es registrada si cumple con las restricciones energéticas y angulares al incidir en el detector independientemente de su energía de emisión [23].

Conocidas las sensibilidades parciales K_i y el factor de equilibrio F_e , se puede determinar el factor de calibración real de un detector desnudo LR-115 como $K_i(1+2F_e)$, de acuerdo con Eappen y Mayya en 2004 [23]. También si se conoce K_i , la densidad de huellas registrada en el LR-115 expuesto en modo desnudo y la concentración de radón determinada por algún método pasivo, el factor de equilibrio proxy F_P puede calcularse [167, 166]. Dado que se conoce la relación entre F_P y el factor de equilibrio F_e , es posible estimar este último factor necesario para calcular la dosis de inhalación.

Las huellas nucleares son una excelente alternativa para mediciones de concentración de radón, dada su bajo costo y equipamiento de laboratorio de fácil acceso, por lo que considero que es de suma importancia desarrollar un método sencillo, económico y rápido para la estimación de las sensibilidades parciales, teniendo en cuenta que estas son iguales para cualquier producto de decaimiento de su progenie. Mediante simulaciones se estimará las sensibilidades parciales experimentalmente, exponiendo los detectores a una fuente alfa plana a diferentes distancias,

Se desarrolló un código de simulación Monte Carlo para evaluar la respuesta de los detectores LR-115 colocados a diferentes distancias de una fuente plana de ^{241}Am . Se utilizó el programa TRACK_TEST [93] para realizar simulaciones de perfiles de huellas grabadas con el fin de obtener la ventana de energía y la dependencia del ángulo crítico con la energía de la partícula alfa. Las relaciones entre la energía residual y la distancia recorrida por las partículas alfa en el aire se determinarán con la ayuda del programa SRIM-2013 [168].

4.1 Estimación teórica de las sensibilidades parciales

Una partícula alfa puede producir una huella grabada visible con un microscopio óptico, si se emite desde el llamado volumen efectivo. El número total de huellas registradas en el detector se puede calcular integrando las fluencias provenientes de los distintos puntos en el volumen efectivo. Así, K_i se puede expresar de forma simplificada como [34]:

$$K_i = \frac{1}{4} \int_{\theta_c}^{\pi/2} \sin(2\theta) [R_{max}(\theta) - R_{min}(\theta)] d\theta \quad (4.1)$$

donde θ es el ángulo de incidencia que va desde el ángulo crítico (θ_c) hasta la incidencia normal ($\pi/2$); R_{min} y R_{max} son los límites superior e inferior para el registro de huellas, determinados por E_{max} y E_{min} de la ventana de energía, respectivamente [23]. Aunque la forma y ubicación de los volúmenes efectivos son diferentes para diferentes productos de decaimiento, las huellas formadas dependerán solo de R_{min} y R_{max} (Ecuación 4.1) y no de los rangos (o energías) de los productos de decaimiento. Esta es una de las principales razones por las que la sensibilidad parcial no depende del producto de decaimiento. Como la integración debe realizarse sobre todo el volumen efectivo, la ecuación anterior es equivalente a la suma de las sensibilidades parciales obtenidas para cada sección transversal horizontal del volumen efectivo, dividida por el número total de secciones en las que se cortó el volumen efectivo, es decir, K_i es equivalente a la sensibilidad parcial promedio cuando se calcula de esta manera. Esto se puede lograr midiendo las densidades de huellas inducidas por superficies planas paralelas al detector que intersecan el volumen efectivo como se ilustra en la Figura 4.1.

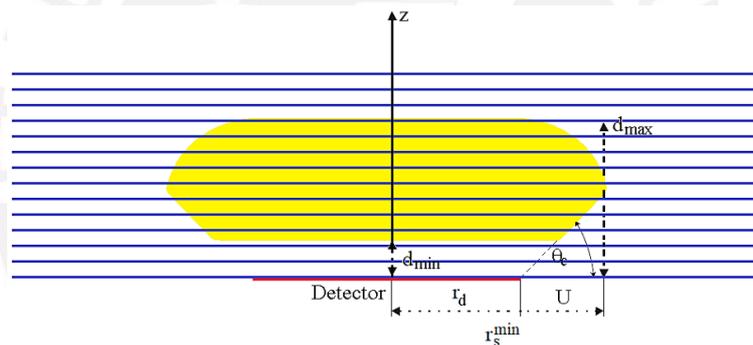


Figura 4.1. Sección longitudinal del volumen efectivo (en amarillo) para un detector LR-115 considerando un ángulo crítico constante. Las líneas azules representan superficies planas paralelas al detector que intersecan al volumen efectivo.

En la Figura 4.1 se muestra la sección longitudinal del volumen efectivo y sus intersecciones con varios planos horizontales. Experimentalmente, esto se puede lograr mediante la exposición consecutiva de detectores LR-115 a diferentes distancias de una fuente alfa plana.

Los requisitos que debe cumplir la fuente son las siguientes:

1. La energía de emisión de partículas alfa debe ser mayor que E_{max} de la ventana de energía.
2. Su radio debe ser mayor que el radio del círculo más grande formado por la intersección de los planos horizontales con el volumen efectivo (como se muestra en la Figura 4.1).
3. Los emisores alfa deben distribuirse uniformemente en la superficie de la fuente.

Dado que las partículas alfa emitidas por la fuente de ^{241}Am tienen prácticamente la misma energía que los núcleos de los átomos de radón (5.49 MeV), la superficie de la fuente interceptará el volumen efectivo de radón moviendo la fuente a diferentes distancias del detector. Como resultado, se crean superficies efectivas circulares en la fuente desde la cual las partículas alfa emitidas tienen una probabilidad distinta de cero de inducir huellas grabadas visibles en un microscopio óptico. Las superficies efectivas son las secciones transversales entre el volumen efectivo y la fuente plana a diferentes distancias fuente-detector.

4.2 Simulaciones aplicando el método Monte Carlo

Considerando un detector LR-115 en modo desnudo se calculó la sensibilidad parcial al radón, torón o a sus descendientes utilizando un programa propio desarrollado y que está basado en simulaciones de Monte Carlo. El programa hace las simulaciones de partículas alfa que son emitidas por una fuente plana de ^{241}Am y como es su registro por un detector. Para las simulaciones, se considera que los puntos de partida de las partículas alfa se toman aleatoriamente en círculos paralelos al plano del detector. Las distancias entre los círculos y el detector se varían con un pequeño paso. Sólo las partículas alfa emitidas dentro del volumen definido por la sección transversal horizontal del volumen efectivo son registradas por el detector.

Datos de ingreso que requiere el programa:

1. Energía de las partículas alfa emitidas por la fuente.
2. Base de datos de ángulos críticos en función de la energía alfa (de la ventana de energía) para diferentes espesores residuales del detector.
3. Espesor de la capa residual.
4. Radios del detector (r_d) y de la fuente de ^{241}Am (r_s), y paso para las distancias fuente-detector (s).

La disminución de la energía de las partículas alfa desde el punto de emisión hasta el detector, provocada por el aire, fue calculada previamente por el programa SRIM 2013, así como la dependencia energía-distancia.

4.2.1 Cálculos del programa de Monte Carlo

El programa realiza los siguientes procedimientos:

1. Determinación de la ventana de energía [E_{min} , E_{max}], y dependencia del ángulo crítico de la energía de la partícula alfa incidente [$\theta_c = f(E)$], para un espesor residual del detector dado. Esto se logró mediante interpolación lineal en la base de datos de parámetros de seguimiento obtenidos con el programa TRACK_TEST descrito en la referencia [93]. La base de datos se generó variando sistemáticamente la energía incidente de las partículas alfa de 0.8 a 4.8 MeV, con pasos de 0.2 MeV, y el ángulo de incidencia de 30° a 90° , con pasos de 5° , para tiempos de grabado de 105 a 125 minutos con pasos de 5 minutos. Solo se consideraron huellas simuladas que perforan la capa activa del detector LR-115. La tasa de grabado para el espesor del detector considerada (V_B) es de $3.27 \mu\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$, que corresponde a las condiciones estándar de grabado: solución acuosa de NaOH 2.5 N a 60°C sin agitación [91].

Se utilizó la función V de Durrani-Green para el caso de los detectores de LR-115 [38]:

$$V = 1 + (a_1 e^{-a_2 R} + a_3 e^{-a_4 R})(1 - e^{-a_5 R}) \quad (4.2)$$

con constantes $a_1 = 14.50$, $a_2 = 0.50$, $a_3 = 3.9$, $a_4 = 0.066$ y $a_5 = 1$ [38, 62]. La Figura 4.2 muestra las ventanas de energía y la dependencia del ángulo crítico con las energías incidentes de partículas alfa para diferentes espesores residuales del detector.

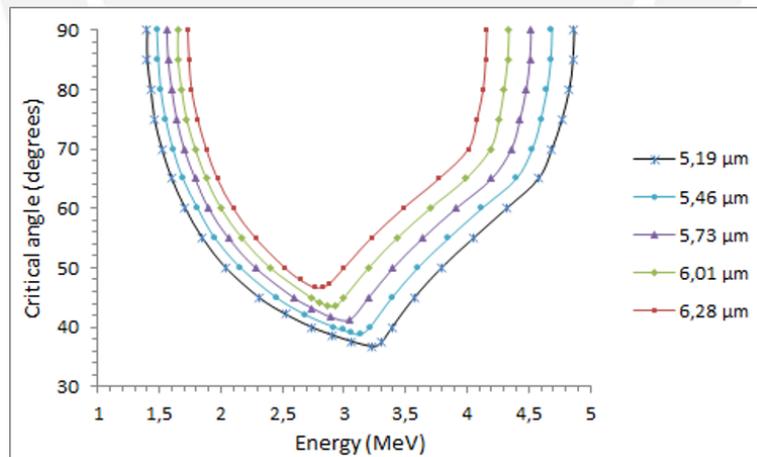


Figura 4.2. Datos para los ángulos críticos $\theta_c = f(E)$ obtenidos para diferentes espesores de la capa residual de la capa activa del detector. Para cada espesor residual la ventana de energía está delimitada por E_{min} y E_{max} para $\theta_c = 90^\circ$ [106].

2. Cálculo del rango de energías de partículas alfa emitidas por la Fuente (R_0) utilizando los datos del rango de energías en aire obtenidos por el programa SRIM 2013.

3. Cálculo de la distancia mínima [$d_{min} = R_0 - R(E_{max})$] y la distancia máxima [$d_{max} = R_0 - R(E_{min})$] que viajan las partículas alfa de forma que pueden ser registradas por el detector al tener energías comprendidas en su ventana de energía.
4. Muestreo aleatorio para N puntos de partida de partículas alfa sobre una superficie circular de radio r_s situada a diferentes distancias del detector, que simula la emisión de partículas alfa desde la fuente plana. Solo las partículas alfa emitidas desde las áreas de esos círculos (en verde en la Figura 4.3), es decir, la sección transversal del volumen efectivo, pueden registrarse en el detector.

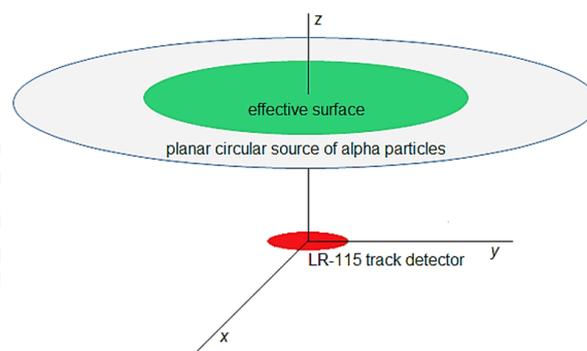


Figura 4.3. Formación de una superficie efectiva dada por la intersección de la fuente alfa plana con el volumen efectivo. Los círculos en gris, verde y rojo representan la fuente plana, la sección transversal del volumen efectivo y el detector LR-115, respectivamente.

5. Muestreo aleatorio de la dirección en la que la partícula alfa es emitida.
6. Cálculo de la probabilidad de intersección de la trayectoria de las partículas alfa con la superficie del detector. Si la partícula alfa no impacta en el detector, se genera una nueva partícula y se repite el procedimiento desde el paso 4.
7. Determinación de la posibilidad que el detector registre a la partícula alfa que impacta en su superficie. Se toma en cuenta las restricciones de energía y ángulos para la partícula alfa incidente que es evaluada. En caso de “éxito” el contador de partículas alfa detectadas (N_d) se incrementa en 1. En caso contrario, se genera una nueva partícula y se repite el procedimiento desde el paso 4.

Se repiten muchas veces los pasos 4 a 7 para minimizar la incertidumbre estadística. Cuando el número de historias en cada plano alcanza un número predeterminado, la simulación concluye y se calcula la eficiencia de detección ε como el cociente entre el número de partículas alfa detectadas (N_d) y el número de partículas alfa emitidas (N), es decir $\varepsilon =$

N_d/N . El número de huellas detectadas para cada distancia al plano del detector se cuenta y acumula en el contador c .

$$c = \sum_{i=1}^n N_{d_i} \quad (4.3)$$

donde n es el número generado por las superficies planas generadas o las distancias entre d_{min} y d_{max} que condicionaron la formación de huellas visibles en los detectores. Esto depende de la longitud del paso.

4.2.2 Cálculo de la sensibilidad parcial

La eficiencia intrínseca o acumulada (ϵ_c) es el cociente entre el número de alfas registradas por el detector ($\sum_{i=1}^n N_{d_i}$) sobre el total de partículas alfas (nN) emitidas en el volumen de un cilindro de radio r_s y altura determinada por la diferencia entre las distancias máxima y mínima ($d_{max} - d_{min}$) de la fuente al detector que condicionan la formación de una huella visible en el detector.

$$\epsilon_c = \frac{\sum_{i=1}^n N_{d_i}}{nN} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \epsilon_i = \langle \epsilon \rangle \quad (4.4)$$

Es decir, la eficiencia acumulada se puede determinar calculando el promedio de las eficiencias de detección obtenidas para las distintas distancias de la fuente al detector. Se pueden relacionar la concentración de cada producto de decaimiento (C), la densidad de huellas (ρ) el tiempo de exposición (t) y la sensibilidad parcial como:

$$K_i = \frac{\rho(\text{huellas} \cdot \text{m}^{-2})}{C(\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3})t(\text{s})} \quad (4.5)$$

El número total de partículas emitidas por segundo en el volumen por encima del detector para el intervalo de distancias para las que las partículas alfa son detectadas, es decir ($d_{max} - d_{min}$), se puede expresar como $V \cdot C \cdot t$, considerando al volumen $V = \pi r_s^2 (d_{max} - d_{min})$. Multiplicando este factor por la eficiencia de detección acumulada nos dará el número de huellas registradas. Dividiendo ahora por el área del detector, podemos decir que la densidad de huellas será:

$$\rho(\text{huellas} \cdot \text{m}^{-2}) = \frac{CVt}{\pi r_d^2} \epsilon_c \quad (4.6)$$

o trasponiendo los términos:

$$\frac{\rho(\text{huellas} \cdot \text{m}^{-2})}{C(\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3})t(\text{s})} = \frac{V}{\pi r_d^2} \varepsilon_c \quad (4.7)$$

De las dos ecuaciones anteriores 4.5 y 4.7 se puede expresar la sensibilidad parcial simulada (en huellas·m⁻²/Bq·s·m⁻³ o simplemente en m):

$$K_i = \frac{V}{\pi r_d^2} \varepsilon_c = \varepsilon_c (d_{max} - d_{min}) \left(\frac{r_s}{r_d} \right)^2 \quad (4.8)$$

Si todos los detectores tienen áreas iguales y son expuestos por el mismo periodo de tiempo, la eficiencia acumulada experimental se puede determinar multiplicado el área del detector por la suma de la densidad de huellas de cada detector, dividido por el número de partículas alfa emitidas por la fuente durante el tiempo total de medición.

$$\varepsilon_c = \frac{\pi r_d^2 \sum_{i=1}^n \rho_i}{nAt} = \frac{\pi r_d^2}{At} \langle \rho \rangle \quad (4.9)$$

donde A es la tasa de emisión (es decir la actividad en Bq) de la fuente alfa plana y n es el número de alturas entre d_{min} and d_{max} . Se puede afirmar entonces que la eficiencia acumulada se calcula midiendo la densidad de huellas para cada distancia de la fuente al detector, promediando todas las distancias y en función del radio del detector y la actividad en la superficie de la fuente. La sensibilidad parcial será entonces:

$$K_i = \frac{\pi r_s^2 (d_{max} - d_{min})}{At} \langle \rho \rangle = \frac{\langle \rho \rangle}{A_v t} \quad (4.10)$$

Donde A_v es la actividad volumétrica de la fuente que se puede expresar como:

$$A_v = \frac{A}{\pi r_s^2 (d_{max} - d_{min})} \quad (4.11)$$

La Ecuación 4.10 es similar a la utilizada en la calibración de detectores en una cámara de radón. Se puede decir entonces que la sensibilidad parcial se determina midiendo la densidad promedio de huellas encontrada para cada una de las distancias fuente-detector y conociendo la actividad volumétrica de la fuente alfa. El intervalo utilizado para evaluar las distancias es el mismo que produce las huellas en el detector. Podemos decir entonces que, utilizando una fuente alfa plana de actividad conocida, (²⁴¹Am, ²⁴⁴Cm, ²¹⁰Po, o cualquier otra con $E > E_{max}$), es posible determinar la sensibilidad parcial para un detector LR-115 en modo desnudo con respecto al radón, torón y sus progenies en el aire. Se debe recordar que el valor de sensibilidad parcial obtenido corresponde a una cierta ventana de energía y tienen dependencia con el ángulo crítico con la energía, y teniendo en cuenta que ambos parámetros dependen de las condiciones de grabado y del método de lectura de las huellas en el detector.

El radio mínimo de la fuente alfa (r_s^{min}) puede ser considerado como el radio del círculo mayor posible que registra las huellas, y se puede aproximar como:

$$r_s^{min} = r_d + [R[E_0] - R[E(\theta_c^{min})]] \cos(\theta_c^{min}) \quad (4.12)$$

Considerando además que el ángulo crítico es función de la energía alfa de la partícula incidente [$\theta_c=f(E)$], donde θ_c^{min} es el ángulo crítico menor que se puede considerar como:

$$r_s^{min} = r_d + d_{max} \cos(\bar{\theta}_c) \quad (4.13)$$

Para un ángulo crítico igual al valor promedio de la función ($\bar{\theta}_c$), evaluado en la ventana de energía correspondiente al espesor residual del detector. Cuanto mayor sea la energía de las partículas emitidas por la fuente, mayor debe ser su radio para que la superficie que contiene los radios efectivos (secciones transversales horizontales de volúmenes efectivos) sea menor que el radio de la fuente. En resumen, el tamaño de la fuente a emplear dependerá de la energía de las partículas alfa emitidas, el tamaño del detector y las condiciones de grabado.

4.3 Resultados de las simulaciones para el cálculo de sensibilidades parciales

Para realizar las simulaciones se han utilizado los siguientes parámetros:

- Fuente de ^{241}Am circular que emite partículas alfa con una energía de 5.49 MeV. La actividad nominal de la fuente de referencia RRS tipo 21A es 2 446 partículas alfa por segundo y con tiempos de exposición del detector de 30 minutos.
- Espesor residual del detector de 5.46 μm para el que la ventana de energía determinada por interpolación está en el rango de 1.48 MeV a 4.69 MeV.
- El radio del detector r_d es 0.5 cm y el radio de la fuente r_s es ligeramente mayor que el valor mínimo obtenido mediante la Ecuación 4.12.
- Pasos de 0.1 cm para las distancias entre la fuente y el detector.
- Datos del ángulo crítico en dependencia con la energía [$\theta_c = f(E)$] correspondientes al espesor residual asumido (Figura 4.2). En algunos cálculos se utiliza el ángulo crítico promedio.

4.3.1 Variaciones de las superficies efectivas, densidad de huellas y sensibilidades parciales con las distancias de la fuente al detector

En la Figura 4.4 se muestran los puntos de emisión obtenidos por simulación desde los cuales se pueden generar huellas visibles en el detector LR-115. Las líneas horizontales representan las secciones transversales de la fuente plana, a diferentes distancias en el plano vertical. Puede observarse que estos puntos desde donde se emiten las partículas alfa provenientes del ^{241}Am , forman un volumen efectivo, y la superficie mínima que la fuente debe de tener para que todo el volumen efectivo de las emisiones alfa pueda ser simulado. Resultados similares podrían obtenerse para otros emisores alfa, con energías mayores o menores que la del ^{241}Am , siempre y cuando éstas sean mayores a E_{max} .



Figura 4.4. Puntos de emisión obtenidos por simulación en las secciones transversales horizontales que pueden generar huellas visibles en un detector de LR-115. Las líneas verdes y moradas representan las secciones longitudinales de la fuente plana y de sus superficies efectivas (formadas por la intersección de la fuente plana con su volumen efectivo) respectivamente [106].

A partir de la Figura 4.4, se observa que la superficie efectiva se incrementa cuando la distancia de la fuente al detector también aumenta desde la posición 1 a la posición 2 mostradas en la Figura 4.4. Cuando se ubica en la posición 2, aumenta bruscamente y luego el incremento es menor hasta que alcanza su valor máximo. La superficie efectiva luego disminuye gradualmente hasta alcanzar la posición 3. Este comportamiento está relacionado con el radio del círculo efectivo que también varía a medida que se incrementa la distancia fuente-detector, como se evidencia en la Figura 4.5.

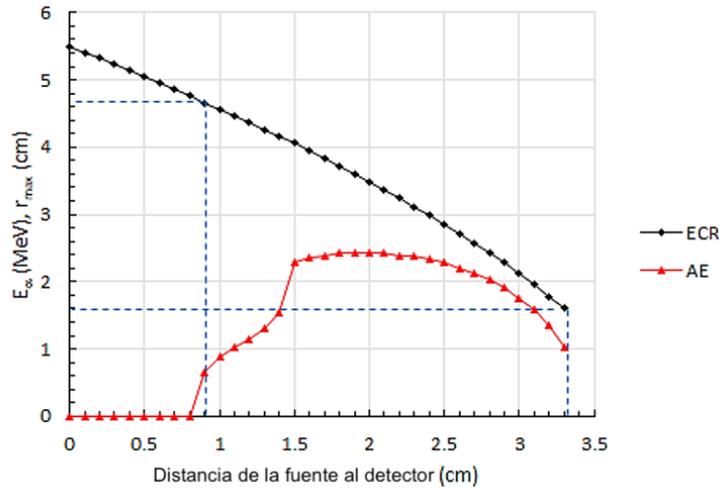


Figura 4.5. Energía máxima de partículas alfa (AE) y radio del círculo efectivo (ECR) en la fuente plana de ^{241}Am para diferentes distancias entre la Fuente y el detector [106].

La Figura 4.5 también permite identificar a las energías alfa máximas en las que se producen estos cambios significativos en la superficie efectiva, así como indican la ventana de energía.

La variación de la densidad de huellas y su sensibilidad parcial como función de la distancia de la fuente al detector se muestra en la Figura 4.6. Se asumen dos casos para el ángulo crítico: $\theta_c = f(E)$ (Figura 4.2) y $\theta_c = \bar{\theta}_c = 52^\circ$. El comportamiento de la densidad de huellas es similar al de la superficie efectiva debido a la proporcionalidad entre ellas.

El comportamiento de la densidad de huellas es similar al de la superficie efectiva debido a la proporcionalidad entre ellas. La densidad de huellas es constante en una amplia gama de valores de distancia fuente-detector cuando se utiliza el ángulo crítico promedio $\bar{\theta}_c$. En el caso de asumir que el ángulo crítico como función de la energía $\theta_c = f(E)$, la densidad de huellas se incrementa abruptamente hasta 1.5 cm aproximadamente, similar al radio del círculo efectivo y luego disminuye rápidamente a diferencia de lo que sucede con el radio efectivo de la superficie. El comportamiento de las curvas refleja las restricciones debido a la energía y el ángulo crítico, que son variables dependientes en la función V que caracteriza la formación de la huella grabada. Similar a la densidad de huellas, la sensibilidad parcial (K_i) es igual a cero para distancias cortas y luego aumenta cuando se incrementa la distancia al detector hasta que alcanza un valor máximo. Luego de ese valor, los valores de las sensibilidades parciales K_i para los dos casos de θ_c se aproximan y luego se igualan en la mayor distancia en la que la densidad de huellas es diferente del fondo (0.2225 ± 0.0007) cm. La igualdad de sensibilidades parciales independientemente del modelo asumido para el

ángulo crítico es sumamente importante desde un punto de vista práctico, ya que permite que los cálculos sean mucho más fáciles y rápidos asumiendo un ángulo crítico constante.

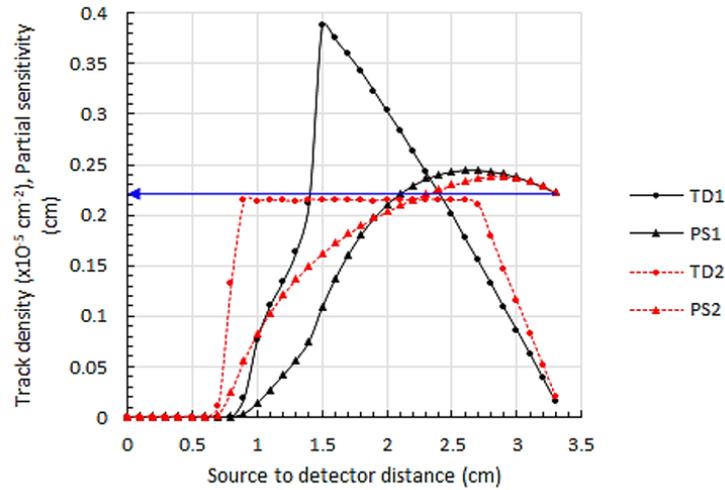


Figura 4.6. Dependencia de la densidad de huellas y de la sensibilidad parcial de un detector desnudo de LR-115 con la distancia de la fuente al detector para el caso de $\theta_c = f(E)$ (TD1 y PS1, respectivamente) y para $\theta_c = \bar{\theta}_c = 52^\circ$ (TD2 y PS2, respectivamente) [106].

4.3.2 Dependencia de la energía de las partículas alfa emitidas por una fuente radioisotópica

Las sensibilidades parciales del detector LR-115 para las partículas provenientes de una fuente plana de ^{244}Cm (5.80 MeV), ^{210}Po (5.30 MeV) y ^{241}Am (5.49 MeV) y también para otras fuentes alfa que emiten partículas con energías similares al radón (5.49 MeV), thorón (6.29 MeV) y su progenie [^{218}Po (6 MeV), ^{214}Po (7.69 MeV), ^{216}Po (6.78 MeV), ^{212}Bi (6.07), ^{212}Po (8.78 MeV)] se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Sensibilidades parciales de un detector LR-115 a tres fuentes isotópicas alfa, al radón, torón y su progenie.

Fuente	²⁴¹ Am	²⁴⁴ Cm	²¹⁰ Po	Radón	²¹⁸ Po	²¹⁴ Po	torón	²¹⁶ Po	²¹² Bi	²¹² Po
r_s^{min} [cm]	2.35	2.63	2.18	2.35	2.81	4.59	3.10	3.59	2.88	5.92
r_s [cm]	2.5	2.7	2.3	2.5	2.9	4.7	3.2	3.7	3	6
K_i [cm]	0.2154	0.2154	0.2158	0.2154	0.2157	0.2172	0.2170	0.2182	0.2169	0.2183
PV [%]*	0	0	0.2	0	0.1	0.8	0.7	1.3	0.7	1.3

*Variación porcentual

La última fila de la Tabla 4.1 muestra el porcentaje de la variación de los valores de las sensibilidades parciales K_i usando la sensibilidad parcial del radón como referencia. Se puede observar que los valores de las sensibilidades parciales son muy cercanos entre sí; solo en los casos del ²¹⁶Po y del ²¹⁴Po este porcentaje de variación es máximo y llega a ser del 1.3%. El hecho que las sensibilidades parciales sean semejantes, indica que el programa desarrollado describe apropiadamente la naturaleza del proceso físico involucrado en la respuesta del detector LR-115 expuesto en modo desnudo.

En el caso de utilizar un detector LR-115 en una cámara de difusión, hay diferencias en cuanto a las partículas que se registran en comparación con el modo desnudo. En el modo desnudo, el detector registra partículas alfa emitidas por el radón, torón y su progenie que no están en equilibrio desde sus respectivos volúmenes efectivos. Sin embargo, en la cámara de difusión, solo entra el radón y el detector solo puede registrar partículas alfa provenientes del radón que entra y su progenie en equilibrio, que está distribuida en todo el volumen de la cámara y/o depositada en su superficie interna, así como en la superficie del detector.

En una cámara de difusión cilíndrica con dimensiones mayores a los valores críticos (h_c y R_c), las partículas alfa emitidas desde las paredes internas de la cámara no pueden alcanzar el detector debido a que su recorrido en aire entre el punto de emisión y el detector es suficiente para frenarlas [6]. En estos casos, las sensibilidades parciales para los detectores CR-39TM permanecen constantes, pero son diferentes para cada emisor alfa.

En el caso de las cámaras cilíndricas que utilizan detectores de LR-115, las sensibilidades parciales son iguales para todos los productos de decaimiento. Los valores críticos para la altura y radio (h_c y R_c) pueden estimarse considerando las restricciones de energía y ángulo de incidencia para el registro de las partículas alfa. Para los emisores de partículas alfa con

energía E_0 , el valor crítico para el radio es equivalente al radio mínimo de la fuente plana alfa, que puede estimarse a partir de las Ecuaciones 4.11 y 4.12, y el valor crítico para la altura puede considerarse como la distancia máxima que la partícula puede viajar en aire y ser registrada por el detector.

En resumen, se puede afirmar que la sensibilidad parcial para un producto de decaimiento en aire de un detector LR-115 en modo de cámara de difusión es igual a la del modo desnudo si el volumen efectivo del producto de decaimiento no intercepta las superficies internas de la cámara de difusión. La Tabla 4.1 muestra los valores críticos de R_c para los isótopos del radón y sus progenies, lo que indica que un detector LR-115 de 0.5 cm de radio se comporta como si fuera un detector desnudo si en la cámara de difusión su radio es mayor a 6 cm y su altura es mayor a 8 cm. Este límite de 8 cm para la altura es un valor aproximado para d_{max} considerando las partículas alfa emitidas por el ^{212}Po , calculados por [82].

En conclusión, el uso de detectores LR-115 en cámaras de difusión presenta diferencias en cuanto a las partículas que se registran en comparación con el modo desnudo. Además, las sensibilidades parciales son iguales para todos los productos de decaimiento en cámaras cilíndricas que utilizan detectores de LR-115, siempre y cuando los valores críticos de altura y radio se tengan en consideración. Es importante considerar estos factores al utilizar detectores LR-115 en cámaras de difusión.

4.3.3 Dependencia con los radios de la fuente y el detector

La probable influencia de las dimensiones de los radios de la fuente y del detector en los valores simulados para las sensibilidades parciales y la mínima densidad de huellas en el detector se evalúa utilizando la fuente de ^{241}Am , debido a que la energía de las partículas alfa con las que emite el ^{222}Rn son similares y haciendo combinaciones para diferentes radios tanto de la fuente como del detector. Para el caso de detectores con radio 0.5 cm, 1 cm y 2 cm los radios de la fuente son 2.35 cm, 2.85 cm y 3.85 cm respectivamente (obtenidos a partir de la Ecuación 4.12). Los resultados se muestran en la Tabla 4.2 y se evidencia la poca influencia de las dimensiones de estos dos parámetros en los valores calculados para las sensibilidades parciales en un amplio rango de combinaciones.

Si las sensibilidades parciales se redondean a la segunda cifra decimal, todas coinciden con un mismo valor de 0.22 cm. La densidad máxima de trazas, que se induce a la mayor distancia entre la fuente y el detector, será menor cuanto mayor sea el área de la fuente, lo que era de esperarse. Sin embargo, esa densidad de trazas no depende del tamaño del detector para una fuente determinada. Los valores corresponden al promedio de cinco corridas del programa y σ es la desviación estándar para cada conjunto de mediciones. La comparación de las sensibilidades parciales con las obtenidas para $r_d = 1$ cm y $r_s = 3$ cm se presenta en la

última fila de la Tabla 4.2. Para estos radios, el volumen muestreado (volumen de emisión de partículas alfa) es muy cercano al volumen efectivo del detector; bajo estas condiciones, la sensibilidad calculada estaría más cerca del valor real para el paso considerado. Los resultados indican la independencia del valor de sensibilidad parcial con el tamaño de la fuente y el detector, siempre y cuando se cumplan las condiciones mencionadas.

Tabla 4.2. Respuesta del detector para las diferentes combinaciones de radios de la fuente y del detector (r_s y r_d , respectivamente). Las sensibilidades parciales son las medias de 5 corridas del programa, con sus desviaciones standard respectivas. En la última fila están las desviaciones porcentuales de cada sensibilidad con respecto al valor obtenido para $r_d = 1\text{cm}$ y $r_s = 3\text{cm}$.

r_s [cm]	3			5			7		
r_d [cm]	0.5	1	2*	0.5	1	2	0.5	1	2
ρ_{min}	1 052	1 077	-	378	380	386	197	186	194
[huellas-cm ⁻²]									
\bar{K}_i [cm]	0.2161	0.2155	-	0.2163	0.2162	0.2159	0.2202	0.2156	0.2158
σ [cm]	0.0002	<0.0001	-	0.0002	<0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Desviaciones (%)	0.30	0.00	-	0.38	0.34	0.17	2.16	0.05	0.17

*La fuente de radio menor es mayor en 3 cm que el radio del detector.

4.3.4 Dependencia con la longitud del paso y comparación con las sensibilidades parciales reportadas por otros autores

Los resultados obtenidos al variar la longitud de paso en las simulaciones se muestran en la Tabla 4.3. El “tiempo total” se refiere al tiempo requerido para realizar todas las mediciones. Los límites para el volumen efectivo en el eje Z se cubren prácticamente en el paso de menor longitud (0.1 cm). La pequeña diferencia en la sensibilidad es probablemente debido a que alguna fracción en el volumen efectivo puede perderse dependiendo del tamaño de paso mostrado en la Figura 4.1. Utilizando de 5 a 9 detectores se puede lograr una buena estimación para la sensibilidad K_B en el rango de distancias fuente-detector que producen huellas visibles para longitudes de paso de 0.5 cm o 0.3 cm, respectivamente, lo que también puede verse en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3. Respuesta del detector en dependencia de la longitud del paso para las distancia de la fuente al detector.

Paso [cm]	Tiempo total [h]	Nº de detectores	d_{min} [cm]	E_{max} [MeV]	d_{max} [cm]	E_{min} [MeV]	$r_d = 0.5,$ $r_s = 4$	$r_d = 1,$ $r_s = 4$	$r_d = 1,$ $r_s = 3$	K_B^*
							K_B [cm]	K_B [cm]	K_B [cm]	
0.05	25	50	0.9	4.66	3.35	1.5	0.22	0.22	0.22	0.019
0.1	12.5	25	0.9	4.66	3.3	1.59	0.22	0.22	0.22	0.019
0.2	6	12	1.0	4.56	3.2	1.77	0.20	0.20	0.20	0.017
0.3	4.5	9	0.9	4.66	3.3	1.59	0.21	0.21	0.21	0.018
0.5	2.5	5	1.0	4.56	3	2.1	0.20	0.20	0.20	0.017

* [huellas·cm⁻²·Bq⁻¹·d⁻¹·m³]

En ese caso, el tiempo total de medición podría ser inferior a 5 horas. El porcentaje máximo de desviación de las sensibilidades parciales en relación con el valor de K_B calculado para el paso más pequeño es de aproximadamente el 10%. Dado que los valores de d_{min} y d_{max} no se conocen de antemano, los tiempos totales serán algo mayores que los tiempos estimados. Sin embargo, serán relativamente pequeños en comparación con los utilizados para la calibración de detectores en cámaras de radón. Obviamente, el tiempo de exposición de los detectores se puede reducir aún más si se utiliza una fuente con una actividad más alta.

Si se aproximan las sensibilidades parciales expresadas (en cm) a décimas puede observarse como estos valores convergen a 0.2 cm. En el caso de las sensibilidades parciales expresadas en huellas·m⁻²/Bq·d·m⁻³, estos valores se aproximan a 0.02. Se puede observar la similitud con los valores reportados por [63] en la cámara walk-in (HPA). El valor obtenido a partir de la simulación realizada también se puede comparar con el experimento realizado por [23] en el que se reporta un valor medio (teórico y experimental) de 0.23 cm (0.02 huellas·m⁻²/Bq·d·m⁻³). La ligera diferencia puede ser debido a las variaciones en las condiciones de grabado y método de lectura empleados en los diversos casos, que como se sabe son propios de acuerdo a la instrumentación de cada laboratorio.

Cabe mencionar que los enfoques teóricos realizados por estos autores son diferentes a los utilizados en este estudio. En el caso de Planinic [111], donde se consideró para el criterio de visibilidad que no era necesario la perforación total del detector, así como tampoco se consideró una corrección de ángulos críticos para ángulos de impacto pronunciados, se reportaron valores más altos de sensibilidad. En la Tabla 4.4 se muestra una comparación del valor de la sensibilidad parcial promedio obtenido en este trabajo con los reportados por otros autores. También se detalla la diferencia porcentual entre la sensibilidad parcial K_B calculada en esta simulación con respecto a la K_B reportada en trabajos similares, esta diferencia porcentual (Dif%) se calcula como

$$Dif(\%) = \frac{|(K_B^i - K_B^{TW})|}{(K_B^i)} \cdot 100 \quad (4.14)$$

donde K_B^i y K_B^{TW} son las sensibilidades reportadas en otros estudios y en éste, respectivamente.

Tabla 4.4. Comparación de los promedios de las sensibilidades parciales obtenidos en este trabajo con los valores teóricos y experimentales reportados por otros autores.

Sensibilidad parcial [huellas·m ⁻² /Bq·d·m ⁻³]	Modo	Observaciones	Dif%
0.021 ± 0.003[75]	Experimental	Factores de equilibrio: radón [~0 - 0.8], torón [~0 - 0.15]	8.6
0.023[33]	Experimental	ΔE=[1.7, 4.1] MeV	16.5
0.022[33]	Teórico	$\bar{\theta}_c = 40^\circ$	12.7
0.02 [23]	Teórico	-	4.0
0.0200±0.0017[23]	Experimental	Para radón	4.0
0.0196±0.0015[23]	Experimental	Para torón	2.0
0.0203[63]	Experimental	Espesor residual de la capa activa de 5.46 μm	5.5
0.0249[167]	Teórico	Espesor residual de la capa activa de 5.46 μm	22.9
0.0197[124]	Teórico	ΔE=[1.48, 4.69] MeV $\bar{\theta}_c = 53^\circ$	2.5
0.0192±0.0001[106]	Teórico	Espesor residual de la capa activa de 5.46 μm	-

*Variación porcentual

En la mayoría de los casos, la diferencia es menor al 20%, considerando incluso ciertos casos en los que las condiciones de grabado, el modo de lectura, el modelo empleado de formación de la huella o los procedimientos experimentales son diferentes al empleado en este caso, lo que lleva a inferir que la propuesta además de ser eficaz tiene la ventaja adicional

de su simplicidad, facilidad de uso, rapidez y bajo costo. Recordando que la función V representa la relación entre la tasa de grabado de las huellas nucleares y la tasa de grabado en el material detector, cabe mencionarse que en el caso del trabajo de [167], donde se observa la mayor diferencia, ésta puede ser debida al uso de funciones V distintas.

4.3.5 Influencia del espesor de la capa activa de las fuentes alfa en los cálculos de sensibilidad

Los resultados previos podrían ser aplicables únicamente a fuentes ideales con espesor despreciable. Sin embargo, debido a que la respuesta del detector LR-115 depende principalmente de la diferencia entre las distancias máxima y mínima permitidas, es posible que la sensibilidad parcial no se vea afectada cuando se utilicen fuentes de espesor relativamente mayor. En el caso de fuentes planas construidas con láminas de aluminio anodizado, la actividad proviene de la superficie superior de una lámina de aluminio, lo que resulta en una fuente con una capa activa de alrededor de $5 \mu\text{m}$ de profundidad ($0.8 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$). Para considerar el espesor finito de la fuente alfa, se modificó ligeramente el programa desarrollado y se distribuyeron uniformemente los átomos de ^{241}Am en la fuente. La energía de las partículas alfa que emergen de la fuente se calculó a partir de la curva de energía-distancia obtenida por el software SRIM 2013 utilizando un material con densidad y composición similares a los de la fuente activa. A través de simulaciones basadas en el método Monte Carlo, se determinaron las distribuciones de energía de las partículas alfa que emergen de la superficie de la fuente de ^{241}Am . Se muestran los histogramas de frecuencia para dos espesores diferentes de la capa activa en la Figura 4.7, habiéndose utilizado el mismo número de historias generadas en ambos casos.

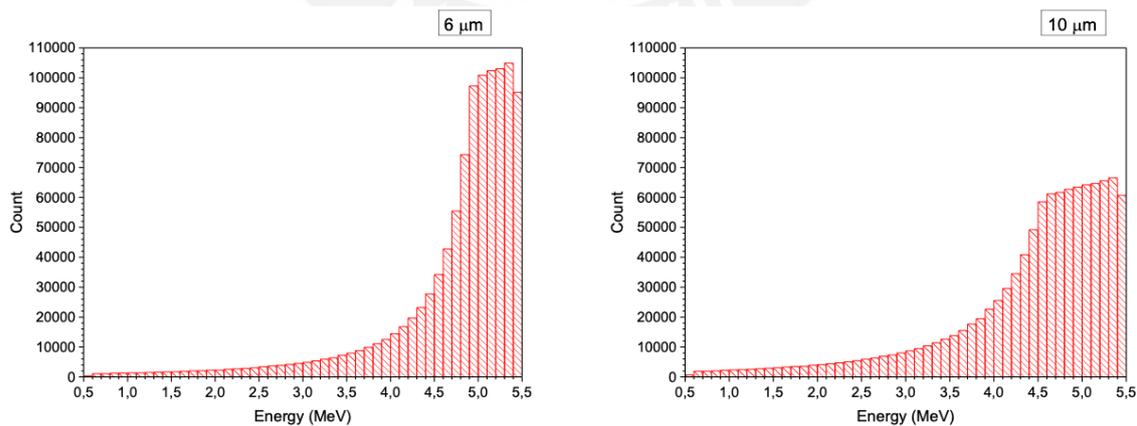


Figura 4.7. Distribución de la energía de las partículas alfa que emergen de la fuente plana de ^{241}Am con un espesor de capa activa de $6 \mu\text{m}$ y $10 \mu\text{m}$ [106].

A medida que el espesor de la capa activa se incrementa, disminuye la cantidad de partículas alfa con energías superiores a E_{max} y aumenta el número de partículas con energías dentro de la ventana de energía. Como resultado, aumenta la probabilidad de detectar partículas alfa emitidas a una distancia menor entre la fuente y el detector, e incluso es posible registrar partículas a una distancia cero. La Figura 4.8 muestra la sección transversal de las intersecciones de superficies planas emisoras alfa con el volumen efectivo para una fuente ideal y para fuentes con diferentes espesores de capa activa. Los datos de entrada para las simulaciones fueron $r_d = 0.5$ cm, $r_s = 4$ cm, $s = 0.1$ cm, la ventana de energía fue [1.48, 4.69] MeV y el ángulo crítico $\theta_c = f(E)$ obtenidos de la Figura 4.4.

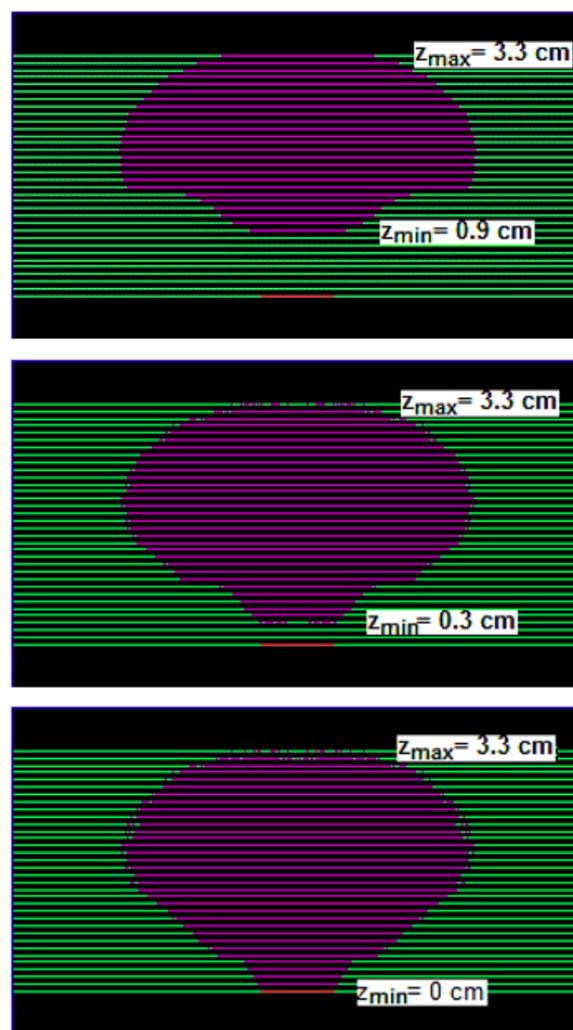


Figura 4.8. Secciones eficaces de los volúmenes efectivos para fuentes de ^{241}Am con diferentes capas activas: $0\ \mu\text{m}$ (A), $6\ \mu\text{m}$ (B) y $10\ \mu\text{m}$ (C). Las sensibilidades parciales calculadas por simulaciones de Monte Carlo 0.2169 cm, 0.2185 cm y 0.2196 cm, respectivamente. La línea roja debajo de cada volumen efectivo, representa el detector de LR-115 [106].

Se observa a partir de estos resultados de la simulación, que las sensibilidades parciales son prácticamente las mismas en todos los casos. Las diferencias porcentuales en cuanto a la sensibilidad en comparación con la fuente ideal son alrededor del 1%. No obstante, existen diferencias en cuanto a las formas, dimensiones y ubicaciones de los volúmenes efectivos. A medida que se aumenta el espesor de la capa activa, el volumen efectivo se hace más grande y se inducen huellas visibles en el detector a una distancia menor de la fuente. Por ejemplo, para generar huellas visibles en un detector LR-115 frente a una fuente plana ideal, la distancia entre la fuente y el detector no puede ser menor a 0.9 cm (considerando el tamaño de paso utilizado en las simulaciones). Sin embargo, para una fuente con una capa activa de $10 \mu\text{m}$ de espesor, las huellas visibles se producen a una distancia de 0 cm entre la fuente y el detector. A pesar de que hay un aumento ligeramente mayor en la sensibilidad parcial hasta una capa activa de $10 \mu\text{m}$ de espesor, se espera que disminuya para espesores mayores debido a la autoabsorción de partículas alfa. Por estas razones, es importante conocer la naturaleza del material activo para tener una idea de la distancia mínima entre la fuente y el detector a partir de la cual se empiezan a registrar las huellas.

4.3.6 Influencia del torón y su progenie en las mediciones de radón

Al utilizar el modo desnudo para mediciones de radón, el torón y su progenie emisora alfa pueden contribuir a la formación de huellas en el detector LR-115, lo que puede llevar a estimaciones inexactas de las concentraciones de radón. Por lo tanto, se requiere la realización de correcciones para tener en cuenta el número de huellas que interfieren en la medición.

La densidad de huellas que se registra en un detector expuesto en un ambiente que contiene radón, torón y sus progenies, ha sido formulado por [75, 119] en la siguiente expresión:

$$\rho_B^{ME} = K_B t [C_{rn}(1 + F_P) + C_{th}(2 + f_4')] \quad (4.15)$$

donde $F_P = \frac{C_{218Po}}{C_{rn}} + \frac{C_{214Po}}{C_{rn}}$ es el factor de equilibrio proxy y $f_4' = \frac{C_{212Po}}{C_{th}}$.

Si la concentración de torón y su progenie se puede despreciar, la densidad de huellas registradas en el detector en un mismo tiempo t , se deberá solamente a la contribución de radón y su progenie no equilibrada [165, 15, 166]:

$$\rho_B^{ME} = C_{rn} K_B t (1 + F_P) = S_B^{rn} C_{rn} t \quad (4.16)$$

donde S_B^{rn} es el factor de calibración del detector desnudo que relaciona la tasa de densidad de huellas con la concentración de radón y puede determinarse en forma experimental en una cámara de radón en condiciones ambientales similares a las de la exposición del detector.

Para rectificar la densidad de huellas registrada en un detector LR-115 sin tener en cuenta las contribuciones del torón y su progenie, una opción puede ser restar la Ecuación 4.16 de la Ecuación 4.15 y utilizar la aproximación recomendada por [15] para la corrección en escenarios bajo condiciones normales.

$$\Delta\rho = \rho_B^{ME} - \rho_B^{rn} = 2C_{th}K_B t \quad (4.17)$$

La ecuación anterior indica que la presencia del torón influye en la densidad de huellas en el detector y es necesario realizar una corrección. La densidad de huellas correspondiente entonces solo al radón y su progenie, teniendo en cuenta esta corrección será:

$$\rho_B^{rn} = \rho_B^{ME} - 2C_{th}K_B t \quad (4.18)$$

Donde el valor de la sensibilidad K_B determinada es utilizada en el cálculo. Por lo tanto, puede decirse que a partir de Ecuación 4.16, la concentración de radón en un ambiente mixto se puede estimar de la siguiente manera:

$$C_{rn} = \frac{\rho_B^{ME}}{S_B^{rn} t} - 2 \frac{K_B}{S_B^{rn}} C_{th} \quad (4.19)$$

En la expresión anterior, el primer término representa la concentración de radón sin corregir, que puede considerarse sobreestimada debido a la presencia de torón. Si se desprecia la concentración del torón, será posible entonces medir la concentración real de radón empleando ese término solamente. Por otro lado, los resultados presentados podrían ser aplicados a mediciones de torón, por ejemplo, utilizando una cámara de difusión donde pueda discriminarse el torón. Si se conoce la concentración de radón y utilizando la Ecuación 4.19 puede escribirse entonces:

$$C_{th} = \frac{1}{2} \left(\frac{\rho_B^{ME}}{S_B^{rn} t} - \frac{S_B^{rn}}{K_B} C_{rn} \right) \quad (4.20)$$

Es importante señalar que tanto la Ecuación 4.19 como la Ecuación 4.20 podrían arrojar valores negativos debido a las incertidumbres obtenidas en las mediciones.

En cuanto a los productos de desintegración del torón, aun considerando que la bifurcación del ^{212}Bi no es relevante para el cálculo de la sensibilidad parcial (ver Tabla 4.1), es necesario utilizar un factor de corrección para determinar el porcentaje de emisión alfa en el cálculo, por ejemplo, la contribución del ^{212}Bi o ^{212}Po en suspensión (en el aire) en la densidad de huellas.

A pesar de que el significativo desequilibrio espacial entre el torón y sus productos de desintegración es un problema importante a considerar, el torón exhibe una distribución no

homogénea debido a su corta vida media en contraste con sus productos de desintegración. Según la Ecuación 4.15 la densidad de huellas generada por el torón y su progenie en suspensión en el detector LR-115 desnudo puede expresarse como:

$$\rho_B^{th} = K_B C_{th} t (2 + f_4') \quad (4.21)$$

Considerando que el ^{216}Po y el ^{212}Po tienen una vida media muy corta y se desintegran prácticamente en el instante que se forman, puede decirse que el ^{216}Po estará en equilibrio siempre con el torón y el ^{212}Po lo estará con el ^{212}Bi . Debe recordarse que el ^{212}Bi tiene una bifurcación en su decaimiento, pues el 36% decae por emisión de partículas alfa de 6.05 MeV, mientras que el 64% decae prácticamente instantáneamente debido a emisión beta a ^{212}Po , que a su vez es un emisor de partículas alfa con energías de 8.78 MeV. Debido a estas consideraciones, la ecuación anterior puede describirse de la siguiente manera:

$$\rho_B^{th} = K_B t (C_{th} + C_{216Po} + 0.36C_{212Bi} + 0.64C_{212Bi(212Po)}) \quad (4.22)$$

En otras palabras, es posible afirmar que las contribuciones individuales para los productos ^{212}Bi y ^{212}Po aerotransportados en la densidad de huellas, deben de incluir los factores de corrección de emisión alfa para cada uno de ellos:

$$\begin{aligned} \rho_B^{212Bi} &= 0.36 K_B C_{212Bi} t \\ \rho_B^{212Po} &= 0.64 K_B C_{212Po} t \end{aligned} \quad (4.23)$$

Es necesario resaltar que la contribución del radón, torón y su progenie presentes en el entorno cercano al detector no fue considerada en la simulación, debido a que por las energías de sus partículas alfa emitidas no pueden registrar sus huellas. También se ha considerado la probable reducción de estos productos debido al efecto plate-out. La justificación de esta simplificación se basa en el hecho que los detectores están expuestos en un periodo corto de tiempo y que en los laboratorios los valores de fondo (bajos niveles de radón/torón) son bastante bajos. Al utilizar una fuente como la de ^{241}Am , considerada de alta actividad, puede decirse que casi todas las huellas registradas en el detector provienen de las partículas alfa emitidas por la fuente, justamente las que son requeridas para el cálculo de las sensibilidades parciales.

Puede afirmarse entonces que los resultados obtenidos representan con gran precisión la sensibilidad del LR-115 a las partículas alfa. Las simulaciones fueron realizadas considerando un gran número de historias (aproximadamente 5×10^6) y cada experimento se realizó un mínimo de 3 veces, lo que puede evidenciarse en las desviaciones estándar porcentuales que fueron menores al 1% en todos los casos.

Es necesario señalar también que las formas, dimensiones y ubicaciones de los volúmenes efectivos son diferentes. Con el aumento del espesor de la capa activa, el volumen efectivo se vuelve más grande y se inducen huellas visibles en el detector a una distancia menor de la fuente. Por ejemplo, para inducir huellas visibles en un detector LR-115 frente a una fuente alfa planar ideal, la distancia entre ellas no puede ser inferior a 0.9 cm (para el paso utilizado en las simulaciones); las huellas visibles se inducen para una distancia de fuente a detector de 0 cm para una fuente de espesor activo de $10 \mu\text{m}$. Aunque hay un ligero aumento en la sensibilidad parcial hasta una capa activa de $10 \mu\text{m}$ de espesor, se espera que disminuya para espesores mayores debido a la autoabsorción de partículas alfa. Por las razones anteriores, para definir la distancia mínima entre la fuente y el detector, se deben conocer bien las características de la fuente si se va a calcular la sensibilidad parcial de un detector LR-115 desnudo mediante el método desarrollado.

4.4 Propuesta final del método alternativo de calibración

Se desarrollaron las bases de un método y un programa de simulación para calcular la sensibilidad parcial de un detector LR-115 en modo desnudo que pueda registrar al radón, torón o cualquiera de sus progenies, para espesores residuales del detector en el rango de $5.19 \mu\text{m}$ a $6.28 \mu\text{m}$.

Los resultados de la simulación demostraron que la sensibilidad parcial se puede estimar experimentalmente midiendo las densidades de huellas inducidas en detectores pequeños expuestos a diferentes distancias de una fuente alfa plana. Se demostró la igualdad de las sensibilidades parciales para fuentes alfa isotópicas con energías superiores a E_{max} de la ventana de energía, y para el radón, torón y sus progenies. El valor promedio de la sensibilidad parcial calculada es comparable con los obtenidos teórica y experimentalmente por otros autores. A partir de los resultados puede inferirse que los resultados no son válidos solamente para fuentes alfa electrodepositadas, sino que también se pueden utilizar otros tipos de fuentes planas comerciales, como aquellas encapsuladas con láminas metálicas muy delgadas o aquellas construidas a partir de láminas de aluminio anodizado. El método propuesto y evaluado mediante simulación experimental es más simple y rápido en comparación con el método que utiliza fuentes estándar de radón y sus progenies y una cámara grande con condiciones controladas.

Cuando decimos que el método es más simple y rápido, nos referimos a que el proceso se puede realizar prácticamente en cualquier lugar con herramientas accesibles y en poco tiempo, dependiendo de la actividad de la fuente alfa. Esta propuesta es evidentemente mucho más sencilla y rápida, en comparación con el método que utiliza una cámara grande con

condiciones controladas (walk-in chamber), es beneficioso para ahorrar tiempo y recursos. Además, este método proporciona resultados precisos y comparables con los obtenidos mediante métodos teóricos y experimentales.

Es importante destacar que este método y programa de simulación permiten calcular la sensibilidad parcial de un detector LR-115 desnudo de manera más eficiente y precisa que los métodos convencionales. Por lo tanto, puede ser una herramienta útil en la caracterización de la respuesta del detector a diferentes fuentes alfa, lo que es importante para aplicaciones en la detección de partículas alfa en el medio ambiente. Además, el uso de fuentes planas comerciales más accesibles y económicas aumenta la aplicabilidad y la viabilidad del método propuesto.

En resumen, el método y el programa de simulación desarrollados presentan una alternativa interesante, sencilla y práctica para la medición de la sensibilidad parcial de detectores LR-115 desnudos a partículas alfa para laboratorios que no dispongan de equipos sofisticados o cámaras de calibración.



Capítulo 5

Mediciones de radón intramuros (en interiores) en Lima

El radón y su progenie, cuando se inhalan, administran una dosis significativa de radiación alfa al tejido bronquial que se ha relacionado con el cáncer pulmonar de origen radiológico. Para estimar la dosis de inhalación en viviendas, generalmente la contribución del torón y su progenie se desprecia, únicamente la contribución del radón se mide con una cámara de difusión y el alfa total en el aire mediante detectores desnudos colocados sobre la pared, el cual este último método minimiza los efectos de ventilación, mobiliario y otras superficies.

El gas radón (^{222}Rn) y el torón (^{220}Rn) decaen en su progenie de vida corta y crea un aerosol de partículas sólidas suspendidas, también conocidas como SPM (Suspended Particulated Matter). Esta progenie de vida corta está presente en el aire interior y exterior de una vivienda como partículas sueltas o pueden adherirse a partículas existentes formando la llamada progenie adherida. La magnitud de la fracción libre depende principalmente de la concentración de partículas ambientales, que depende de las condiciones locales. La inhalación de la progenie libre y la adherida en el aire contribuyen predominante en la dosis a los pulmones. Debido a que el radón es un gas inerte, casi todo el radón que se inhala se exhala posteriormente; sin embargo, una gran proporción de la progenie del radón inhalado se deposita en las vías respiratorias de los pulmones. Debido a sus vidas medias cortas, la dosis llega a los tejidos pulmonares antes de que pueda tener lugar la depuración, ya sea por absorción en la sangre o por transporte de partículas al tracto gastrointestinal. Dos de estos productos de vida corta, el ^{218}Po y el ^{214}Po , emiten partículas alfa cuya energía depositada domina la dosis al pulmón. Como consecuencia, la dosis equivalente a los pulmones contribuye con más del 95% de la dosis efectiva después de la inhalación de la progenie del radón [61, 101]. Por lo general, la dosis efectiva de la inhalación de gas radón es inferior al 10% de la dosis de la progenie del radón inhalado [61, 101].

Estudios epidemiológicos han demostrado que el riesgo de cáncer de pulmón aumenta al menos un 8% por cada incremento de $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ en la concentración de radón. El estudio europeo combinado en residencias ha mostrado un riesgo relativo adicional del 16% por cada

incremento de $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [18]. Adicionalmente, se encontró evidencias de riesgo de cáncer de pulmón incluso en aquellos expuestos a concentraciones de actividad por debajo de $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [18]. En Europa, el radón es considerado la segunda causa principal de cáncer de pulmón después del tabaquismo. Aunque el radón tiene mayor probabilidad de causar cáncer de pulmón en personas que fuman o han fumado en el pasado, el radón es la principal causa de cáncer de pulmón en personas que nunca han fumado. La exposición al radón aumenta el riesgo de cáncer de pulmón.

Siendo Lima una ciudad con una alta cantidad de particulado se puede concluir entonces que es importante la contribución de la progenie adherida que ingresa a nuestro organismo por inhalación. Considerando adicionalmente que el 13% de la población en el Perú es adicta al tabaquismo, porcentaje relativamente bajo con respecto al promedio mundial de 20.3% según WHO (<https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/tobacco>, accedido el 3 de Junio de 2023), se puede decir entonces que el radón es una causa importante en la incidencia de cáncer pulmonar en nuestra población. El cáncer de pulmón es el sexto cáncer más común y la segunda causa de muerte por cáncer en el Perú. Según estadísticas de Globocan, en 2018 se proyectaron 3 210 nuevos casos y 2 844 muertes, con tasas estandarizadas de incidencia y mortalidad de 9.5 y 8.9, respectivamente, con factor de mortalidad-incidencia de 0.93) [126]. Es por esta razón que no solamente se justifica este trabajo sino constituye un importante y necesario aporte a la salud de los peruanos al mismo tiempo que se entregan los primeros valores medidos en nuestra ciudad.

Los monitoreos de radón intramuros (término en español, acuñado por el Dr. Guillermo Espinosa de la UNAM [27]) pueden tener diversas orientaciones o fines, como por ejemplo, el de relacionar al radón con el riesgo al desarrollo de neoplasias [88], identificar áreas de mayor concentración para priorizar su mitigación y desarrollar políticas, y programas para reducir su concentración en el ambiente. El estudio de materiales de construcción y la exhalación de radón y torón, de acuerdo a su composición, también puede contribuir a disminuir las concentraciones de estos gases al interior de las viviendas. La relación entre la concentración de radón y diversos factores ambientales y geogénicos es bastante estrecha, por lo que todos estos parámetros deben de ser tomados en cuenta.

Los monitoreos de radón utilizando detectores de huellas nucleares (SSNTDs) son de los más realizados a nivel mundial, debido a su facilidad de uso y bajo costo, como se evidencia en la Figura 5.1.



Figura 5.1. Resumen de monitoreos de radón a nivel mundial utilizando diferentes técnicas de medición [99].

Sin embargo, se considera que el LR-115 tiene ventajas con respecto al CR-39TM por su ventana de energía definida y ad-hoc para el registro de partículas alfa provenientes de radón, torón y progenie. Otro punto importante es que el LR-115 no registra las alfas depositadas en su superficie, despreciando el efecto plate-out [5], con lo que solo registrará la contribución aérea de estos gases. Su bajo costo comparado y su facilidad de uso (manipulación, tiempo menor de grabado químico), transporte y almacenamiento hacen que estos detectores sean ideales para registrar las huellas de las partículas alfa emitidas por el radón. El grupo GITHUNU – PUCP ya ha estudiado a este material y esta caracterizado [107].

Muchos países han realizado estudios de monitoreo de radón utilizando detectores de huellas nucleares (SSNTDs) identificando edificaciones en las llamadas “zonas de riesgo” (prone area) [20, 155, 98]. Aunque el CR-39TM ha sido ampliamente utilizado en Europa para este propósito [134, 127, 68, 67, 41] en monitoreos a gran escala respaldados por el gobierno y las instituciones estatales, en nuestro caso, optamos por utilizar el detector LR-115 tipo 2 no pelicular. Este detector es fabricado bajo licencia de Kodak Pathé (Francia) por la empresa DOSIRAD (Francia) debido a su bajo costo, facilidad de uso y nuestra experiencia previa. El detector LR-115 se ha utilizado en modo desnudo, abierto o descubierto y al interior de una cámara de difusión o modo cerrado. El uso de estos detectores LR-115 ya sea en modo desnudo [120, 141, 153] o en cámara de difusión [158, 99] ha sido ampliamente probado en diversos países en desarrollo. En los capítulos anteriores se ha tratado sobre

que es lo realmente mide el detector en modo desnudo y su calibración. En el caso de los detectores en cámara de difusión su calibración ya ha sido también estudiada [124]. Los detectores desnudos registran las concentraciones de radón, torón y sus progenies en el aire [75]. Esto complica su calibración pues deben de tenerse en cuenta factores atmosféricos [95], el hecho que el torón presente y su progenie no estén en equilibrio, por lo que se puede afirmar que este factor de calibración depende fuertemente del factor de equilibrio y se considera entre 0.2 y 0.7 [146].

Comparando ambos modos de exposición puede decirse que si bien los monitores en cámaras de difusión son menos sensibles a las variaciones de condiciones ambientales [108], son menos propensos a dañarse por factores ambientales y su calibración puede ser más sencilla, en el caso de los detectores en modo desnudo, su costo es menor y al ser colocados fijos a la pared, la posibilidad que se pierdan o cambien de ubicación durante el periodo de medición es mucho menor que con las cámaras de difusión. Recordemos, también, que los detectores al interior de las cámaras de difusión solo registrarán al radón y a su progenie que se produzca al interior de la cámara, considerando el uso de una barrera semipermeable.

5.1 Descripción del área de monitoreo

Las mediciones de radón se realizaron en la provincia de Lima, capital del Perú, localizada en la costa central de Sudamérica. La ciudad de Lima, está rodeada por el océano Pacífico y hacia el este por la cordillera andina central. Los ríos Chillón, Rímac y Lurín recorren la ciudad y desembocan en el océano Pacífico y juegan un importante rol en la erosión y transporte de material no conglomerado. La geología del lugar ya ha sido estudiada en un trabajo previo [152].

Lima está dividida políticamente en 43 distritos, que ha sido divididos en 4 conos o regiones para este estudio, de acuerdo con la clasificación realizada por la municipalidad provincial de Lima [70]. Se divide a los distritos de Lima de la siguiente manera:

- Cono Lima Norte
- Cono Lima Sur
- Como Lima Este
- Lima Centro

La población de la provincia de Lima es superior a los 10 millones de habitantes y tiene una superficie de aproximadamente 2 678.28 km². En esta extensa área podemos encontrar

una variedad de diversas características presentadas en cada región como se detallará a continuación:

- **Lima centro:** localizada a orillas del Pacífico y rodeada por los otros conos, comprende 16 distritos con una superficie de 147.73 km² y una población superior a los 2 millones de habitantes [45], siendo la zona donde se concentra la mayor población en la ciudad. Su suelo es principalmente formado por depósitos aluviales arrastrados por el río Rímac. El Rímac es importante para Lima, pues la napa freática se encuentra bastante profunda y los depósitos orgánicos incrementan su compactación. Presenta afloramientos rocosos cubiertos por material limoso y arcilloso y en algunos lugares el acarreo de grava influye en la compactación del suelo. La grava se mezcla con arena fina, limo y arcillas haciendo que los suelos se vuelvan más compactos [46].
- **Cono Este:** localizada al este de Lima centro, no tiene acceso al mar y colinda con la cordillera de los Andes. Este cono comprende 8 distritos que ocupan un área de 814.25 km² con una población cercana a los 3 millones de habitantes. En algunos distritos, como San Juan de Lurigancho se encuentran depósitos coluviales debido al efecto de la gravedad. El crecimiento urbano acelerado ha generado también la presencia de material de relleno proveniente de otras zonas [46]. Existe también material gravoso de mayor tamaño (canto rodado) que forma parte de los depósitos aluviales.
- **Cono Norte:** ubicada al norte de Lima centro colindante con la provincia Constitucional del Callao, comprende 8 distritos y ocupa una superficie de 857.26 km². El Cono Norte tiene una población cercana a los 3 millones de habitantes y su suelo esta mayormente compuesto por estratos de materiales granulares finos y arcillosos recientes. El río Chillón es el principal que cruza esta zona y es el responsable del transporte de material aluvial.
- **Cono Sur:** localizada al sur de Lima Centro, a orillas del Océanos Pacífico, está compuesto por 13 distritos que ocupan una superficie de 845.92 km² y es habitada por cerca de 3 millones de habitantes. Es una zona predominantemente desértica, presenta depósitos eólicos [74] provocados por los fuertes vientos sureños y depósitos marinos, que incrementan la porosidad del suelo. Este cono comprende a los llamados distritos balnearios de Lima, con población estacional (verano) y por ende con una baja densidad poblacional.

El área de estudio se muestra en la Figura 5.2. Una de las características especiales del clima de Lima es su alta humedad relativa, que puede alcanzar el 99% en invierno y alta

nubosidad, sin embargo tradicionalmente tiene un bajo índice de precipitaciones (promedio anual de 7 mm). Sus temperaturas oscilan entre 12 °C y 30 °C [133].



Figura 5.2. Mapa del área de estudio de la provincia de Lima [105].

5.2 Descripción del criterio empleado para realizar el monitoreo de radón en Lima

Dado que este monitoreo está orientado a una exploración preliminar relacionada a la salud poblacional, se eligió el criterio prioritario de densidad demográfica. Este criterio ha sido utilizado en programas de monitoreo similares en otros países [16, 26, 86, 13]. Se dividió la superficie de cada distrito mediante una grilla de 5 km², estableciéndose un mínimo de detectores al interior de esta grilla de acuerdo a la densidad poblacional de cada distrito estudiado. El muestreo se realiza en forma aleatoria al interior de cada grilla, lo que garantiza una muestra representativa [86]. El número de edificaciones por distrito en cada cuadrícula se muestra en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1. Criterio para determinar el número mínimo de viviendas en cada grilla.

Clasificación del distrito	Densidad poblacional [habitantes·km⁻²]	Número mínimo de lugares de muestreo de grilla
A	Menos de 2 500	0
B	Menos de 5 000	1
C	Menos de 10 000	2
D	Menos de 20 000	4
E	Más de 20 000	6

Este es el primer monitoreo realizado a mediana escala en nuestro país y es de carácter exploratorio. Muchos países como el Reino Unido llevan años construyendo el mapa de radón, es por esta razón que considero que se ha dado un gran primer paso para conseguir lo mismo para nuestro país. Es necesario indicar que este monitoreo, a diferencia de la mayoría que es realizado por un ente gubernamental, fue ejecutado por los integrantes del grupo de investigación GITHUNU-PUCP, los voluntarios fueron mayoritariamente miembros de la comunidad PUCP, compuesto por docentes, alumnos y personal administrativo, quienes accedieron a llevar los detectores a sus hogares voluntariamente. Primero se dieron campañas informativas por diversos medios presenciales (ferias, explicaciones en aula, charlas) y en forma digital (página web del grupo de investigación, videos de difusión (<https://www.youtube.com/watch?v=xz1rrdAF2as>, accedido el 3 de Junio de 2023), entrevistas en la radio y boletines de la PUCP) a modo de concientizar a la comunidad y motivarlos a participar. Posteriormente, el IPEN y otras instituciones educativas se unieron con voluntarios y se obtuvo más lugares de medición. Es importante mencionar que para poder garantizar la representatividad de la muestra se estableció un mínimo número de detectores por distrito. En algunos distritos con baja densidad poblacional no se había considerado la medición, pero si un voluntario aparecía perteneciente a esos distritos, igual se le brindaba los detectores, a fin de tener mayor data estadística. Los voluntarios eran invitados a llenar un formulario (virtual o impreso) donde colocaban los datos y características del lugar de monitoreo. Una vez que los voluntarios llenaban el formato, se les entregaban dos detectores (en algunos casos solo desnudos y en otros desnudos y en cámara de difusión). Esto debido a que se contaban con menor cantidad de cámaras de difusión y solo se entregaban en los casos que se requerían para tener una mejor representatividad. El tiempo de medición seleccionado para los detectores se estableció en mediciones previas a fin de tener la certeza que el número de trazas obtenidas sería lo suficiente para no tener mayores errores de interpretación al

considerar el fondo de los detectores. Luego de 10 semanas aproximadamente, los monitores eran devueltos al laboratorio donde eran sometidos al proceso de grabado químico y su posterior lectura o evaluación.

Para calcular el número mínimo de detectores por distrito se efectúa el cálculo considerando la superficie efectiva de cada distrito, es decir el área habitada (sin considerar zonas industriales, montañas, pantanos, grandes extensiones forestales, etc.). Este cálculo se muestra en la Tabla 5.2 para cada distrito separado de acuerdo al cono o zona a la que pertenecen. Para el cálculo de la densidad poblacional se consideró el censo del 2017 [45].



Tabla 5.2. Monitores por grilla en cada distrito de monitoreo.

Cono o zona	Distrito	Clasificación del distrito	Número mínimo de muestras por grilla	Número de grillas en área habitada	Número mínimo de detectores por distrito	Número final de detectores en distrito
Lima Centro	Barranco	C	2	1	2	3
	Breña	E	6	1	6	16
	Cercado de Lima	D	4	4	16	31
	Jesús María	D	4	1	4	13
	La Victoria	E	6	2	12	9
	Lince	D	4	1	4	7
	Magdalena del Mar	D	4	1	4	7
	Miraflores	D	4	2	8	10
	Pueblo Libre	E	6	1	6	50
	Rímac	D	4	2	8	5
	San Borja	D	4	2	8	11
	San Isidro	C	2	2	4	10
	San Luis	D	4	1	4	12
	San Miguel	D	4	2	8	35
	Surco	D	4	7	28	22
	Surquillo	E	6	1	6	6
Lima Este	Ate	C	2	7	14	26
	Cieneguilla	A	0	1	0	0
	Chaclacayo	A	0	1	0	2
	El Agustino	D	4	1	4	1
	La Molina	B	1	5	5	11
	Lurigancho	A	0	1	0	0
	San Juan de Lurigancho	C	2	18	36	29
	Santa Antita	E	6	12	72	7
Lima Norte	Ancon	A	0	1	0	0
	Carabaylo	A	0	1	0	0
	Comas	D	4	10	40	42
	Independencia	D	4	3	12	10
	Los Olivos	D	4	4	16	51
	Puente Piedra	B	1	14	14	13
	San Martín de Porres	A	4	7	28	28
	Santa Rosa	D	0	1	0	0
Lima Sur	Chorrillos	C	2	9	18	4
	Lurin	A	0	1	0	2
	Pachacamac	A	0	1	0	1
	Pucusana	A	0	1	0	0
	Punta Hermosa	A	0	1	0	0
	Punta Negra	A	0	1	0	0
	San Bartolo	A	0	1	0	0
	San Juan de Miraflores	D	4	8	32	9
	Santa María del Mar	A	0	1	0	0
	Villa María del Triunfo	C	2	14	28	5
	Villa El Salvador	D	4	7	28	9

*Censo Nacional, 2017 [45].

Cabe señalar que las mediciones se llevaron a cabo entre los años 2017 a 2019. Dada la cercanía geográfica se tienen datos también de la Provincia Constitucional del Callao que han sido procesados, pero no incluidos en este trabajo. Con posterioridad a 2018 se realizaron también monitoreos exploratorios y en menor escala en las ciudades de Lambayeque [37], en Huancayo [19]. En el caso de las ciudades de Cuzco, Arequipa y Puno, fueron parte del proyecto PER9024 desarrollado por la IAEA – IPEN – PUCP y otras instituciones con medidores comerciales DPR2. Se colocaron también nuestros detectores y se espera completar la data para ir formando el mapa de radón nacional.

5.3 Detectores utilizados en el monitoreo

El monitoreo fue realizado con detectores LR-115 tipo 2 no pelificable, colocados en modo desnudo y algunos en cámaras de difusión (monitores G2). Se realizaron mediciones en 508 viviendas con detectores desnudos. En el 27.5% (140) de estas viviendas se colocaron adicionalmente monitores G2. A continuación, se detalla cada uno de estos modos de medición:

5.3.1 Detectores en modo desnudo

Este es el modo en que prioritariamente se utilizaron a los detectores para hacer las mediciones integradas. Para este monitoreo exploratorio era necesario un método fácil de usar y de bajo costo. Se observó algunas opciones comerciales que se fijaban en un soporte plástico y se dejaban sobre un mueble a una altura determinada, como se muestra en la Figura 5.3.



Figura 5.3. Detector en modo abierto o desnudo de la firma Kodalpha [102].

Este monitor de tipo ON-OFF tenía la desventaja de que podía moverse, cambiarse de lugar o incluso perderse durante el periodo de medición. Sin embargo, en nuestro caso cada detector LR-115 era cortado en cuadrados de 15 mm de lado y se fijaban a una mica plástica donde se había impreso su codificación (zona y distrito), la mica plástica era también cuadrada y de 50 mm de lado. El conjunto se colocaba al interior de un sobre de papel, a su vez, dos de estos sobres pequeños, instrucciones y una etiqueta recordatoria se colocaban dentro de un sobre más grande. En otras palabras, cada persona recibía dos monitores (como se muestra en la Figura 5.4), indicando que los monitores se coloquen en la misma habitación y en condiciones similares pegados a la pared a una altura de aproximadamente 150 cm (a la altura de los ojos de la persona).

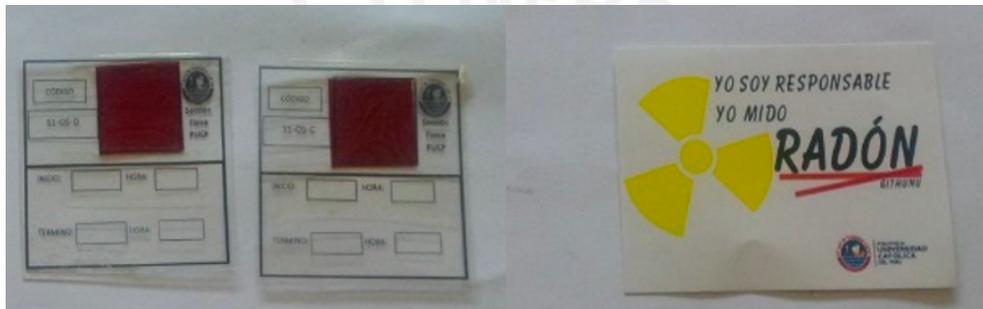


Figura 5.4. Detectores en modo desnudo utilizado en el monitoreo de radón en Lima-Perú y etiqueta recordatoria.

De esta forma las posibilidades de pérdida o de cambio de ubicación durante las 8 a 12 semanas de medición se reducían, ya que luego de ese tiempo regresaba por lo menos uno de los detectores al laboratorio para su análisis. Esta información se encontraba también impresa en una infografía que se le brindaba a cada voluntario junto con el sobre con detectores, a fin de minimizar en lo posible el error a la hora de colocación (Anexo A). Los voluntarios también registraban el día de inicio y de fin del monitoreo en el sobre que era entregado junto con los detectores. Estas mediciones se realizaron en distintas épocas o estaciones del año para obtener en algunos casos varias mediciones para una casa. Todas estas se promediaban para obtener un valor único para cada ubicación. Esta metodología ya la habíamos realizado en un plan piloto llevado a cabo previamente [4] que había determinado que las concentraciones de radón en interiores eran bajas. Los resultados obtenidos en ese monitoreo exploratorio indicaban que el contenido de ^{232}Th era bajo en los materiales de construcción utilizados generalmente en las viviendas de las edificaciones en Lima (generalmente ladrillo y cemento), por lo que se puede inferir que el contenido de torón exhalado era también bajo. Es bien sabido que, si las paredes de las viviendas están recubiertas con pintura, esto es suficiente para reducir la exhalación del torón. Además, la concentración de este gas disminuye de

manera exponencial a medida que nos alejamos de la pared, siendo mínima su contribución a distancias mayores a 10 cm de esta [80]. Como resultado, se observa una disminución en la concentración de torón en el volumen cercano a la pared, llegando a representar solo alrededor del 25-30% de su valor original. Además, dado que la mayoría de los átomos de torón exhalados se desintegran cerca a la pared, se espera que la mayoría de su progenie se deposite en la misma antes de desintegrarse en el aire, excepto el ^{216}Po .

Mishra et al. [81] confirman experimentalmente que cerca a la pared el torón tiene un valor de factor de equilibrio bastante pequeño, por lo que se puede considerar, una contribución despreciable de su progenie a la densidad de huellas registrada en el detector. Con esto se puede concluir que en el caso de un detector desnudo colocado sobre la pared, las huellas registradas se deben prioritariamente al radón y su progenie no equilibrada. Solo en los casos en que el material de construcción de la pared tenga un alto contenido de torón y que la pared no se encuentre pintada o la capa de pintura este deteriorada, se puede considerar que el torón puede contribuir efectivamente a la concentración, considerando además que su progenie, el ^{216}Po , se descompone casi al mismo tiempo y lugar que su predecesor, duplicando entonces su contribución.

Por el contrario, si se considera que la contribución del torón es baja, para determinar el factor de calibración del detector desnudo de LR-115 (K_B), se debe considerar la sensibilidad parcial de cada una de las especies (κ_B) y el factor de equilibrio (F_{rn}) para el radón, lo que se puede expresar como [23]:

$$K_B = \kappa_B[1 + 2F_{rn}] \quad (5.1)$$

Si se considera una sensibilidad parcial de $0.02 \text{ huellas} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^3$ [24] y un factor de equilibrio indicado por UNSCEAR en el rango de 0.2 a 0.7 [147], se obtiene un valor promedio para el factor de calibración igual a $(0.038 \pm 0.005) \text{ huellas} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^3$, el cual se puede obtener para un factor de equilibrio de 0.45. El valor del factor de calibración concuerda con los valores obtenidos de forma experimental en el laboratorio de calibraciones de GITHUNU–PUCP, considerando las incertidumbres.

Para determinar el nivel de fondo, se utilizó el procedimiento seguido por Belgaid [8]. Se consideraron detectores de fondo que no fueron expuestos a medio ambiente y luego se les sometió al proceso de tratamiento químico y lectura. El límite inferior de detección (LLD) se obtuvo en función al área de conteo (S) mediante la siguiente relación [8]:

$$LLD = 4.66 \frac{\sqrt{\rho S}}{FS} \quad (5.2)$$

donde ρ es la densidad de huellas de fondo y F es el factor de sensibilidad. Para un área de conteo promedio de 106.1 mm^2 y una densidad de huellas de fondo de $7.47 \text{ huellas} \cdot \text{cm}^{-2}$ se obtuvo que el límite inferior de detección para los detectores desnudos es de $15 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$.

Al terminar el periodo de monitoreo, los detectores regresaban al laboratorio y eran sometidos a un proceso de grabado químico (etching) utilizando el procedimiento estándar establecido en el laboratorio y adaptado de [10]: utilizando una solución de hidróxido de sodio (NaOH) 2.5N durante 90 minutos a una temperatura estable de $(60 \pm 0,1) \text{ }^\circ\text{C}$ en un baño termoestabilizado con agitador magnético. Posteriormente los detectores fueron leídos utilizando el sistema de lectura automatizada POLITRACK (<https://miam.it/prodotti/politrack/>, accedido el 5 de Junio de 2023).

5.3.2 Detectores en cámara de difusión

El uso de las cámaras de difusión fue posterior a las primeras mediciones con detectores desnudos. En este caso se utilizó el monitor G2 [40]. En los lugares donde se utilizaron las cámaras G2 eran colocadas en el mismo recinto que los detectores desnudos. Los monitores G2, también de diseño propio del grupo de investigación, son envases cilíndricos hechos de plástico polipropileno blanco de doble pared, la que brindará un efecto térmico al aire interior del monitor, preservándolo de cambios de temperatura y humedad ambiental. Sus dimensiones externas son 50 mm de altura y 60mm de diámetro y tiene un volumen interno de 100 ml. Un detector de LR-115 cuadrado de 15 mm de lado es colocado en su interior y adherido a su base de modo que el detector queda fijo durante toda la medición. El monitor y sus componentes se muestran en la Figura 5.5.

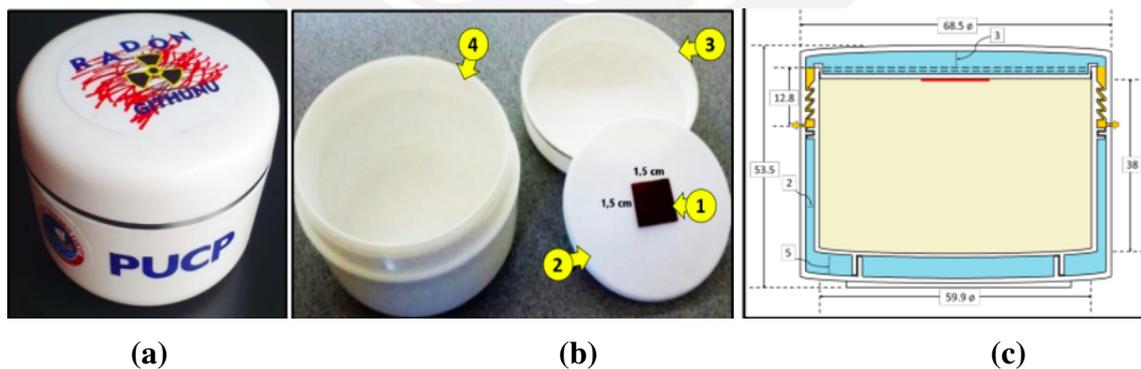


Figura 5.5. (a) Monitor G2 utilizado como cámara de difusión. (b) Partes del monitor y (c) sistema de rosca que permite discriminar el ingreso del radón al interior del monitor G2.

El monitor G2 tiene una tapa con rosca que permite el ingreso tanto de los gases radón y torón, mediante difusión (Figura 5.5, c). Sin embargo, debido a su corta vida media del torón,

que es de 55.6 s, se puede considerar que prácticamente todo lo que ingresa no logra avanzar por todo el camino y finalmente solo ingresa al volumen efectivo interior el gas radón. Se ha determinado experimentalmente el factor de transmisión y esta hipótesis está confirmada, por lo que puede afirmarse que el monitor G2 solo registra huellas provenientes del radón y su progenie producida por el radón que ingresó.

Rojas et al. [124] determinaron el factor de calibración de este monitor experimentalmente y que se ha utilizado para determinar estos resultados. El factor de calibración reportado es de (0.0238 ± 0.0007) huellas·m⁻²/Bq·d·m⁻³. El límite inferior de detección fue calculado según el procedimiento de Belgaid y se determinó en 20 Bq·m⁻³ [8]. El tiempo de exposición de los monitores G2 fue también de 10 a 12 semanas. Después de finalizar el periodo de monitoreo, los detectores eran llevados de vuelta al laboratorio y se sometían a un proceso de grabado químico utilizando el método estándar establecido en dicho laboratorio. Este proceso consistía en sumergir los detectores en una solución de hidróxido de sodio (NaOH) con una concentración de 2.5N durante 90 minutos. La temperatura se mantenía constante a (60 ± 0.1) °C en un baño termostático equipado con un agitador magnético. Después de este procedimiento, los detectores fueron leídos utilizando el sistema de lectura automatizada POLITRACK (<https://miam.it/prodotti/politrack/>, accedido el 5 de Junio de 2023).

5.3.3 Cálculo de la concentración de radón en los monitores utilizados y tratamiento de datos

Para estimar las concentraciones de radón, se encuentra la densidad de huellas inducidas en detectores grabados, las cuales se cuentan en diferentes campos de visión de un microscopio óptico o sistema automatizado. La precisión de estas estimaciones se ve afectada por la distribución de las huellas en el detector, mientras que la exactitud está relacionada con la proporcionalidad entre la densidad de huellas calculada y la fluencia de partículas alfa que inciden en el detector. Esta última depende estrechamente de las concentraciones de los átomos emisores de partículas alfa presentes en el entorno del detector. La concentración medida puede resultar en huellas con diferentes características y distribución no uniforme, lo cual afecta tanto la precisión como la exactitud, especialmente debido al efecto de solapamiento de las huellas.

Para determinar los valores absolutos de concentraciones de radón, es necesario conocer los coeficientes de calibración que relacionan las densidades de huellas inducidas en los detectores con las concentraciones de radón. Esto se logra mediante la calibración experimental de los detectores en ambientes con concentraciones conocidas de radón en condiciones controladas (cámaras de calibración), o mediante el uso de modelos teóricos basados en aproximaciones analíticas o simulaciones utilizando técnicas de Monte Carlo. Sin embargo,

ninguno de estos procedimientos puede reproducir las condiciones reales y complejas durante el largo periodo de exposición de los detectores a las partículas alfa del radón y su progenie, que es algo único en cada caso, así como las condiciones específicas de revelado y análisis de las huellas.

Es importante tener en cuenta que la sensibilidad del detector al radón depende de varios factores, incluyendo las condiciones de revelado y los procedimientos de lectura, la geometría de la cámara y el detector, así como los parámetros ambientales como la temperatura, presión, humedad relativa y la distribución de campos eléctricos locales dentro y fuera de la cámara.

Usando los detectores LR-115 para el monitoreo de radón, el número de huellas reveladas es crucial. Por lo tanto, la consistencia en la eficiencia de detección del detector es un factor clave para determinar la confiabilidad de los resultados obtenidos en estas aplicaciones. La eficiencia de detección de las huellas está fuertemente relacionada con el ángulo crítico. Si el ángulo crítico determinado experimentalmente no varía significativamente de un detector a otro, esto podría ser una forma de evaluar la confiabilidad de los resultados.

La distribución de las huellas y sus ángulos de incidencia en el detector, en caso de emplear una cámara de difusión depende de la geometría de dicha cámara y la posición relativa del detector dentro de ella.

Algunos detectores comerciales, como el DPR de Algade, utilizan membranas semipermeables que afectan la penetración del radón y torón en el interior de la cámara de difusión, y esto depende de la humedad y temperatura externa. La eficiencia de la membrana para detener el torón está influenciada por estos parámetros ambientales. Además, se ha demostrado que las diferencias de humedad durante la exposición afectan los resultados de las densidades de trazas [124]. La respuesta del detector disminuye a medida que aumenta la humedad, posiblemente debido a la condensación de la humedad sobre el detector en forma de gotas. Esto evita que las partículas alfa lleguen al detector o reduce su energía. También es posible que la humedad se condense en la membrana semipermeable, lo que disminuye la difusión del radón a través de ella y, por lo tanto, reduce la concentración de radón medida. La presencia de vapores de agua y partículas suspendidas en el interior de la cámara de difusión afecta la fracción de la progenie del radón que se desintegra dentro del volumen de la cámara antes de depositarse en sus paredes, así como la distribución espacial de los volúmenes y superficies efectivas. Esto es relevante porque se realizaron mediciones con el detector comercial DPR de Algade y los resultados obtenidos, en el 94% de los casos, estuvieron por debajo del límite de detección, lo cual puede explicarse por los factores mencionados anteriormente, considerando que Lima es una ciudad con un alto valor de humedad relativa y propenso a generar condensación.

Cuando se calibra un detector de trazas nucleares, se deben tener en cuenta múltiples condiciones, como el estado previo del detector antes de la exposición, las condiciones ambientales durante la exposición (meteorología, contenido de oxígeno, vapor de agua, partículas suspendidas, etc.), las condiciones posteriores a la exposición, el proceso de revelado y el análisis de trazas. Es difícil estandarizar y tener en cuenta todas las variables involucradas en estos procesos. A pesar de las precauciones y los métodos definidos, estandarizar la técnica de detección de trazas aún no se ha logrado y existen dificultades. Se han reportado diferentes valores de parámetros de trazas para los mismos tipos de detectores bajo las mismas condiciones de exposición y revelado.

En este monitoreo, la concentración de radón fue determinada en forma general con la expresión:

$$C_{i, rn} = (\rho_{total} - \rho_{fondo}) / (K_i \cdot t) \quad (5.3)$$

donde $C_{i, rn}$ es la concentración en $Bq \cdot m^{-3}$. El subíndice i puede indicar B(bare) o G2. La densidad de huellas total es ρ_{total} y la densidad de fondo de huellas es ρ_{fondo} . K_i son los factores de calibración para ambos modos ($i = B, G2$) y t es el tiempo de exposición.

5.4 Resultados del monitoreo en la provincia de Lima

A continuación, se presentarán los resultados de las mediciones correspondientes al monitoreo de radón en la ciudad de Lima realizado entre los años 2016 a 2019 utilizando detectores LR-115 en los modos desnudo y en cámara de difusión. Estos resultados constituyen un primer valor referencial que permitirá identificar algunas zonas en las que se debe intensificar las mediciones. Los resultados se presentarán también en forma gráfica mediante el primer mapa de radón para la provincia de Lima.

5.4.1 Resultados obtenidos de las mediciones con detectores desnudos

Los resultados obtenidos muestran que cumplen con una distribución logarítmica normal, que es la que generalmente se usa en estos casos [143]. Esta distribución es asimétrica con una cola extendida en el extremo derecho, la que facilita la identificación de zonas de riesgo o propensas a una mayor concentración de radón. Para evaluar que los datos sigan una distribución normal se aplicó la prueba de Anderson-Darling que arrojó el valor p superior a 0.05 con un nivel de confianza del 95%, indicando la tendencia normal de los datos. Se realizó también el análisis de varianza (ANOVA) para realizar comparaciones entre los distritos, zonas y otras variables consideradas en los puntos de medición. En la Figura 5.6(izquierda)

se muestran la distribución total de la concentración de radón en interiores con una curva correspondiente a una distribución log-normal. En la Figura 5.6(derecha) se muestra la gráfica Q-Q donde se representa la concentración de radón transformada con la función logarítmica natural y que sigue la tendencia esperada.

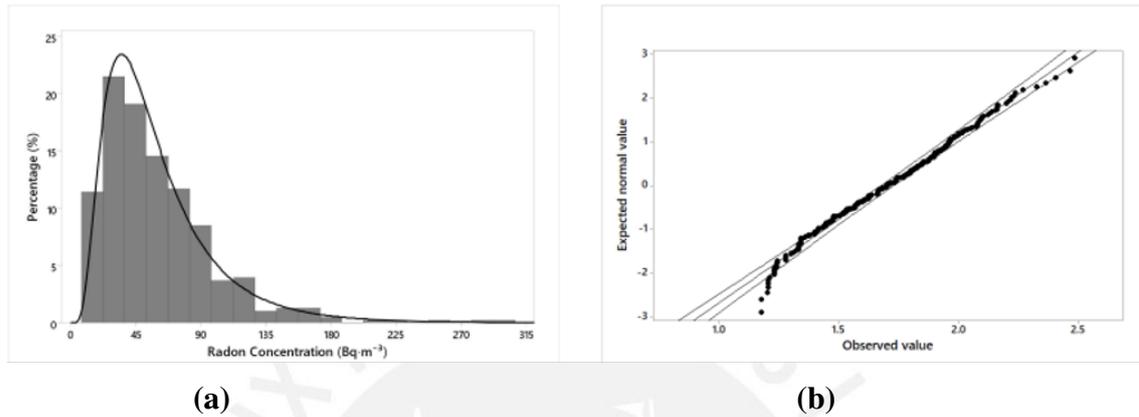


Figura 5.6. (a) Distribución log-normal de la concentración de radón intramuros. (b) Gráfico Q-Q de la transformada con la función logaritmo natural para la concentración de radón intramuros [105].

Se presentan los resultados de los principales parámetros estadísticos por distritos y por zonas en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3. Concentraciones de radón por distrito de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.

Código	Distrito	Min [Bq·m ⁻³]	Max [Bq·m ⁻³]	Mediana [Bq·m ⁻³]	Media aritmética [Bq·m ⁻³]	Media geométrica [Bq·m ⁻³]
C1	Barranco [B]*	40	79	63	61±7	58±1
C2	Breña [E]*	16	137	33	48±9	37±2
C3	Jesús María [C]*	22	255	65	79±2	63±2
C4	La Victoria [D]*	16	119	60	61±2	49±2
C5	Lima [C]*	29	165	91	90±7	81±2
C6	Lince [D]*	22	145	84	76±2	65±2
C7	Magdalena [D]*	22	143	92	77±2	58±2
C8	Miraflores [C]*	34	306	50	118±4	80±2
C9	Pueblo Libre [D]*	22	125	65	64±4	58±2
C10	Rímac [D]*	21	134	76	72±1	61±2
C11	San Borja [B]*	16	212	54	64±2	50±2
C12	San Isidro [C]*	22	108	46	57±1	50±2
C13	San Luis [D]*	18	232	90	92±3	67±2
C14	San Miguel [C]*	16	91	46	49±4	45±2
C15	Surco [B]*	17	170	65	73±1	58±2
C16	Surquillo [E]*	38	85	55	58±1	56±1
E1	Ate [C]*	17	106	37	44±6	37±2
E2	Chaclacayo [A]*	40	68	43	50±9	49±1
E3	El Agustino [D]*	17	228	39	81±5	49±3
E4	La Molina [B]*	16	173	46	57±2	42±2
E5	San Juan de Lurigancho [C]*	20	79	42	43±5	39±1
E7	Santa Anita [E]*	26	88	28	39±7	35±2
N1	Comas [D]*	18	122	42	46±4	42±2
N2	Independencia [D]*	27	103	48	56±8	51±2
N3	Los Olivos [E]*	17	166	59	71±1	57±2
N4	Puente Piedra [B]*	24	123	44	56±9	49±2
N5	San Martín de Porres [D]*	16	106	44	52±5	44±2
N6	Carabayllo [A]*	19	80	38	43±6	40±1
S1	Chorrillos [C]*	19	82	50	49±1	42±2
S2	San Juan de Miraflores [D]*	15	133	30	47±1	35±2
S3	Villa el Salvador [D]*	21	63	40	42±6	39±1
S4	Villa María del Triunfo [C]*	17	95	42	48±1	40±2

*Clasificación en base a la Tabla 5.1.

Si ahora se agrupan los datos y se obtienen estos parámetros estadísticos por zonas o conos, los resultados se muestran en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4. Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.

Zona o Cono	Puntos de muestreo	Densidad demográfica [hab·km ⁻²]	Min [Bq·m ⁻³]	Max [Bq·m ⁻³]	Mediana [Bq·m ⁻³]	Media aritmética [Bq·m ⁻³]	Media geométrica [Bq·m ⁻³]
Centro	235	14 588	16	306	63	69 ±3	57±2
Este	58	13 226	16	228	39	47±5	39±2
Norte	110	11 278	16	166	45	53±3	45±2
Sur	34	4 188	15	133	37	45 ±5	37±2

Asumiendo como hipótesis nula que no existe diferencias significativas entre las medias de la concentración de radón entre las 4 zonas. El valor obtenido F (F-value) es igual a 8.57659 lo que indica que las concentraciones de radón en estas 4 zonas son diferentes. Adicionalmente se tiene el valor p (p-value) que dio por resultado 0.00002, valor lo suficientemente pequeño que indica que estas diferencias son altamente improbables bajo la hipótesis nula, por lo que se puede afirmar que existen diferencias significativas entre las medias de los grupos estudiados.

La Figura 5.7 muestra los valores promedios de concentración de radón para las cuatro zonas de estudio. Puede observarse además que Lima Este, Lima Norte y Lima Sur son estadísticamente similares (F = 1.05041 y p = 0.35172).

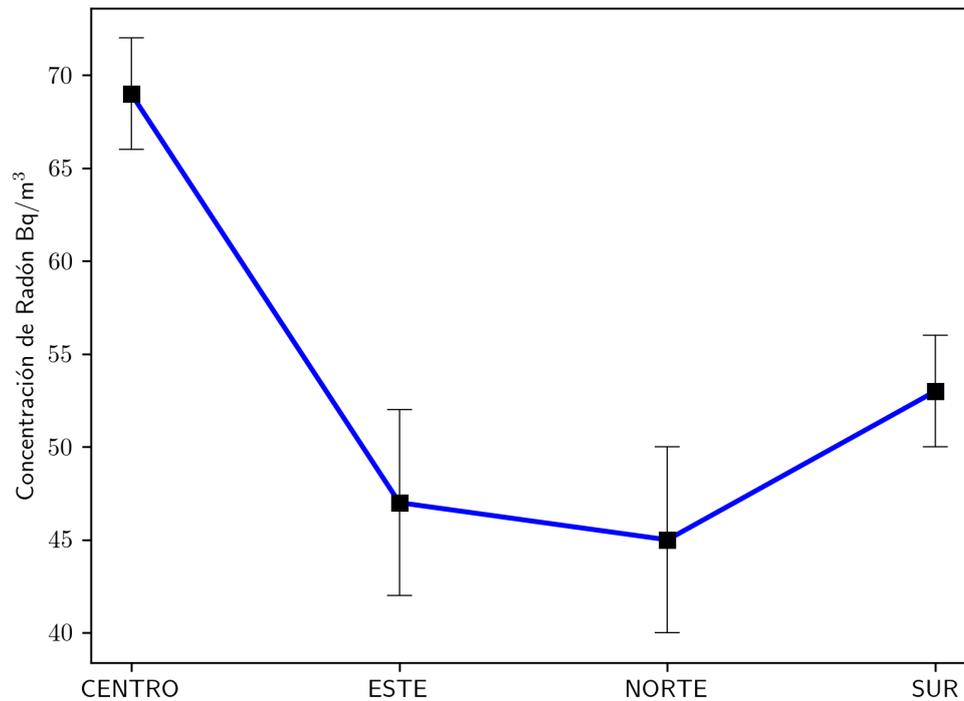


Figura 5.7. Valores promedios de concentración de radón usando detectores en modo desnudo para las cuatro zonas de estudio.

El promedio mundial de la concentración de radón intramuros es de $39 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, sin embargo la Organización Mundial de la Salud [158] proporciona un nivel de referencia recomendado de $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a no ser excedido para no representar un riesgo para la salud de los pobladores. Con respecto a los datos del monitoreo de radón utilizando detectores en modo desnudo se determinó la media para la provincia de Lima en $(49 \pm 2) \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. El 13.4% de las mediciones estuvieron por debajo del límite de detección. En la Figura 5.8 se muestran las distribuciones de las concentraciones de radón por cada zona.

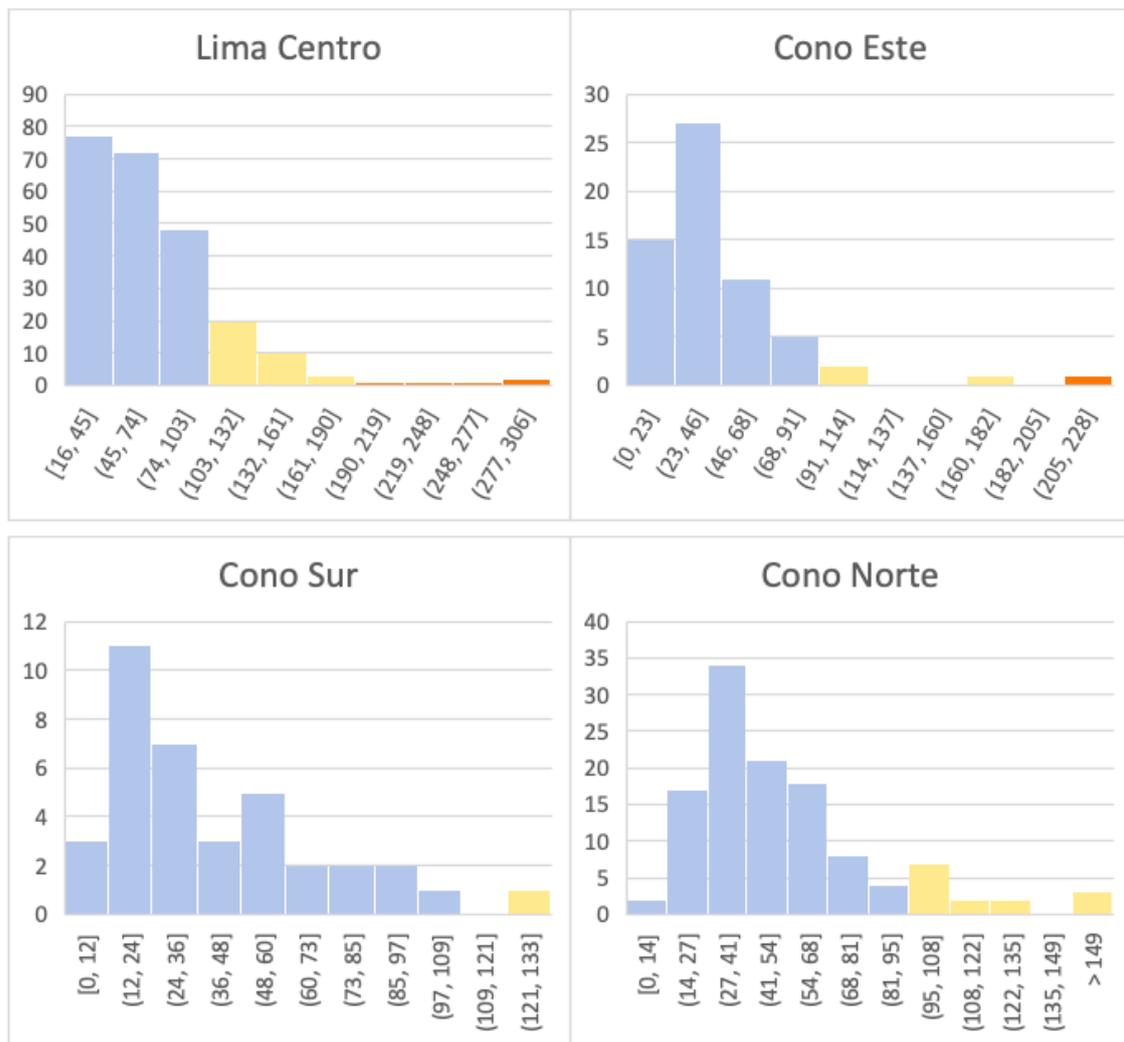


Figura 5.8. Distribución de las concentraciones de radón en cada zona de la provincia de Lima utilizando detectores desnudos.

De lo anterior se puede concluir que en Lima Centro, el 82.9% de las viviendas está por debajo de los $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, del restante solo el 2.1% se encuentra con concentraciones promedio mayores a los $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. En el cono Este, el 94.8% de las viviendas está por debajo de los $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ y solo el 1.7% presenta concentraciones de radón mayores a $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. En el cono sur el 94.3% de las viviendas tuvieron concentraciones menores a $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, no encontrándose casos donde la concentración de radón supere los $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Finalmente en el cono norte, el 89.6% de las viviendas se encontraron con concentraciones por debajo de los $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ y ninguna por encima de los $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. En general, menos del 5% de las viviendas monitoreadas presentaron valores por encima de los $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, el cual es el nivel recomendado por [158] para no tener un riesgo significativo oncológico.

Cabe señalar aquí que el Reglamento de Seguridad Radiológica (D.S. Nro. 009-97-EM), Anexo IV, radón en viviendas y puestos de trabajo, adoptados por la Oficina Técnica de la Autoridad Nacional (OTAN), dice textualmente:

1. El nivel de actuación para la exposición crónica de radón en viviendas es una concentración media anual de 200 a 600 Bq·m⁻³ de radón en el aire.
2. El nivel de actuación para una acción reparadora en la exposición crónica a radón en puestos de trabajo es una concentración media anual de 1 000 Bq·m⁻³ de radón aire.

Por lo que es necesario que se tomen las medidas necesarias para seguir con este tipo de estudios.

De las 4 zonas de estudio, Lima Centro tiene los mayores niveles medios encontrados. La explicación a este resultado requerirá de mayor estudio, pero la hipótesis de que las características geológicas de esta zona puedan influir, considerando que el suelo es básicamente proveniente de depósitos aluviales y al tener mayor densidad demográfica hay también mayor cantidad de materiales de construcción y remoción de material geológico, puede ser una primera explicación de estos resultados, basados en el trabajo de Vilcapoma [152]. Cabe señalar también que los distritos con medias geométricas mayores fueron Lima Centro y Miraflores, pertenecientes ambos a la parte más antigua de Lima, por lo que podría asociarse estos valores altos con el tipo de materiales de construcción y características de las viviendas en esas zonas tradicionales.

En términos de dosis, de acuerdo a ICRP 126 [61], se puede estimar considerando un factor de equilibrio de 0.4, la población de la provincia de Lima está en promedio expuesta a una dosis de 2.646 mSv·a⁻¹ debido a la concentración de radón, lo que equivale a 0.22 WLM.

5.4.1.1 Mapa de la concentración de radón en Lima

Con los datos obtenidos se elaboró el mapa de radón de Lima, utilizando dos técnicas: el modelo de interpolación ponderado por distancia inversa o Inverse Distance Weighting (IDW) y el Kriging.

El método IDW se puede utilizar cuando se necesita estimar valores que no se tienen disponibles en ubicaciones cercanas a los datos. Para esto se asigna se pondera considerando la distancia entre el punto donde se tienen datos y la ubicación donde se desea estimar el valor desconocido, es decir el peso asignado a los puntos cercanos es mayor que el de los puntos lejanos [25]. Existen diversos programas que pueden desarrollar estos algoritmos.

El método Kriging también estima valores desconocidos en lugares donde no se dispone la data. A diferencia del método IDW, el Kriging no solo considera la distancia entre los puntos de datos, sino también la estructura de correlación espacial subyacente entre ellos. Se basa en el análisis geoestadístico considerando la variabilidad espacial de los datos y ayudándose de modelos matemáticos determinar el mejor ajuste. En el método Kriging se realiza un primer análisis de datos, evaluando la existencia de patrones especiales, valores atípicos y correlación espacial. Luego se ajusta a un variograma (instrumento utilizado en la geoestadística para determinar la distribución espacial de los datos y como cambian en función de su distancia) para ver su dependencia espacial y finalmente se infiere o predice el valor desconocido con una combinación lineal ponderada de los valores de los valores conocidos y su ubicación, este método se ha empleado en trabajos similares en monitoreos similares [35].

En ambos casos se utilizó el software ArcGISPro 2022. Mediante esta representación gráfica de los niveles será posible reconocer áreas con niveles altos de concentraciones de radón en la ciudad, e implementar de ser necesario medidas de mitigación a fin de disminuirlos. Los mapas se muestran en la Figuras 5.9 y 5.10 por ambas técnicas. Los rangos de concentración de radón necesarios para obtener el mapa varían en función de las normativas y recomendaciones de cada país o autoridad de salud pública. En este estudio, se utilizaron los siguientes rangos [58, 125, 57, 59]:

- **Bajo:** menos de $50 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$
- **Moderado:** entre 50 y $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$
- **Alto:** entre 100 y $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$
- **Muy alto:** superior a $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$

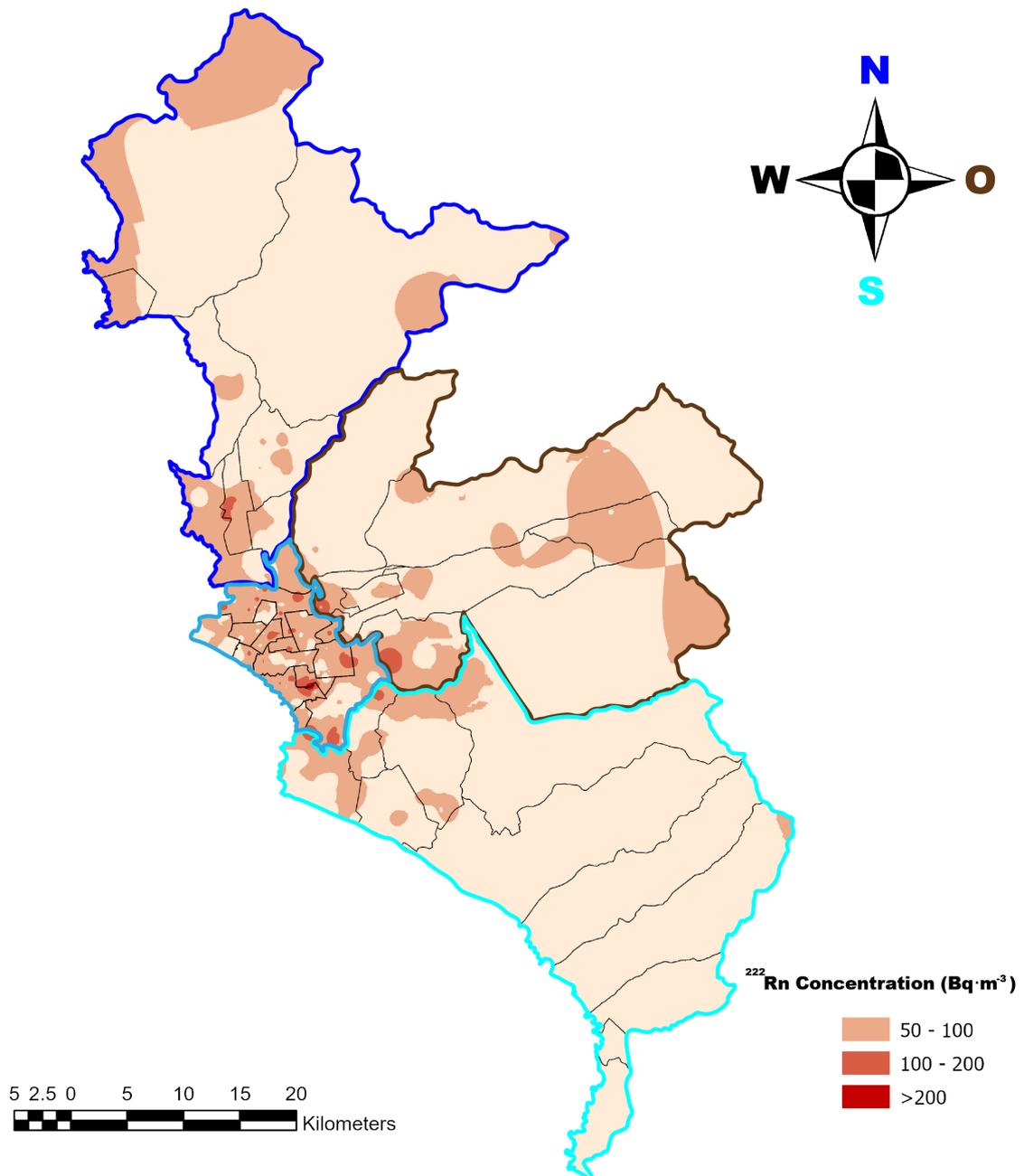


Figura 5.9. Mapa de las concentraciones de radón en la provincia de Lima utilizando el método IDW [105].

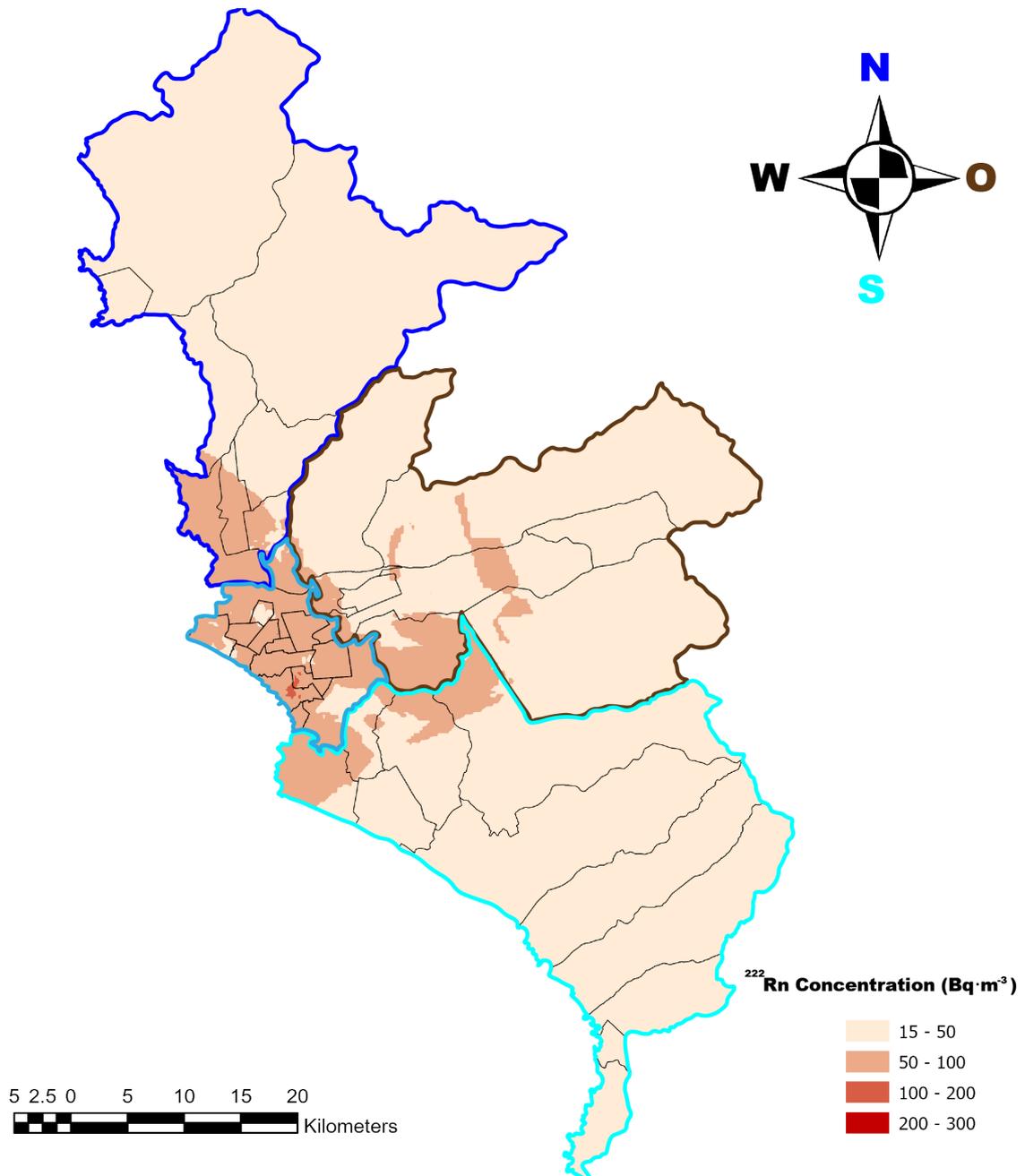


Figura 5.10. Mapa de las concentraciones de radón en la provincia de Lima utilizando el método Kriging [105].

Al costado derecho de cada mapa, la leyenda muestra los códigos de color y los niveles de radón correspondientes en Bq·m⁻³, y los valores medios de concentración de radón. Se evidencia que Lima Sur y la zona de Lima Centro, representan las zonas con niveles inferiores a 100 Bq·m⁻³ y más altos de radón, respectivamente. Es importante destacar que, aunque

los resultados del mapa confirman la tendencia del análisis estadístico de los datos, permiten una visualización espacial de los niveles de radón en cada zona.

Los resultados de la validación cruzada de los modelos IDW y Kriging indican que ninguno de los modelos se ajustó bien a los datos de concentración residencial de radón, como se muestra en la Tabla 5.5. Ambos modelos presentaron valores negativos de R^2 , lo que indica una explicación deficiente de la variabilidad en los datos. Además, los valores de MAE, RMSE y RMS indican que ambos modelos tienen un alto error en la predicción de la concentración de radón. Una posible explicación de estos resultados es que la densidad de las mediciones no fue uniforme en toda el área de estudio, lo que puede haber afectado la precisión de los modelos. Se tienen áreas, sobre todo en Lima Sur con muy pocas mediciones, por lo que los modelos tienen dificultades para predecir o ajustar los valores en esas zonas. Se espera que monitoreos similares puedan ir mejorando la estadística de estos resultados.

Tabla 5.5. Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.

Método	MAE*	RMS*	RMSE*	R^2
IDW	36.358	4.971	49.546	-0.637
Kriging	32.451	41.474	43.856	-0.240

*

Cabe señalar que estos resultados son preliminares y se requieren más mediciones para evaluar completamente la precisión de los modelos IDW y Kriging. Además, otros factores, como la geología y las características del suelo, también pueden afectar la concentración de radón y deben tenerse en cuenta en el modelado. Por lo tanto, se recomienda continuar tomando mediciones y mejorando los modelos para proporcionar un mapa más preciso de la concentración de radón en el área de estudio. De hecho, es necesario resaltar que este mapa de radón intramuros de la provincia de Lima no es un mapa definitivo, países como el Reino Unido (<https://www.ukradon.org/information/ukmaps>, accedido el 5 de Junio de 2023) empezaron hace años y siguen mejorando el mapa de radón, por lo que es necesario continuar con las mediciones.

5.4.1.2 Análisis de las concentraciones de radón obtenidas con otros parámetros locales.

Se tiene la información de parte de los voluntarios que participaron en el monitoreo de algunas otras características propias del lugar de medición. Algunas de ellas son la edad de la construcción, el nivel de tránsito vehicular, los materiales de construcción, el tipo de

pintura y el tiempo en que se pintó, el tipo de piso, nivel de ventilación de la habitación, entre otros. Estos resultados solo se han analizado para las mediciones realizadas con los detectores desnudos y se muestran en la Tabla 5.6 los resultados estadísticos descriptivos elementales para todas las mediciones en las cuatro zonas de Lima estudiadas.

Tabla 5.6. Estadística descriptiva de la relación de concentración de radón con otras variables.

Parámetro	% ocurrencia	Min [Bq·m ⁻³]	Max [Bq·m ⁻³]	Mediana [Bq·m ⁻³]	Media aritmética [Bq·m ⁻³]	Media geométrica [Bq·m ⁻³]	
Edad de la construcción	Menor a 20 años	54.9	15	255	50	59 ± 3	50 ± 2
	Entre 20 y 39 años	22	15	166	50	57 ± 4	48 ± 2
	Mayor a 40 años	23.1	16	306	64	75 ± 7	59 ± 2
Nivel de tránsito vehicular	Bajo	61.7	15	306	50	62 ± 3	51 ± 2
	Medio	31.9	16	232	50	59 ± 3	50 ± 2
	Alto	6.4	24	145	55	60 ± 6	54 ± 2
Material de construcción	Ladrillo	88.9	15	306	50	61 ± 2	51 ± 2
	Adobe	2.7	16	145	37	56 ± 15	43 ± 2
	Otros	8.4	17	232	55	65 ± 8	54 ± 2
Antigüedad de la pintura	Mayor a 5 años	39.6	15	212	53	63 ± 4	52 ± 2
	Menor a 5 años	60.4	16	255	49	57 ± 3	49 ± 2
Tipo de piso	Cemento	26.3	15	292	46	60 ± 4	49 ± 2
	Madera	17.2	16	306	50	63 ± 6	51 ± 2
	Mayólica	38.8	16	255	54	61 ± 3	51 ± 2
	Tapizón	3.1	16	125	64	63 ± 10	53 ± 2
	otros	14.6	18	186	55	60 ± 5	51 ± 2

*

Los resultados descriptivos básicos de la Tabla 5.6, también, sugieren que diferentes variables se pueden relacionar a mayores niveles de radón en viviendas. Por ejemplo, las viviendas de más de 40 años tenían la mayor concentración de GM de radón, lo que puede deberse al hecho de que es más probable que las viviendas más antiguas tengan grietas y otras aberturas que pueden permitir la entrada de radón. De manera similar, las viviendas ubicadas cerca de las carreteras pueden tener niveles más altos de radón debido al alto tráfico

vehicular que produce vibraciones que conducen a mayores exhalaciones de radón del suelo [84]. En el grupo de materiales de construcción, encontramos que las viviendas con otros materiales tenían una concentración de radón ligeramente superior. Sugiere que, para la pintura mural, las viviendas con pintura mural más antigua tenían concentraciones más altas de radón. Este hallazgo está relacionado con el hecho de que la pintura más antigua puede haberse desgastado o dañado con el tiempo, por lo que ya no proporciona una barrera para evitar la exhalación de radón de las paredes. Finalmente, el tapiz tuvo concentraciones más altas, debido a que tiene más porosidad en comparación con materiales más densos como el cemento, sin que se tenga una diferencia substancial entre los diferentes tipos de piso.

En este caso también se realizó un análisis de varianza (ANOVA) a fin de comparar los resultados considerando los diferentes parámetros, a fin de determinar si existen diferencias significativas entre estos. Los resultados se muestran en la Tabla 5.7.

Tabla 5.7. Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en modo desnudo.

Parámetro	Valor F	Valor p
Edad de la construcción	4.58541	0.01082
Nivel de tránsito vehicular	0.25429	60.77559
Material de construcción de las paredes	0.20569	0.81417
Antigüedad de la pintura de las paredes	2.03990	0.154371
Material de recubrimiento del piso	0.07429	0.98995

Los análisis ANOVA muestran que solo la variable edad de construcción mostró un efecto estadísticamente significativo sobre la concentración de radón. Esto podría indicar que las grietas, fisuras y otras aberturas que pueden permitir la entrada de radón debido a la edad de la construcción son factores estadísticamente significativos, ya que en estudios previos también se ha observado una correlación entre la concentración de radón en interiores y la presencia de grietas [150].

5.4.2 Resultados obtenidos de las mediciones con cámaras de difusión

Para el caso de las mediciones de radón intramuros utilizando monitores G2, éstas se incorporaron luego de más de 12 meses de haber estado midiendo solo con detectores en

modo desnudo, por lo que el número de mediciones con G2 es menor. Esta es la razón principal por lo que estos valores pueden tener una mayor incertidumbre estadística con respecto a los medidos con el modo desnudo. Los parámetros estadísticos han sido calculados por zona y se muestran en la Tabla 5.8.

Tabla 5.8. Concentraciones de radón por zona de la provincia de Lima utilizando detectores LR-115 en monitor G2.

Zona o Cono	Puntos de muestreo	Min [Bq·m ⁻³]	Max [Bq·m ⁻³]	Mediana [Bq·m ⁻³]	Media aritmética [Bq·m ⁻³]	Media geométrica [Bq·m ⁻³]
Centro	24	25	306	109	116 ±14	94±2
Este	31	20	292	72	88±13	67±2
Norte	17	20	235	64	92±17	67±2
Sur	14	22	208	37	60 ±15	45±2

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) a fin de comparar los resultados considerando los 4 grupos o zonas en que se divide la provincia de Lima, para evaluar si se tiene diferencias significativas entre éstos. Asumiendo como hipótesis nula que no hay diferencias significativas entre las medias de la concentración de radón entre las 4 zonas se calculó el valor F igual a 1.98629, mucho menor que en el caso de los monitores abiertos, lo que puede indicar que las concentraciones de radón en estas 4 zonas pueden tener cierta similitud estadística. Adicionalmente se tiene el valor p que dio por resultado 0.12255 que corrobora esta hipótesis, por lo que se puede afirmar que no existen diferencias significativas entre las medias de los grupos estudiados.

La Figura 5.11 muestra los valores promedios de concentración de radón para las cuatro zonas de estudio. Puede observarse además que si bien los 4 grupos juntos siguen siendo estadísticamente diferentes, esta diferencia es menor que con respecto a las mediciones con los detectores desnudos.

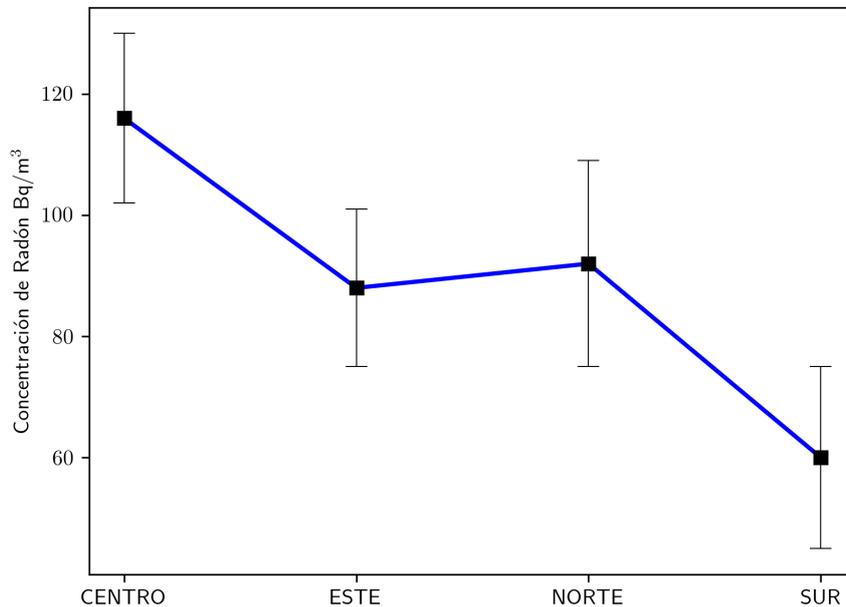


Figura 5.11. Valores promedios de concentración de radón usando cámaras de difusión para las cuatro zonas de estudio.

El promedio mundial de la concentración de radón intramuros es de $39 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, sin embargo la Organización Mundial de la Salud (WHO [158]) proporcionar un nivel de referencia recomendado de $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a no ser excedido para no representar un riesgo para la salud de los pobladores. Con respecto a los datos del monitoreo de radón utilizando detectores LR-115 en el monitor G2, se determinó la media para la provincia de Lima en $(66 \pm 2) \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Hay que tener en cuenta que el 40.7% de los monitores registraron por debajo del límite de detección del monitor G2. En la Figura 5.12 se muestran las distribuciones de las concentraciones de Radón por cada zona.

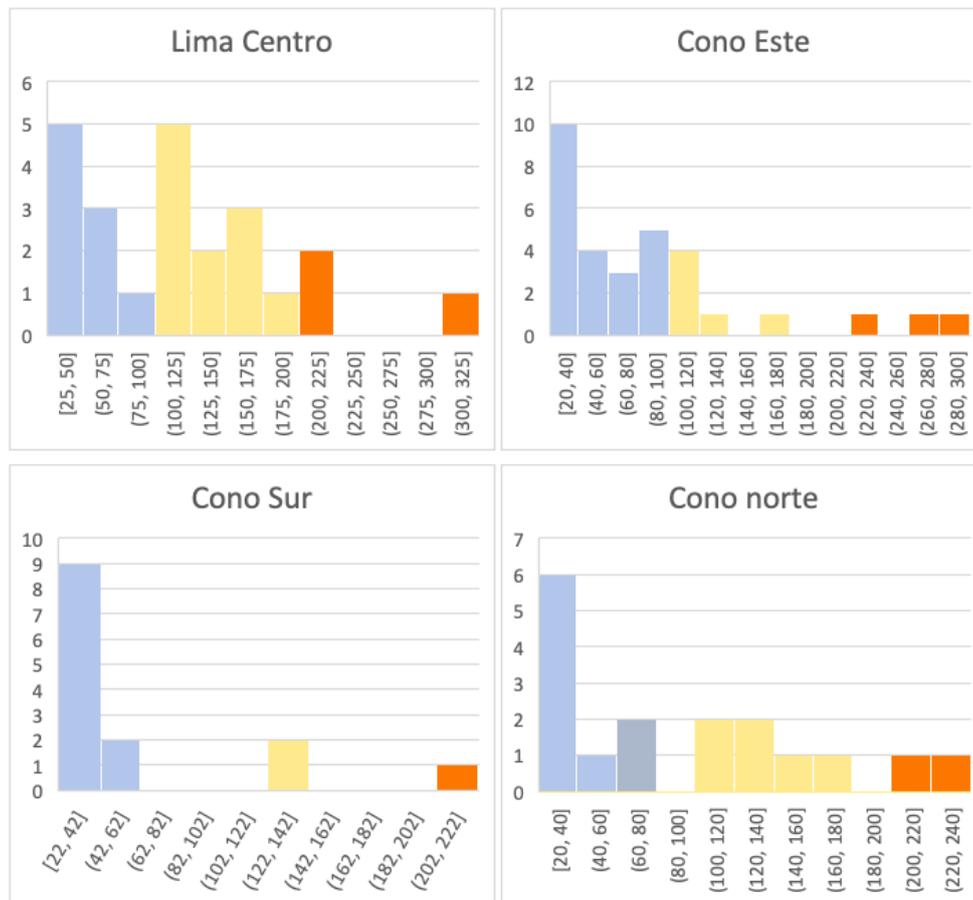


Figura 5.12. Distribución de las concentraciones de radón en cada zona de la provincia de Lima utilizando monitores G2.

El 6.4% del total de las mediciones dieron valores en el rango de acción por exposición crónica (superior a $200\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) indicado por el Reglamento de Seguridad Radiológica (D.S. Nro. 009-97-EM), Anexo IV, Radón en viviendas y puestos de trabajo, adoptados por la Oficina Técnica de la Autoridad Nacional (OTAN).

En términos de dosis, de acuerdo a ICRP 126 [61], se puede estimar considerando un factor de equilibrio de 0.4, la población de la provincia de Lima está en promedio expuesta a una dosis de $3.564\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ debido a la concentración de radón, lo que equivale a 0.297 WLM. Debe resaltarse que el monitor G2 ha obtenido un buen comportamiento en cuanto a su estabilidad en condiciones ambientales de alta humedad y cambios de temperatura como se presentan en la ciudad de Lima. El porcentaje de humedad relativa alcanza el 99% en los meses de invierno (julio - agosto) que podría producir efectos de condensación y punto de rocío [3], esto junto con el alto nivel de particulado en la ciudad que puede producir

obstrucción, son factores que pueden afectar a monitores con filtros, esto no es el caso del G2 que funcionó en forma correcta.

5.4.3 Contraste de los resultados obtenidos utilizando detectores desnudos y cámaras de difusión.

Al contrastar los resultados de las mediciones de la concentración de radón en la provincia de Lima utilizando detectores en modo desnudo y utilizando la cámara de difusión G2, se debe tener claro que ambos resultados no son comparables pues miden cosas diferentes. Los detectores desnudos miden al radón, la progenie no depositada aérea (que no necesariamente su progenitor fue registrado), al radón y a la progenie de éste que este dentro del rango de energías que pueda ser detectado. El monitor G2 mide al radón que ingresó al monitor y a la progenie de éste producida al interior del monitor.

La Figura 5.13 muestra ambos resultados por zona, indicando los promedios de las concentraciones en cada caso. Se evidencia que los resultados indicados por las cámaras G2 muestran valores MG promedios de concentración mayores que los obtenidos utilizando detectores desnudos. Al igual que los resultados arrojados por los detectores desnudos, Lima Centro tiene los mayores niveles medios encontrados. La tendencia en el orden de estas 4 zonas se mantiene igual para ambos tipos de mediciones.

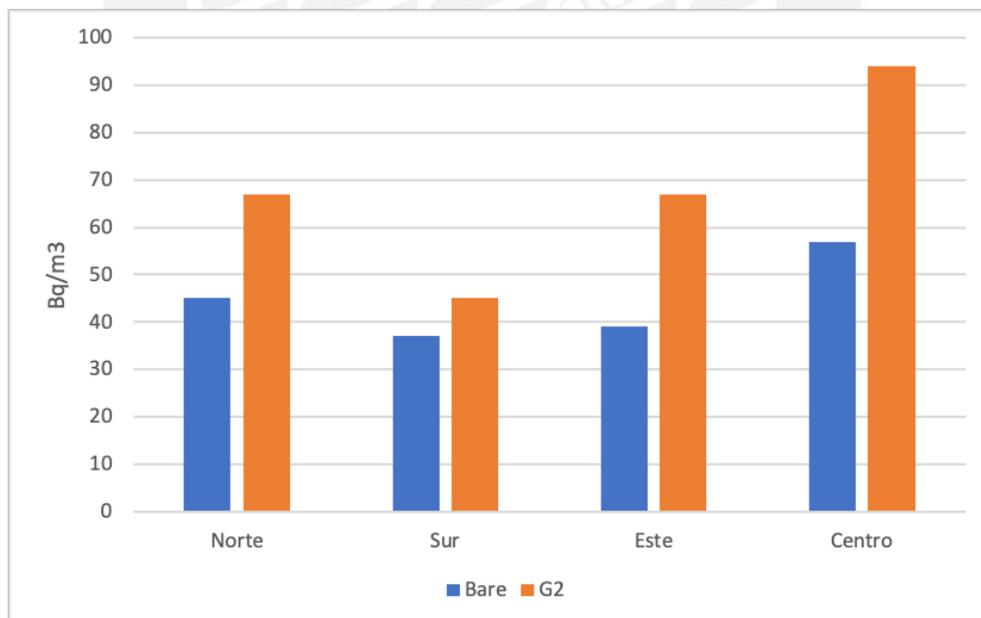


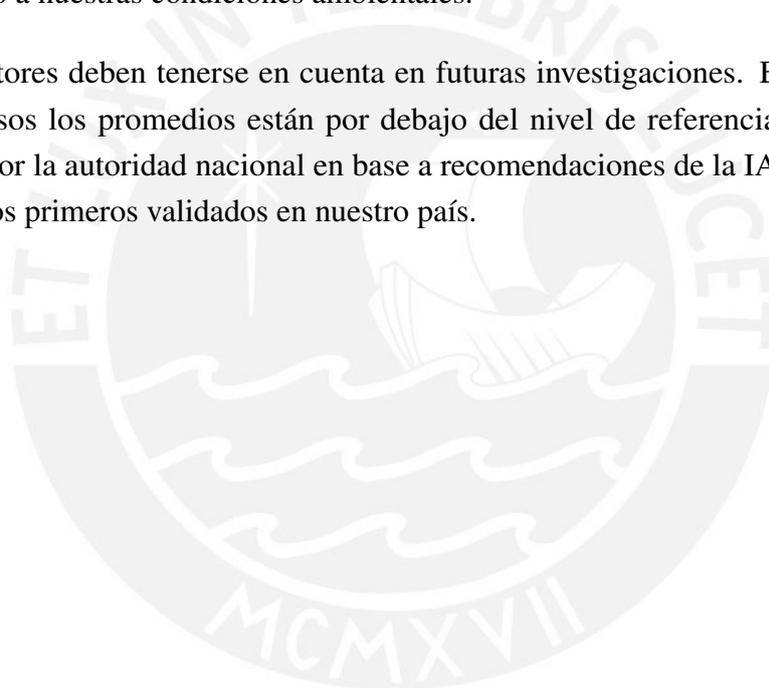
Figura 5.13. Distribución de las concentraciones de radón en cada zona de la provincia de Lima utilizando monitores G2.

Para evaluar la diferencia estadística entre ambas mediciones (utilizando el modo abierto y el monitor G2), se utilizó la prueba U de Mann-Whitney. Los resultados de esta prueba indican que ambas modas fueron significativamente diferentes ($p = 0,0004$) con un nivel de confianza del 95%.

Para analizar la diferencia de los resultados puede señalarse estas dos hipótesis:

- Los detectores desnudos en la pared tuvieron un aporte significativo aporte del torón y su progenie.
- El factor de equilibrio asumido fue mayor que el valor real. Debe recordarse que se asumió un valor promedio mundial estimado por la UNSCEAR y que podría variar de acuerdo a nuestras condiciones ambientales.

Estos factores deben tenerse en cuenta en futuras investigaciones. Es de resaltar que en ambos casos los promedios están por debajo del nivel de referencia de $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ establecido por la autoridad nacional en base a recomendaciones de la IAEA, ya que estos valores son los primeros validados en nuestro país.



Conclusiones

Se han cumplidos los objetivos generales y específicos planteados en esta tesis, lo que nos permite concluir siguiente:

- Los detectores de huellas nucleares en modo desnudo son una alternativa para realizar monitoreos a mediana y gran escala de carácter exploratorio con fines de determinar la concentración de radón intramuros, tanto como las cámaras de difusión.
- Una simulación utilizando Métodos Monte Carlo permitió conocer la respuesta del detector LR-115 expuesto en modo desnudo y determinar lo que realmente registra el detector en cuanto a las contribuciones de los isótopos de radón, torón y sus progenies.
- Se desarrollaron las bases de un método y un programa de simulación para calcular las sensibilidades parciales de un detector de LR-115 en modo desnudo para registrar huellas provenientes de radón, torón y sus progenies y así estimar el factor de calibración de los detectores, el cual está de acuerdo con los resultados experimentales.
- Se analizaron la influencia de diversos factores como materiales de construcción, antigüedad de las edificaciones, condiciones de ventilación, condiciones de entorno (suelo, tránsito) y se determinó su relación con los valores de concentración de radón obtenidos.
- Se realizó un monitoreo de radón intramuros utilizando SSNTDs en la provincia de Lima, presentándose el primer mapa de radón en el Perú.

Resultados adicionales y recomendaciones

- Se propone una metodología mediante simulación para determinar las sensibilidades parciales en detectores desnudos a partir de la densidad de huellas inducida, expuestos a diferentes distancias de una fuente alfa plana, con resultados similares y de forma rápida y simple con respecto a procedimientos experimentales que requieren fuentes de radón y cámaras de calibración certificadas.

- Las fuentes alfa emisoras electrodepositadas pueden ser utilizadas para el proceso de calibración, independientemente de su espesor. Los valores de las sensibilidades parciales encontrados se corresponden con estas variaciones de tamaño de la fuente, de volúmenes activos del detector, energía de emisión de la fuente alfa y otras de sus características.
- Se demostró que la proposición de estimar el coeficiente de calibración de un detector LR-115 tipo 2 en cámara de difusión de cualquier geometría y tamaño (utilizando el programa desarrollado con los parámetros encontrados) tiene validez en la aproximación. En otras palabras, no sería necesario determinar experimentalmente el coeficiente de calibración por la exposición del monitor a concentraciones conocidas en una cámara de radón. Es importante enfatizar que las condiciones de revelado y modo de análisis de las trazas deben preservarse.
- Se determinó que las concentraciones de radón en la provincia de Lima están por debajo del nivel de acción; en particular para el modo desnudo, la media geométrica fue de $49 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, y para los monitores G2 fue de $66 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.
- Se obtuvieron resultados utilizables en la determinación de límites de intervención. En el caso de los detectores desnudos, el 88.98% de los dispositivos registraron medidas por debajo de $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, que incluye a los que reportaron valores por debajo del límite de detección. De un total de 9.84% de 19 detectores registraron medidas entre 100 y $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, mientras que solo el 1.18% registró concentraciones superiores a $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Por otro lado, en el caso de los monitores G2, el 63.05% de los dispositivos registraron medidas inferiores a $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. El 7.17% de los monitores registraron medidas entre 100 y $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, mientras que sólo el 9.78% de los monitores registraron valores superiores a $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.
- Se determinó que los detectores desnudos siguen una distribución logarítmica normal a diferencia del resultado obtenido para el monitor G2; un importante resultado que apunta hacia un programa de mediciones que debe ser superior a un valor de umbral.
- Se demostró que los detectores desnudos registran principalmente la contribución de ^{222}Rn . Adicionalmente se demostró que la contribución de ^{220}Rn y sus descendientes son de una importancia de segundo orden. En el caso de los monitores G2, registran la concentración de ^{222}Rn y la progenie que se produce dentro de la cámara, y cumplen con los requisitos de ángulo crítico y rango de energía adecuado para producir huellas.

- Se confirmó que la concentración de ^{222}Rn está estrechamente relacionada con las zonas, como lo demuestra la fuerte correlación con las características geológicas. Evidentemente está relacionada con otras variables como la edad de construcción. Este factor parece indicar que el mantenimiento adecuado de las viviendas (sin grietas ni fisuras) contribuye a niveles más bajos de ^{222}Rn en el interior de las viviendas.
- Se ha creado el primer mapa ^{222}Rn en Perú, concretamente en la provincia capital: Lima. Aunque los resultados no son concluyentes, se puede afirmar que los niveles detectados no suponen un riesgo elevado para la población, ya que los valores medios de concentración de ^{222}Rn para ambos modos de exposición se encontraban por debajo del nivel de referencia sugerido por la OMS. Se necesitan más mediciones para estudiar otras regiones.
- Se logró establecer la importancia de monitorear los niveles de ^{222}Rn en interiores e implementar prácticas adecuadas de mantenimiento de viviendas para reducir la exposición. En base a los resultados obtenidos, es evidente que los detectores LR-115, ya sea que se utilicen en modo desnudo o en modo cámara de difusión, presentan un buen desempeño y pueden ser empleados en este tipo de estudio, dado su bajo costo y facilidad de uso. Son adecuados para laboratorios que realizan investigaciones sobre temas relacionados.

Referencias

- [1] Abo-Elmagd, M., Mansy, M., Eissa, H., and El-Fiki, M. (2006). Major parameters affecting the calculation of equilibrium factor using SSNTD-measured track densities. *Radiation measurements*, 41(2):235–240. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2005.06.007s>.
- [2] Abo-Elmagd, M., Saleh, A., and Afifi, G. (2018). Estimation of residential radon doses from the exhalation rate measurements-A correlation of experimental and theoretical calculations. *Radiation Protection Dosimetry*, 182(4):555–561. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncy115>.
- [3] AccuWeather (2023). Tiempo actual en Lima, Lima, Perú. Available online: <https://www.accuweather.com/es/pe/lima/264120/current-weather/264120> (accessed on 07 May 2023).
- [4] Aparecido, R., Rodríguez, C., Vasquez, R., Espinosa, G., Golzarri, J., Martínez, T., Canoba, A., López, F., Arnaud, M., Oliveira, A., et al. (2002). Indoor radon measurements in six Latin American countries. *Geofisica internacional*, 41(4):453–457.
- [5] A.R. Da Silva, A. and M. Yoshimura, E. (2003). Calibration of LR-115 for ^{222}Rn monitoring taking into account the plateout effect. *Radiation protection dosimetry*, 103(4):367–370. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a006155>.
- [6] Askari, H., Ghandi, K., Rahimi, M., and Negarestani, A. (2008). Theoretical calculation on CR-39 response for radon measurements and optimum diffusion chambers dimensions. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 596(3):368–383. <https://doi.org/10.1016/j.nima.2008.07.151>.
- [7] Avinash, P., Rajesh, S., Kerur, B., and Mishra, R. (2014). Radon, thoron and their progeny concentration variations in dwellings of Gogi region, Yadgir district of Karnataka, India. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 302:1321–1326.
- [8] Belgaid, M. and Amrani, D. (2004). Investigations and use of LR-115 track detectors for radon measurements. <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/20555909>.

- [9] Bossus, D. (1984). Emanating power and specific surface area. *Radiation Protection Dosimetry*, 7(1-4):73–76. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a082966>.
- [10] Calmet, D., Ameon, R., Beck, T., Bombard, A., Bourquin, M., Brun, S., De Jong, P., Forte, M., Fournier, M., Herranz, M., et al. (2011). International standardisation work on the measurement of radon in air and water. *Radiation protection dosimetry*, 145(2-3):267–272.
- [11] Canoba, A., Gnoni, G., Truppa, W., and Nuclear, A. R. (2007). Norm measurements in the oil and gas industry in Argentina. *PARTE I*, page 33. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/mt_2007a.pdf#page=34 (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [12] Carvalho, F. P. (2017). Pesticides, environment, and food safety. *Food and energy security*, 6(2):48–60. <https://doi.org/10.1002/fes3.108>.
- [13] Chen, J. (2009). A preliminary design of a radon potential map for Canada: a multi-tier approach. *Environ. Earth Sci.*, 59:775–782. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0073-x>.
- [14] Cheng, Y. S. (1997). Wall deposition of radon progeny and particles in a spherical chamber. *Aerosol Science and Technology*, 27(2):131–146.
- [15] Choi, V., Ng, C., Lam, R., Janik, M., Sorimachi, A., Kranrod, C., Nikezic, D., Tokonami, S., and Yu, K. (2010). Long-term determination of airborne radon progeny concentrations using LR 115 detectors and the effects of thoron. *Radiation protection dosimetry*, 141(4):404–407. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncq255>.
- [16] CSN (2023). Mapa de zonificación por municipio de radón. Disponible online: <https://www.csn.es/mapa-de-zonificacion-por-municipio> (accedido el 3 de Junio de 2023).
- [17] Daraktchieva, Z., Howarth, C., and Algar, R. (2012). *Results of the 2012 HPA intercomparison of passive radon detectors*. Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards.
- [18] Darby, S., Hill, D., Deo, H., Auvinen, A., Barros-Dios, J. M., Baysson, H., Bochicchio, F., Falk, R., Farchi, S., Figueiras, A., et al. (2006). Residential radon and lung cancer—detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scandinavian journal of work, environment & health*, pages 1–84.
- [19] Dávila Obando, A. (2019). Medición de Radón 222 atmosférico en la ciudad de Huancayo en el periodo del 2013-2016. Tesis de Maestría. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/14231>.

- [20] Dubois, G. et al. (2005). An overview of radon surveys in Europe. *European Commission*, pages 1–168.
- [21] Durrani, S. A. and Bull, R. K. (2013). *Solid state nuclear track detection: principles, methods and applications*, volume 111. Elsevier.
- [22] Dwivedi, K., Ghosh, S., Singh, S., Satyanarayana, J., Murthy, G., Prasad, J., Srivastava, A., et al. (1997). Indoor radon measurements in some Indian cities. *Radiation measurements*, 28(1-6):647–649. [https://doi.org/10.1016/S1350-4487\(97\)00157-1](https://doi.org/10.1016/S1350-4487(97)00157-1).
- [23] Eappen, K. and Mayya, Y. (2004). Calibration factors for LR-115 (type-II) based radon thoron discriminating dosimeter. *Radiation measurements*, 38(1):5–17. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2003.09.003>.
- [24] Eappen, K., Ramachandran, T., Mayya, Y., and Nambi, K. (1998). LR-115 detector response to alpha energies above 5.0 MeV: application to thoron dosimetry. In *Proceedings of the seventh national symposium on environment*.
- [25] Elío, J., Cinelli, G., Bossew, P., Gutiérrez-Villanueva, J. L., Tollefsen, T., De Cort, M., Nogarotto, A., and Braga, R. (2019). First steps towards an all-european indoor radon map. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci*, 19:2451–2464.
- [26] Elío, J., Crowley, Q., Scanlon, R., Hodgson, J., and Zgaga, L. (2018). Estimation of residential radon exposure and definition of Radon Priority Areas based on expected lung cancer incidence. *Environ. Int.*, 114:69–76. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.02.025>.
- [27] Espinosa, G. et al. (1994). *Nuclear tracks in solids*. México D.F., México.
- [28] Espinosa, G. and Gammage, R. (1998). Indoor radon concentration survey in Mexico. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 236(1-2):227–229. <https://doi.org/10.1007/bf02386347>.
- [29] Espinosa, G. and Tommasino, L. (2015). Surface-deposition and distribution of the radon-decay products indoors. *Journal of Environmental Radioactivity*, 143:80–84.
- [30] Etiopie, G., Guerra, M., and Raschi, A. (2005). Carbon dioxide and radon geohazards over a gas-bearing fault in the Siena Graben (Central Italy). *TAO: Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences*, 16(4):885. <https://pdfs.semanticscholar.org/3f0f/b17426e1c9523aa3187b0c26c419ad02febb.pdf> (accedido el 28 de Mayo de 2023).

- [31] Etiope, G. and Martinelli, G. (2002). Migration of carrier and trace gases in the geosphere: an overview. *Physics of the earth and planetary interiors*, 129(3-4):185–204. [https://doi.org/10.1016/S0031-9201\(01\)00292-8](https://doi.org/10.1016/S0031-9201(01)00292-8).
- [32] Evans, R. D. and Goodman, C. (1980). Determination of the thoron content of air and its bearing on lung cancer hazards in industry. *Health Physics*, 38(6):920–928.
- [33] Faj, Z. and Planinic, J. (1991). Dosimetry of radon and its daughters by two SSNT detectors. *Radiation protection dosimetry*, 35(4):265–268. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a080958>.
- [34] Fleischer, R. L., Price, P. B., and Walker, R. M. (2022). *Nuclear tracks in solids: principles and applications*. Univ of California Press.
- [35] Giustini, F., Ciotoli, G., Rinaldini, A., Ruggiero, L., and Voltaggio, M. (2019). Mapping the geogenic radon potential and radon risk by using Empirical Bayesian Kriging regression: A case study from a volcanic area of central Italy. *Sci. Total Environ.*, 661:449–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.146>.
- [36] Godoy, M., Iunes, P., Oliveira, R., Paulo, S., et al. (2002). Effects of environmental conditions on the radon daughters spatial distribution. *Radiation Measurements*, 35(3):213–221. [https://doi.org/10.1016/S1350-4487\(02\)00039-2](https://doi.org/10.1016/S1350-4487(02)00039-2).
- [37] Gonzalez Esqueche, M. A. (2022). Determinación del nivel de radón-222 proveniente de suelos en el distrito de lambayeque año 2019. https://repositorio.unprg.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12893/11127/Gonzalez_Esqueche_Maria_Asuncion.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- [38] Green, P., Bull, R., and Durrani, S. (1978). Particle identification from track-etch rates in minerals. *Nuclear Instruments and Methods*, 157(1):185–193. [https://doi.org/10.1016/0029-554X\(78\)90605-5](https://doi.org/10.1016/0029-554X(78)90605-5).
- [39] Grossi, C., Chambers, S. D., Llido, O., Vogel, F. R., Kazan, V., Capuana, A., Werczynski, S., Curcoll, R., Delmotte, M., Vargas, A., et al. (2020). Intercomparison study of atmospheric ^{222}Rn and ^{222}Rn progeny monitors. *Atmospheric Measurement Techniques*, 13(5):2241–2255. <https://doi.org/10.5194/amt-13-2241-2020>.
- [40] Guevara Pillaca, César (2019). Medición de radón 222 en Lima Metropolitana utilizando tres tipos de monitores con detectores de trazas nucleares. Tesis de Maestría. <https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/14626>.

- [41] Hansen, V., Petersen, D., Søgaaard-Hansen, J., Rigét, F. F., Mosbech, A., Clausen, D. S., Mulvad, G., and Rönnqvist, T. (2023). Indoor radon survey in Greenland and dose assessment. *J. Environ. Radioact.*, 257:107080. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107080>.
- [42] Harting, F. and Hesse, U. (1879). Der Lungenkrebs, die Bergkrakhet inden Scheeberger gruben, Telit, Eulenbergs Vierteljahrschr, Gerichtl. Med. Offentl. Gesundheit. *Neue Folge*, 30:296.
- [43] Health Protection Agency (2009). *Health Protection Agency Annual Report and Accounts 2009*. London, UK. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/248278/0612.pdf (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [44] ICRP (1991). *ICRP publication 60: 1990 recommendations of the international commission on radiological protection*. Number 60. Elsevier Health Sciences.
- [45] INEI (2023). Resultados Definitivos de los Censo Nacionales 2017. Disponible online: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1583/ (accedido el 3 de Junio de 2023).
- [46] INGEMMET (1999). Carta Geológica Nacional - 501 Cuadrángulos Geológicos Digitales de la Carta Nacional 1960 - 1999.
- [47] International Commission on Radiological Protection (2010). *2010 Annual Report*. Ontario, Canada. <https://www.icrp.org/docs/ICRP%20Annual%20Report%202010.pdf> (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [48] IPCC (2014). AR5 Synthesis Report - Climate Change 2014. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [49] Ishimori, Y., Lange, K., Martin, P., Mayya, Y., and Phaneuf, M. (2013). Measurement and calculation of radon releases from NORM residues. https://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/trs474_webfile.pdf (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [50] Jacobi, W. and Eisfeld, K. (1980). Dose to tissues and effective dose equivalent by inhalation of radon-222, radon-220 and their short-lived daughters. Technical report, Gesellschaft fuer Strahlen-und Umweltforschung mbH Muenchen.
- [51] Jäkel, O., Bert, C., Fossati, P., and Kamada, T. (2016). ICRU report 93: prescribing, recording, and reporting light ion beam therapy. *J ICRU*, 16(1-2):37–58.

- [52] Janik, M., Omori, Y., and Yonehara, H. (2015). Influence of humidity on radon and thoron exhalation rates from building materials. *Applied radiation and Isotopes*, 95:102–107.
- [53] Jiráne, M. and Hulka, J. (2000). Radon diffusion coefficient in radon-proof membranes—determination and applicability for the design of radon barriers. *International Journal on Architectural Science*, 1(4):149–155.
- [54] Joint Research Centre (2018). Annual Activity Report. https://commission.europa.eu/system/files/2019-06/jrc_aar_2018_final.pdf (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [55] Khalaf, H. N., Mostafa, M., Vasyanovich, M., and Zhukovsky, M. (2019). Comparison of radioactive aerosol size distributions (Activity, number, mass, and surface area). *Applied Radiation and Isotopes*, 145:95–100.
- [56] Kitson-Mills, D., Sovoe, S., Opoku-Ntim, I., Kyei, K. A., Marnotey, S., Anim-Sampong, S., Kwabeng, M. A., Otoo, F., and Baiden, F. (2019). An assessment of indoor radon level in a suburb of Ghana. *Environmental Research Communications*, 1(6):061002. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ab2af7>.
- [57] Kropat, G., Bochud, F., Jaboyedoff, M., Laedermann, J.-P., Murith, C., Palacios, M., and Baechler, S. (2014). Major influencing factors of indoor radon concentrations in Switzerland. *J. Environ. Radioact.*, 129:7–22. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.11.010>.
- [58] Kropat, G., Bochud, F., Jaboyedoff, M., Laedermann, J.-P., Murith, C., Palacios, M., and Baechler, S. (2015a). Improved predictive mapping of indoor radon concentrations using ensemble regression trees based on automatic clustering of geological units. *J. Environ. Radioact.*, 147:51–62. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.05.006>.
- [59] Kropat, G., Bochud, F., Jaboyedoff, M., Laedermann, J.-P., Murith, C., Palacios, M., and Baechler, S. (2015b). Predictive analysis and mapping of indoor radon concentrations in a complex environment using kernel estimation: an application to Switzerland. *Sci. Total Environ.*, 505:137–148. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.0640>.
- [60] Kudo, H., Tokonami, S., Omori, Y., Ishikawa, T., Iwaoka, K., Sahoo, S., Akata, N., Hosoda, M., Wanabongse, P., Pornnumpa, C., et al. (2015). Comparative dosimetry for radon and thoron in high background radiation areas in China. *Radiation protection dosimetry*, 167(1-3):155–159. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncv235>.

- [61] Lecomte, J.-F., Solomon, S., Takala, J., Jung, T., Strand, P., Murith, C., Kiselev, S., Zhuo, W., Shannoun, F., and Janssens, A. (2014). ICRP publication 126: radiological protection against radon exposure. *Annals of the ICRP*, 43(3):5–73.
- [62] Leung, S., Nikezic, D., Leung, J., and Yu, K. (2007). Derivation of V function for LR 115 SSNTD from its sensitivity to ^{220}Rn in a diffusion chamber. *Applied radiation and isotopes*, 65(3):313–317. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2006.08.006>.
- [63] Leung, S., Nikezic, D., and Yu, K. (2006). Passive monitoring of the equilibrium factor inside a radon exposure chamber using bare LR 115 SSNTDs. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 564(1):319–323. <https://doi.org/10.1016/j.nima.2006.04.031>.
- [64] Liu, B. Y., Pui, D. Y., and Lin, B. Y. (1986). Aerosol charge neutralization by a radioactive alpha source. *Particle & Particle Systems Characterization*, 3(3):111–116.
- [65] Liza, R., Pereyra, P., Rau, J., Guzman, M., Sajo-Bohus, L., and Palacios, D. (2023). Assessment of Natural Radioactivity and Radon Exhalation in Peruvian Gold Mine Tailings to Produce a Geopolymer Cement. *Atmosphere*, 14(3):588.
- [66] Loffredo, F., Opoku-Ntim, I., Kitson-Mills, D., and Quarto, M. (2022a). Gini Method Application: Indoor Radon Survey in Kpong, Ghana. *Atmosphere*, 13(8):1179. <https://doi.org/10.3390/atmos13081179>.
- [67] Loffredo, F., Opoku-Ntim, I., Meo, G., and Quarto, M. (2022b). Indoor Radon Monitoring in Kindergarten and Primary Schools in South Italy. *Atmosphere*, 13(3):478. <https://doi.org/10.3390/atmos13030478>.
- [68] Loffredo, F., Savino, F., Amato, R., Irollo, A., Gargiulo, F., Sabatino, G., Serra, M., and Quarto, M. (2021). Indoor radon concentration and risk assessment in 27 districts of a public healthcare company in Naples, South Italy. *Life*, 11(3):178. <https://doi.org/10.3390/life11030178>.
- [69] Lucas, H. F. (1957). Improved low-level alpha-scintillation counter for radon. *Review of Scientific Instruments*, 28(9):680–683. <https://doi.org/10.1063/1.1715975>.
- [70] Mapa de Lima (2023). Mapa de las regiones de la provincia de Lima. Disponible online: <https://www.mapadelima.com/mapa-de-regiones-de-lima/> (accedido el 3 de Junio de 2023).

- [71] Mariño Salazar, J. and Zavala Carrión, B. L. (2015). El complejo volcánico Hualca Hualca, Ampato y Sabancaya: riqueza paisajística y peligros volcánicos. Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico-INGEMMET.
- [72] Marsh, J. and Bailey, M. (2013). A review of lung-to-blood absorption rates for radon progeny. *Radiation protection dosimetry*, 157(4):499–514. <https://doi.org/10.1093/rpd/nct179>.
- [73] Martín-Landrove, R., Sajo-Bohus, L., and Palacios, D. (2013). Nuclear track evolution by capillary condensation during etching in SSNT detectors. *Radiation measurements*, 50:241–245. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2012.06.012>.
- [74] Martínez, J. M. (1986). Determinación de procesos litorales en playas de arena, según el contraste de los valores granulométricos. *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*, 3(3):17–22.
- [75] Mayya, Y., Eappen, K., and Nambi, K. (1998). Methodology for mixed field inhalation dosimetry in monazite areas using a twin-cup dosimeter with three track detectors. *Radiation protection dosimetry*, 77(3):177–184. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a032308>.
- [76] Michel, J. (1987). Sources. *Environmental radon*, pages 81–130.
- [77] Miles, J. (2004). *Methods of radon measurement and devices*. Czech Republic.
- [78] Miller, C. and Howarth, C. (2020). Results of the 2019 intercomparison of passive radon detectors. *Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards, Public Health England, PHE CRCE 060*.
- [79] Ministerio de Fomento (1977). *Comisión Venezolana de Normas Industriales*. Fondonorma, Caracas, Venezuela. <http://www.sencamer.gob.ve/sencamer/normas/259-77.pdf> (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [80] Mishra, R., Joshi, M., Meisenberg, O., Gierl, S., Prajith, R., Kanse, S., Rout, R., Sapra, B., Mayya, Y., and Tschiersch, J. (2017). Deposition and spatial variation of thoron decay products in a thoron experimental house using the Direct Thoron Progeny Sensors. *J. Radiol. Prot.*, 37(2):379. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aa6408>.
- [81] Mishra, R., Zunic, Z. S., Venoso, G., Bochicchio, F., Stojanovska, Z., Carpentieri, C., Prajith, R., Sapra, B., Mayya, Y., Ishikawa, T., et al. (2014). An evaluation of thoron (and

- radon) equilibrium factor close to walls based on long-term measurements in dwellings. *Radiat. Prot. Dosim.*, 160(1-3):164–168. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncu083>.
- [82] Mitev, K., Cassette, P., Pressyanov, D., Georgiev, S., Dutsov, C., Michielsen, N., and Sabot, B. (2020). Methods for the experimental study of ^{220}Rn homogeneity in calibration chambers. *Applied Radiation and Isotopes*, 165:109259. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2020.109259>.
- [83] Mohankumar, Mary N. (2005). Concerns on the health effects of low-dose ionizing radiations from naturally occurring radioactive materials (NORM). Technical report.
- [84] Moharram, B. (2000). The influence of mechanical vibrations of railway and car traffics on the radon exhalation using track detector technique. <https://doi.org/10.1097/00004032-199802000-00008>.
- [85] Moussallam, Y., Tamburello, G., Peters, N., Apaza, F., Schipper, C. I., Curtis, A., Aiuppa, A., Masias, P., Boichu, M., Bauduin, S., et al. (2017). Volcanic gas emissions and degassing dynamics at Ubinas and Sabancaya volcanoes; implications for the volatile budget of the central volcanic zone. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 343:181–191. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2017.06.027>.
- [86] Murphy, P., Dowdall, A., Long, S., Curtin, B., and Fenton, D. (2021). Estimating population lung cancer risk from radon using a resource efficient stratified population weighted sample survey protocol—Lessons and results from Ireland. *J. Environ. Radioact.*, 233:106582. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106582>.
- [87] Nader, A. (2019). The determination of equilibrium factor of radon and thoron using LR-115 type II detector in a selected area from Basra Governorate, Iraq. In *Journal of Physics: Conference Series*, volume 1258, page 012032. IOP Publishing.
- [88] National Research Council and others (1988). Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters: BEIR IV.
- [89] National Research Council (US) Committee on Health Risks of Exposure to Radon (BEIR VI) (1999). *Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI*. National Academies Press (US).
- [90] Nazarov, A. (2003). Grain-boundary diffusion in nanocrystals with a time-dependent diffusion coefficient. *Physics of the Solid State*, 45:1166–1169. <https://doi.org/10.1134/1.1583809>.

- [91] Nikezić, D. and Jančićjević, A. (2002). Bulk etching rate of LR115 detectors. *Applied radiation and isotopes*, 57(2):275–278. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(02\)00109-4](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(02)00109-4).
- [92] Nikezic, D., Ng, F., and Yu, K. (2004). Theoretical basis for long-term measurements of equilibrium factors using LR 115 detectors. *Applied radiation and isotopes*, 61(6):1431–1435. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2004.05.065>.
- [93] Nikezic, D. and Yu, K. (2006). Computer program TRACK_TEST for calculating parameters and plotting profiles for etch pits in nuclear track materials. *Computer Physics Communications*, 174(2):160–165.
- [94] Nikezic, D. and Yu, K. (2007). Computer simulation of radon measurements with nuclear track detectors. *Computer physics research trends*, 3:119–150.
- [95] Omori, Y., Tokonami, S., Sahoo, S. K., Ishikawa, T., Sorimachi, A., Hosoda, M., Kudo, H., Pornnumpa, C., Nair, R. R. K., Jayalekshmi, P. A., et al. (2016). Radiation dose due to radon and thoron progeny inhalation in high-level natural radiation areas of Kerala, India. *Journal of Radiological Protection*, 37(1):111. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1361-6498/37/1/111/meta>.
- [96] Onishchenko, A., Malinovsky, G., Vasilyev, A., and Zhukovsky, M. (2017). Radon measurements in kindergartens in Ural region (Russia). *Radiation Protection Dosimetry*, 177(1-2):112–115.
- [97] Palacios, D., Sajo-Bohus, L., Castillo, J., Bermudez, J., and Alfonso, J. (2004). Distribution of gamma emitter radionuclides in offshore sediments of the Orinoco Delta.
- [98] Pantelić, G., Čeliković, I., Živanović, M., Vukanac, I., Nikolić, J., Cinelli, G., Gruber, V., et al. (2018). Literature review of Indoor radon surveys in Europe. *Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2760/977726>.
- [99] Pantelić, G., Čeliković, I., Živanović, M., Vukanac, I., Nikolić, J. K., Cinelli, G., and Gruber, V. (2019). Qualitative overview of indoor radon surveys in Europe. *Journal of environmental radioactivity*, 204:163–174. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.04.010>.
- [100] Papastefanou, C. (2008). Radioactive aerosols. *Radioactivity in the Environment*, 12:11–58.
- [101] Paquet, F., Bailey, M., Leggett, R. W., Lipsztein, J., Marsh, J., Fell, T., Smith, T., Nosske, D., Eckerman, K. F., Berkovski, V., et al. (2017). ICRP publication 137:

- occupational intakes of radionuclides: part 3. *Annals of the ICRP*, 46(3-4):1–486. <https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/0146645317734963>.
- [102] Parajuli, P., Thapa, D., and Shah, B. (2015). Study of radon exhalation rate in soil samples of kathmandu valley using passive detector LR115. *Inter J Chem Phys Sci*, 4(4):30–9.
- [103] Paschoa, A. and Pohl-Rülling, J. (2005). Early thoron concentration levels in Guarapari: Dosimetric implications. In *Radioactivity in the Environment*, volume 7, pages 678–686. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(04\)07083-4](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(04)07083-4).
- [104] Pereyra, P. (1990). Aplicaciones de la técnica de huellas nucleares en dosimetría de partículas alfa. Tesis de Bachiller.
- [105] Pereyra, P., Guevara-Pillaca, C. J., Liza, R., Pérez, B., Rojas, J., Vilcapoma L, L., Gonzales, S., Sajo-Bohus, L., López-Herrera, M. E., and Palacios Fernández, D. (2023a). Estimation of Indoor ^{222}Rn Concentration in Lima, Peru Using LR-115 Nuclear Track Detectors Exposed in Different Modes. *Atmosphere*, 14(6):952. <https://doi.org/10.3390/atmos14060952>.
- [106] Pereyra, P., Palacios, D., Yoshimura, E. M., and Sajo-Bohus, L. (2023b). Monte Carlo simulation of a simple and fast method to experimentally determine the partial sensitivity of a bare LR-115 detector using planar alpha sources. *Radiation Measurements*, page 106951. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2023.106951>.
- [107] Pérez, B., López, M., and Palacios, D. (2020). Theoretical and experimental study of the LR-115 detector response in a non-commercial radon monitor. *Applied Radiation and Isotopes*, 160:109112. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2020.109112>.
- [108] Pérez, B., López, M., and Palacios, D. (2021). Concentric rings formation on etched LR-115 in bare mode by unconventional exposition. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B*, 496:37–44. <https://doi.org/10.1016/j.nimb.2021.03.014>.
- [109] Pérez-Vidal, H., Lunagómez-Rocha, M., and Acosta-Pérez, L. (2010). Análisis de partículas suspendidas totales (PST) y partículas fracción respirable (PM10), en Cunduacán, Tabasco. *Universidad y ciencia*, 26(2):151–162.
- [110] Peters, C., Kim, J., Song, C., Ge, C., and Demers, P. (2019). O8A. 1 Estimating the burden of lung cancer due to occupational exposure to radon gas. <http://dx.doi.org/10.1136/OEM-2019-EPI.187>.

- [111] Planinic, J. (1992). ^{222}Rn detection efficiency and sensitivity coefficient of the LR 115-II nuclear track detector. *Health physics*, 62(4):356–358.
- [112] Porstendörfer, J. (1994). Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air. *Journal of Aerosol Science*, 25(2):219–263. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90077-9).
- [113] Porstendörfer, J. (2001). Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiation Protection Dosimetry*, 94(4):365–373. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a006512>.
- [114] Pressyanov, D. and Dimitrov, D. (2020). The problem with temperature dependence of radon diffusion chambers with anti-thoron barrier. *Rom. J. Phys*, 65:801.
- [115] Protection, Radiological (2007). ICRP publication 103. *Ann ICRP*, 37(2.4):2.
- [116] Quindós, L. (1995). *Radón: " un gas radiactivo de origen natural en su casa"*. Consejo de Seguridad Nuclear.
- [117] Quintero, R., Alonso, D., Rayo, L., Parrado, G., Porras, A., Reyes, C., Guzmán, M., and Acero, F. (2018). Estudio preliminar de materiales radiactivos de ocurrencia natural y tecnológica (norm / tenorm) en la explotación de fosfatos en el departamento de boyacá, colombia.
- [118] Radiation Protection Series Publication (2008). Management of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM). <https://www.arpansa.gov.au/sites/default/files/legacy/pubs/rps/rps15.pdf>.
- [119] Ramachandran, T., Eappen, K., Nair, R., Mayya, Y., and Sadasivan, S. (2003). Radon-thoron levels and inhalation dose distribution patterns in India dwellings. Technical report, Bhabha Atomic Research Centre.
- [120] Ramachandran, T., Eappen, K., Shaikh, A., and Mayya, Y. (2001). Indoor radon levels and equilibrium factors in Indian dwellings. *Radiat. Prot. Environ.*, 24(1-2):420–422.
- [121] Ramola, R. C., Kandari, M. S., Negi, M. S., and Choubey, V. M. (2000). A study of diurnal variation of indoor radon concentrations. *Japanese Journal of Health Physics*, 35(2):211–216. <https://doi.org/10.5453/jhps.35.211>.
- [122] Rana, M. A. (2018). CR-39 nuclear track detector: An experimental guide. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers,*

- Detectors and Associated Equipment*, 910:121–126. <https://doi.org/10.1016/j.nima.2018.08.077>.
- [123] Ref, ICRP (1990). International Commission on Radiological Protection Statement on Radon. [https://www.icrp.org/docs/ICRP_Statement_on_Radon\(November_2009\).pdf](https://www.icrp.org/docs/ICRP_Statement_on_Radon(November_2009).pdf) (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [124] Rojas, J., Palacios, D., Pereyra, P., Pérez, B., Bohus, L. S., and López, M. E. (2018). A semi-empirical approach to estimate the parameters determining the LR-115 detector response in radon measurements. *Radiation Measurements*, 118:36–42. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2018.08.005>.
- [125] Ruano-Ravina, A., Quindós-Poncela, L., Sainz Fernández, C., and Barros-Dios, J. M. (2014). Radón interior y salud pública en españa: tiempo para la acción. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2014.09.0030>.
- [126] Ruiz, R., Galvez-Nino, M., Poquioma, E., Limache-García, A., Amorin, E., Olivera, M., Valdiviezo, N., Trejo, J. M., Heredia, A., Sarria, G., et al. (2020). Lung cancer in Peru. *Journal of Thoracic Oncology*, 15(6):891–898.
- [127] Sabbarese, C., Ambrosino, F., and Roca, V. (2020). Analysis by scanner of tracks produced by radon alpha particles in CR-39 detectors. *Radiat. Prot. Dosim.*, 191(2):154–159. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncaa140>.
- [128] Sahoo, B. and Sapra, B. (2015). Advances in measurement of indoor ^{222}Rn and ^{220}Rn gas concentrations using solid state nuclear track detectors. In *Solid State Phenomena*, volume 238, pages 116–126. Trans Tech Publ.
- [129] Saïdou, Modibo, O. B., Joseph Emmanuel, N. N. I., German, O., Michaux, K. N., and Abba, H. Y. (2020). Indoor radon measurements using radon track detectors and electret ionization chambers in the bauxite-bearing areas of Southern Adamawa, Cameroon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(18):6776. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186776>.
- [130] Sakoda, A., Ishimori, Y., and Yamaoka, K. (2011). A comprehensive review of radon emanation measurements for mineral, rock, soil, mill tailing and fly ash. *Applied Radiation and Isotopes*, 69(10):1422–1435. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2011.06.009>.
- [131] Schauer, D. A. and Linton, O. W. (2009). NCRP report No. 160, ionizing radiation exposure of the population of the United States, medical exposure—are we doing less

- with more, and is there a role for health physicists? *Health physics*, 97(1):1–5. <https://doi.org/10.1097/01.HP.0000356672.44380.b7>.
- [132] Semwal, P., Agarwal, T. K., Singh, K., Joshi, M., Gusain, G. S., Sahoo, B. K., and Ramola, R. C. (2019). Indoor inhalation dose assessment for thoron-rich regions of Indian Himalayan belt. *Environmental Science and Pollution Research*, 26:4855–4866.
- [133] SENAMHI (2023). Monitoreo de la Calidad de Aire, para Lima Metropolitana. Disponible online: <https://www.senamhi.gob.pe/?&p=calidad-del-aire> (accedido el 3 de Junio de 2023).
- [134] Serge Didier, T. S., Saïdou, Tokonami, S., Hosoda, M., Suzuki, T., Kudo, H., and Bouba, O. (2019). Simultaneous measurements of indoor radon and thoron and inhalation dose assessment in Douala City, Cameroon. *Isotopes Environ. Health. Stud.*, 55(5):499–510. <https://doi.org/10.1080/10256016.2019.1649258>.
- [135] Shang, B., Tschiersch, J., Cui, H., and Xia, Y. (2008). Radon survey in dwellings of Gansu, China: the influence of thoron and an attempt for correction. *Radiation and Environmental Biophysics*, 47(3):367–373. <https://doi.org/10.1007/s00411-008-0163-2>.
- [136] Silva, N., Bossew, P., Filho, A. F., Campos, T., Pereira, A., Yoshimura, E., Veiga, L., Campos, M., Rocha, Z., Paschuk, S., et al. (2014). Towards a Brazilian radon map: consortium radon Brazil. *Radiation Protection Dosimetry*, 160(1-3):226–230. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncu089>.
- [137] Silverman, M. P. (2017a). Analysis of residence time in the measurement of radon activity by passive diffusion in an open volume: a micro-statistical approach. *World Journal of Nuclear Science and Technology*, 7:252.
- [138] Silverman, M. P. (2017b). Brownian motion of decaying particles: Transition probability, computer simulation, and first-passage times. *Journal of Modern Physics*, 8:1809. <https://doi.org/10.4236/jmp.2017.811108>.
- [139] Silverman, M. P. and Mudvari, A. (2018). Brownian motion of radioactive particles: derivation and monte carlo test of spatial and temporal distributions. *World Journal of Nuclear Science and Technology*, 8:86.
- [140] Sima, O. (2001). Monte carlo simulation of radon ssnt detectors. *Radiation measurements*, 34(1-6):181–186. [https://doi.org/10.1016/S1350-4487\(01\)00147-0](https://doi.org/10.1016/S1350-4487(01)00147-0).

- [141] Singh, S., Mehra, R., and Singh, K. (2005). Seasonal variation of indoor radon in dwellings of Malwa region, Punjab. *Atmos. Environ.*, 39(40):7761–7767. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.08.030>.
- [142] Sohrabi, M. (2013). World high background natural radiation areas: Need to protect public from radiation exposure. *Radiation Measurements*, 50:166–171. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2012.03.011>.
- [143] Stojanovska, Z., Boev, B., Zunic, Z. S., Ivanova, K., Ristova, M., Tsenova, M., Ajka, S., Janevik, E., Taleski, V., and Bossew, P. (2016). Variation of indoor radon concentration and ambient dose equivalent rate in different outdoor and indoor environments. *Radiat. Environ. Biophys.*, 55:171–183. <https://doi.org/10.1007/s00411-016-0640-y>.
- [144] Tirmarche, M., Harrison, J., Laurier, D., Paquet, F., Blanchardon, E., Marsh, J., et al. (2010). ICRP Publication 115. Lung cancer risk from radon and progeny and statement on radon. *Annals of the ICRP*, 40(1):1–64.
- [145] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation and others (1988). UNSCEAR 1988 Report, Sources, effects and risks of ionizing radiation. *United Nations, New York*.
- [146] UNSCEAR (2000). *Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2000 Report, Volume I: Report to the General Assembly, with Scientific Annexes-Sources*. United Nations.
- [147] UNSCEAR (2009). *Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2006 Report, Report. Sources to Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces, vol. II (Annex E)*. United Nations.
- [148] Urban, M. and Piesch, E. (1981). Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device. *Radiation protection dosimetry*, 1(2):97–109. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a079961>.
- [149] USEPA, E. (1993). Protocols for radon and radon decay product measurements in homes. *Washington: EPA*. https://archive.epa.gov/epa/sites/production/files/2019-07/documents/indoor_radon_and_radon_decay_product_measurement_device_protocol.pdf (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [150] Vaizoglu, S. A. and Güler, Ç. (1999). Indoor radon concentrations in Ankara dwellings. *Indoor Built Environ.*, 8(5):327–331. <https://doi.org/10.1159/000024661>.

- [151] Valdivia, S. A. P. (2016). Análisis temporal y espacial de la calidad del aire determinado por material particulado PM10 y PM2, 5 en Lima Metropolitana. In *Anales Científicos*, volume 77, pages 273–283. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- [152] Vilcapoma, L. L., López Herrera, M. E., Pereyra, P., Palacios, D. F., Pérez, B., Rojas, J., and Sajo-Bohus, L. (2019). Measurement of radon in soils of Lima City-Peru during the period 2016-2017. *Earth Sci. Res. J.*, 23(3):171–183. <https://doi.org/10.15446/esrj.v23n3.74108>.
- [153] Virk, H. (1999). Indoor radon levels near the radioactive sites of Himachal Pradesh, India. *Environ. Int.*, 25(1):47–51. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(98\)00096-8](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(98)00096-8).
- [154] Weeks, A. et al. (2008). *Paracelsus (Theophrastus Bombastus von Hohenheim, 1493-1541): essential theoretical writings*, volume 5. Brill.
- [155] WHO (2007). International radon project: survey on radon guidelines, programmes and activities. Technical report, World Health Organization.
- [156] Willey, C. and Tanner, C. (1964). A Steady-State Method for Laboratory Measurement of the Oxygen Diffusivity of Porous Materials. *Soil Science Society of America Journal*, 28(6):733–737.
- [157] Wołoszczuk, K. and Skubacz, K. (2018). Particle size distribution of the radon progeny and ambient aerosols in the Underground Tourist Route “Liczyrzepa” Mine in Kowary Adit. In *E3S Web of Conferences*, volume 28, page 01040. EDP Sciences.
- [158] World Health Organization and others (2009). *WHO Handbook on indoor radon: a public health perspective*. World Health Organization.
- [159] World Health Organization and others (2014). *Quantitative risk assessment of the effects of climate change on selected causes of death, 2030s and 2050s*. World Health Organization.
- [160] World Health Organization and others (2015). Protection of the Public against Exposure Indoors due to Radon and Other Natural Sources of Radiation. Specific Safety Guide. <https://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/pub1651web-62473672.pdf> accedido el 12 de Junio de 2023.
- [161] World Health Organization and others (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide: executive summary.

- [162] Wysocka, M., Skubacz, K., Chmielewska, I., Urban, P., and Bonczyk, M. (2019). Radon migration in the area around the coal mine during closing process. *International Journal of Coal Geology*, 212:103253. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2019.103253>.
- [163] Ye, Y., Chen, G., Dai, X., Huang, C., Yang, R., and Kearfott, K. J. (2019). Experimental study of the effect of water level and wind speed on radon exhalation of uranium tailings from heap leaching uranium mines. *Environmental Science and Pollution Research*, 26:25702–25711. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05788-6>.
- [164] Yu, C., Zielen, A., Cheng, J.-J., LePoire, D., Gnanapragasam, E., Wallo I.I.I., A., Williams, W., and Peterson, H. (2001). User's manual for RESRAD version 6. Technical report, Argonne National Lab., IL (US). <https://publications.anl.gov/anlpubs/2001/07/40176.pdf> (accedido el 28 de Mayo de 2023).
- [165] Yu, K., Leung, S., Nikezic, D., and Leung, J. (2008). Equilibrium factor determination using SSNTDs. *Radiation measurements*, 43:S357–S363. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2008.03.024>.
- [166] Yu, K. and Nikezic, D. (2011). Long-term determination of airborne radon progeny concentrations using LR 115 solid-state nuclear track detectors. *Radiation measurements*, 46(12):1799–1802. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2011.04.025>.
- [167] Yu, K., Nikezic, D., Ng, F., and Leung, J. (2005). Long-term measurements of radon progeny concentrations with solid-state nuclear track detectors. *Radiation measurements*, 40(2-6):560–568. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2005.03.007>.
- [168] Ziegler, J. F., Ziegler, M. D., and Biersack, J. P. (2010). Srim—the stopping and range of ions in matter (2010). *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 268(11-12):1818–1823.

Anexo A

Documentos entregados a los voluntarios participantes en el monitoreo de radón en Lima

Instructivo de colocación de los detectores

¿CÓMO USARLO?

¡Agradecemos su participación en el monitoreo de radón en Lima!

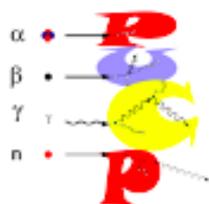
Ahora que tiene los detectores, colocarlos es muy fácil. Solo siga las siguientes instrucciones:

- Un medidor de Rn222
- Cinta adhesiva
- Un lápiz o lapicero

- 1** AL COLOCAR EL ADHESIVO, ASEGÚRESE DE QUE LA PARTE SENSIBLE ESTÉ HACIA AFUERA
- 2** COLOQUE EL DETECTOR EN LA PARED, A LA ALTURA DE SUS OJOS
- 3** ESCRIBA FECHA Y HORA EN LA MICA TRANSPARENTE O EN EL SOBRE
- 4** LUEGO DE 8 SEMANAS, RETIRE EL DETECTOR, GUÁRDELO EN EL SOBRE Y CONTACTE A GITHUNU

Para cualquier consulta, favor de comunicarse al 626 0000 anexo 4112
Facebook: GITHUNU-Radón ** Correo: grupo.githunu@pucp.pe

Formulario para los voluntarios del monitoreo de radón en Lima



Grupo de Investigación
de Huellas Nucleares

Ficha de Ubicación Detector de Rn 222

Responsable:

Código de los detectores

--	--

Datos Generales:

Dirección				
Distrito		Teléfono		
Edad aprox. de la construcción (años)		Número Habitantes		Número Fumadores:
La casa está en:	avenida	calle	Interior o pasaje	
El tráfico es:	intenso	medio	bajo	
Transitan mayormente:	Pesados (ómnibus y camiones)		Livianos (autos)	
En los alrededores hay:	Fábricas con emisión de gases	Fábrica sin emisión de gases	Cables de alta tensión	aeropuerto

Características del lugar de monitoreo

sala	cocina	dormitorio	baño	Garaje
Sótano	semisótano	Primer piso	Segundo piso	otro
¿Fuman en la habitación?			si	no
¿Tiene ventana(s)?			si	no
¿Quedan abiertas?	siempre	nunca	En el día	Por la noche
¿Otro sistema?	Ventilador de techo	Aire acondicionado	Extractor de aire	otro
El sistema adicional está prendido	siempre	nunca	Solo de día	Solo de noche
Material de construcción		ladrillos	adobe	drywall
Recubrimiento	pintura	madera	papel	mayólica
				Por horas
				Nada
				Por momentos
				otros
				otros

Si el recubrimiento es pintura:

Tiempo aproximado		Mas de 5 años		Menos de 5 años		
¿Tiene fisuras?		si		No		
Tipo:	látex	Al agua	Base imprimante	esmalte	otro	No recuerda

Otras características

En forma general puede decir que la habitación tiene buena ventilación.			si	no	
La luz solar le da	Por la mañana		Por la tarde	nunca	
El piso es de	cemento	mayólica	madera	tapiz	Otro:

Observaciones (colocar cualquier otra característica que pueda ser de interés en la ubicación)

Muchas gracias por su participación.

Contacto: Laboratorio de Huellas Nucleares (3er. Piso Física)

Patrizia Pereyra

Oficina 626 2000

ANEXOS 4112 / 4111 / 4127



Anexo B

Logros Académicos

Publicaciones

1. **Pereyra P**, Guevara-Pillaca, C. J., Liza, R., Pérez, B., Rojas, J., Vilcapoma L, Gonzales, S., L., Sajo-Bohus, L., López-Herrera, M. E. & Palacios Fernández, D. Estimation of Indoor ^{222}Rn Concentration in Lima, Peru Using LR-115 Nuclear Track Detectors Exposed in Different Modes. *Atmosphere*,14(6), 952.<https://doi.org/10.3390/atmos14060952>.
2. **Pereyra, P.**, Palacios, D., Yoshimura, E. M., & Sajo-Bohus, L. (2023). Monte Carlo simulation of a simple and fast method to experimentally determine the partial sensitivity of a bare LR-115 detector using planar alpha sources. *Radiation Measurements*, 106951. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2023.106951>.
3. Liza, R., **Pereyra, P.**, Rau, J., Guzman, M., Sajo-Bohus, L., & Palacios, D. (2023). Assessment of Natural Radioactivity and Radon Exhalation in Peruvian Gold Mine Tailings to Produce a Geopolymer Cement. *Atmosphere*, 14(3), 588. <https://doi.org/10.3390/atmos14030588>.
4. **Pereyra, P.**, López Herrera, M. E., Palacios, D., Viloría, T., Vadillo, E., Pérez, B., & Sajo-Bohus, L. (2020). Nuclear track detector response to energetic heavy ions: study case. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 324, 609-614. <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07114-8>.
5. Bonifaz, A. P., Moliné, O. B., Schneider, J. O., La Rosa, B. L. R., Hanco, J. R., Rojas, V. G., Palacios, D., **Pereyra, P.** & Herrera, M. E. L. (2020). Simple and low cost alternative method for detecting photoneutrons produced in some radiotherapy treatments using SSNTDs. *Applied Radiation and Isotopes*, 161, 109169. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2020.109169>.

6. Vilcapoma, L. L., López Herrera, M. E., **Pereyra, P.**, Palacios, D. F., Pérez, B., Rojas, J., & Sajo-Bohus, L. (2019). Measurement of radon in soils of Lima City-Peru during the period 2016-2017. *Earth Sciences Research Journal*, 23(3), 171-183. <https://doi.org/10.15446/esrj.v23n3.74108>.
7. Rojas, J., Palacios, D., **Pereyra, P.**, Pérez, B., Bohus, L. S., & López, M. E. (2018). A semi-empirical approach to estimate the parameters determining the LR-115 detector response in radon measurements. *Radiation Measurements*, 118, 36-42. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2018.08.005>.
8. **Pereyra, P.**, Lopez, M. E., Perez, B., Rojas, J., Martinez, J., & Leon, K. (2016). Characterization of LR-115 Type 2 Detectors for Monitoring Indoor Radon 222: Determination of the Calibration Factor. *Journal of Nuclear Physics, Material Sciences, Radiation and Applications*, 4(1), 99-106. <https://doi.org/10.15415/jnp.2016.41010>.

