



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E  
NUCLEARES

JOSINEIDE MARQUES DO NASCIMENTO SANTOS

**ALFA ESPEC-222 COMO VARIANTE DA SSNTD NA AVALIAÇÃO DO RISCO  
RnD EM ÁREAS IMPACTADAS COM *NORM***

Recife

2022

JOSINEIDE MARQUES DO NASCIMENTO SANTOS

**ALFA ESPEC-222 COMO VARIANTE DA SSNTD NA AVALIAÇÃO DO RISCO RnD  
EM ÁREAS IMPACTADAS COM *NORM***

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito para obtenção do título de Doutora em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Maria Mendonça de Albuquerque Melo

Coorientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral

Recife

2022

Catálogo na fonte:  
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

S237a Santos, Josineide Marques do Nascimento.  
Alfa Espec-222 como variante da SSNTD na avaliação do risco RnD em áreas impactadas com NORM. / Josineide Marques do Nascimento Santos. – 2022.  
99 f.: il.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Maria Mendonça de Albuquerque Melo.  
Coorientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral.  
Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2022.  
Inclui referências.

1. Radioatividade. 2. CR-39. 3. Inalação. 4. Dosimetria. 5. Instrumentação.  
6. Radônio. I. Melo, Ana Maria Mendonça de Albuquerque (orientadora).  
II. Amaral, Romilton dos Santos (coorientador). III. Título.

539.752 (22. ed.)

UFPE  
BCTG/2022-159

JOSINEIDE MARQUES DO NASCIMENTO SANTOS

**ALFA ESPEC-222 COMO VARIANTE DA SSNTD NA AVALIAÇÃO DO RISCO RnD  
EM ÁREAS IMPACTADAS COM NORM**

Tese Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Aprovado em: 23/02/2022

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral  
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

---

Prof. Dr. José Wilson Vieira (Examinador Externo)  
Instituto Federal de Pernambuco - IFPE e Universidade de Pernambuco - UPE

---

Profa. Dra. Zahily Herrero Fernández (Examinador Externo)  
PDCTR na Universidade Federal de Pernambuco  
Centro Acadêmico do Agreste

---

Prof. Dr. Jussié Soares da Rocha (Examinador Externo)  
IFMA – Campus Coelho Neto

---

Prof. Dr. Lino Angel Valcárcel Rojas (Examinador Externo)  
Bolsista de Desenvolvimento Tecnológico Industrial  
Universidade Federal de Pernambuco  
Departamento de Oceanografia

Ao meu esposo e filha, mãe, pai (*in memoriam*), irmãos e amigos,

Dedico.

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela saúde e oportunidade de adquirir novos conhecimentos, pela superação das dificuldades e por tornar possível a realização de mais um sonho.

Ao meu esposo e grande incentivador Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior pelos ensinamentos científicos, pelo apoio nos momentos de dificuldades, assim como pelas valiosas contribuições para a relevância, desenvolvimento e conclusão deste trabalho. Minha admiração e respeito pelo profissional e grande ser humano, sempre muito competente em tudo que se propõe a fazer. Minha eterna gratidão.

A minha filha Yasmin Marques dos Santos, por todo apoio e incentivo em todos os momentos, o que me fez acreditar que posso ser cada dia melhor.

A orientadora Profa. Dra. Ana Maria Mendonça de Albuquerque Melo e ao coorientador Prof. Romilton dos Santos Amaral, pelas contribuições, apoio e incentivo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela Bolsa concedida, processo nº. 140513/2018-3, de fundamental importância para dedicação exclusiva ao projeto de doutorado.

Ao comitê de acompanhamento, composto pelos membros: Profa. Dra. Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra (Departamento de Energia Nuclear, DEN), Dr. José Wilson Vieira (Instituto Federal de Pernambuco, IFPE), e Dra. Zahily Herrero Fernández (PDCTR - FACEPE/UFPE - Centro Acadêmico do Agreste), pelas importantes contribuições.

Agradecimentos aos membros da banca de defesa da tese, titulares: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral (DEN - UFPE), Prof. Dr. José Wilson Vieira (IFPE - UPE), Profa. Dra. Zahily Herrero Fernandez (PDCTR - FACEPE/UFPE - Centro Acadêmico do Agreste), Prof. Dr. Jussie Soares da Rocha (IFMA - Campus Coelho Neto), Prof. Dr. Lino Angel Valcárcel Rojas (BFP – FACEPE, Departamento de Oceanografia da UFPE) e aos suplentes interno e externo: Prof. Dr. Emmanuel Damilano Dutra (DEN - UFPE) e o Prof. Dr. Alberto Antônio da Silva (IFPE - Campus Ipojuca), respectivamente.

A Universidade Federal de Pernambuco, ao Departamento de Energia Nuclear, ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN) e ao Grupo de Estudos em Radioecologia (RAE) pela oportunidade e infraestrutura disponibilizada.

Ao Serviço de Monitoração Ambiental (SEAMB), do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE), pela parceria e disponibilidade dos laboratórios para realização de parte da pesquisa.

Às populações dos municípios de São José do Sabugi, Santa Luzia, São Mamede e Taperoá na Paraíba, assim como, Parelhas e Santana do Seridó no Rio grande do Norte pela receptividade e confiança para execução do trabalho.

Aos meus colegas do grupo de Radioecologia (RAE), pela amizade, apoio e colaboração na busca de um mesmo ideal.

Ao corpo docente do Programa Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN), pela colaboração para minha formação.

## RESUMO

O radônio é de grande relevância para radioecologia, com contribuição média de 54% da dose produzida por todas as fontes naturais, impactando diretamente na dosimetria interna. Metodologias vêm sendo aprimoradas para investigação do Rn e sua progênie, buscando caracterizar a contribuição de danos graves na saúde das pessoas. Foi realizada a investigação dos níveis de  $^{222}\text{Rn}$  em ambientes internos de municípios da Paraíba e do Rio Grande do Norte, influenciados por ocorrências *NORM*, fazendo uso da dosimetria passiva com *SSNTD*: CR-39 em  $\alpha$  Espec-222, que passou a ser uma variante do método de investigação do RnD. Os sistemas foram instalados em ambientes domiciliares e de trabalho, selecionados em função do histórico de ocorrências radioativas naturais na região. O tempo médio de monitoração considerando a relação sazonal foi de 8 meses. As concentrações de  $^{222}\text{Rn}$  variaram de 26,91 a 316,35 Bq/m<sup>3</sup>, com dose efetiva máxima de quase 8 mSv/a. O Rn nos ambientes domiciliares supera, em valor médio, quase 31% da média obtida para os ambientes de trabalho. Os municípios da Paraíba apresentaram resultados mais expressivos, com média de 175,45 Bq/m<sup>3</sup> e dose efetiva de 4,43 mSv/a. No modelo dosimétrico combinado foi obtida resposta dosimétrica com valor de até 21,45% inferior ao modelo mundialmente aplicado. Os dados também foram tratados considerando a situação da pandemia 2019-nCoV, obtendo-se um incremento de dose de 25%, com máxima de quase 10 mSv/a. O ELCR foi de até 3,37%, com LCC máximo de quase 15 casos de câncer de pulmão por milhão de pessoas por ano. Quando extrapolado a nível de Brasil, a probabilidade calculada foi de 3.189 casos de câncer por ano. A estimativa anual média de óbitos por câncer de pulmão foi de quase 61 casos por ano para a população dos estados em referência. A variante do modelo, testes operacionais e sistemáticos, estudo de caso em áreas influenciadas pelas ocorrências de urânio e os diferentes cenários considerados no presente estudo, permitiram observar influência significativa do RnD, ampliando a dosimetria passiva em ambientes internos com eficiência e baixo custo, gerando banco de dados que precedem os futuros estudos de impactos ambientais e radioecológicos, fortalece a segurança ambiental e dos habitantes, promovendo a consolidação de novas pesquisas na interpretação de resultados e problemas de saúde pública, com soluções conjuntas e compartilhadas.

**Palavras-chave:** CR-39; inalação; dosimetria; instrumentação; radioatividade; radônio.

## ABSTRACT

Radon is of great relevance for radioecology, with an average contribution of 54% of the dose produced by all natural sources, directly impacting internal dosimetry. Methodologies have been improved to investigate the Rn and its progeny, seeking to characterize the contribution of serious damage to people's health. The investigation of the levels of  $^{222}\text{Rn}$  in internal environments of cities of Paraíba and Rio Grande do Norte, influenced by NORM occurrences, was carried out, using passive dosimetry with SSNTD: CR-39 in  $\alpha$  Spec-222, which became a variant of the RnD investigation method. The systems were installed in home and work environments, selected based on the history of natural radioactive occurrences in the region. The average monitoring time considering the seasonal relationship was 8 months.  $^{222}\text{Rn}$  concentrations ranged from 26.91 to 316.35 Bq/m<sup>3</sup>, with a maximum effective dose of almost 8 mSv/y. The Rn in home environments exceeds, in average, almost 31% of the average obtained for work environments. The municipalities of Paraíba presented more expressive results, with an average of 175.45 Bq/m<sup>3</sup> and an effective dose of 4.43 mSv/y. In the combined dosimetric model, a dosimetric response was obtained with a value of up to 21.45% lower than the model applied worldwide. The data were also treated considering the situation of the 2019-nCoV pandemic, obtaining a dose increment of 25%, with a maximum of almost 10 mSv/y. The ELCR was up to 3.37%, with a maximum LCC of almost 15 lung cancer cases per million people per year. When extrapolated to the Brazilian level, the calculated probability was 3,189 cancer cases per year. The average annual estimate of lung cancer deaths was almost 61 cases per year for the population of the reference states. The model variant, operational and systematic tests, case study in areas influenced by uranium occurrences and the different scenarios considered in the present study, allowed us to observe a significant influence of the RnD, expanding passive dosimetry in internal environments with efficiency and low cost, generating database that precede future studies of environmental and radioecological impacts, strengthens environmental and inhabitants' safety, promoting the consolidation of new research in the interpretation of results and public health problems, with joint and shared solutions.

**Keywords:** CR-39; inhalation; dosimetry; instrumentation; radioactivity; radon.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Modelo de representação das vias de transferência de radionuclídeos.....	18
Figura 2 - Série radioativa natural do $^{238}\text{U}$ .....	23
Figura 3 - Radônio dentro de moradias. ....	24
Figura 4 - Esquema das grandezas básicas usadas em radioproteção. ....	36
Figura 5 - Mapa dos municípios analisados .....	38
Figura 6 - Projeto da câmara de difusão.....	41
Figura 7 - Sistema de medidas pronto para ser instalado nos ambientes internos. ....	43
Figura 8 - Esquema ilustrativo do arranjo experimental usado na calibração.....	44
Figura 9 - Experimento de laboratório para exposição dos espectrômetros alfa.....	45
Figura 10 - Arranjo para a revelação dos CR-39.....	46
Figura 11 - Sistema de microscopia óptica.....	47
Figura 12 - Detalhamento de análise feita com ImageJ.....	49
Figura 13 - Desenho de planta de modelo de residência a ser monitorada. ....	52
Figura 14 - Representação do CR-39 com destaque para área capturada. ....	58
Figura 15 - Captura de imagem de um campo na área útil do CR-39. ....	59
Figura 16 - Comparação entre as trilhas por campo para contagens total e parcial. ....	61
Figura 17 - Imagens dos CR-39 não irradiados e utilizados para medida dos brancos. ....	62
Figura 18 - Medidas de controle da atividade do radônio na câmara de calibração.....	63
Figura 19 - Modelo para obtenção do fator de calibração.....	66
Figura 20 - Medidas de referência para determinação da leitura de traços. ....	67
Figura 21 - Função para cálculo do fator de leitura de traços. ....	68
Figura 22 - Dados utilizados na certificação do método. ....	69
Figura 23 - Concentração de Rn e dose efetiva na área de estudo. ....	72
Figura 24 - Concentração do radônio por tipo de ambiente em Bq/m <sup>3</sup> . ....	74
Figura 25 - Monitoração do radônio por município. ....	75
Figura 26 - Modelos de monitoração do radônio com novo fator de ocupação. ....	76
Figura 27 - Doses de Rn em ambientes domiciliares em período de pandemia.....	78
Figura 28 - Comparação com valores de referência mundial.....	79

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Contribuições radioativas naturais para exposição do público.....	20
Tabela 2 - Níveis de radônio para ambientes internos de alguns países da OCDE. ....	26
Tabela 3 - Estimativa de casos de câncer de pulmão devido à inalação de radônio. ....	27
Tabela 4 - Concentração do radônio em ambientes internos de regiões do Brasil. ....	28
Tabela 5 - Características físicas e operacionais de alguns detectores de radônio. ....	30
Tabela 6 - Descrição populacional dos municípios contemplados na pesquisa.....	39
Tabela 7 - Resultados da avaliação dos CR-39 para mapeamento das trilhas.....	61
Tabela 8 - CR-39 utilizados na calibração. ....	64
Tabela 9 - Resultado do teste de certificação.....	69
Tabela 10 - Resultados da monitoração do radônio nos ambientes internos.....	71
Tabela 11 - Análise comparativa do estudo com resultados obtidos mundialmente.....	81
Tabela 12 - Doses médias, ELCR e LCC por município e áreas geográficas estudadas.....	85
Tabela 13 - Dados dos municípios para estimativa do risco de câncer .....	86

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Alcance da partícula alfa para $E < 4$ MeV.....	34
Equação 2 - Alcance da partícula alfa para $4 < E < 8$ MeV.....	34
Equação 3 - Contagem líquida das trilhas alfa.....	50
Equação 4 - Determinação da densidade de traços alfa .....	50
Equação 5 - Cálculo do fator de calibração .....	50
Equação 6 - Concentração do radônio .....	51
Equação 7 - Taxa de dose efetiva para inalação do radônio .....	53
Equação 8 - Estimativa do risco de câncer de pulmão .....	54
Equação 9 - Cálculo do número de órbitas por câncer de pulmão .....	55
Equação 10 - Estimador para otimizar tamanho de amostra.....	59
Equação 11 - Fator de correção por número de campos do CR-39.....	60

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
2.1	GERAL.....	16
2.2	ESPECÍFICOS.....	16
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>17</b>
3.1	RADIOECOLOGIA .....	17
3.2	RADIOATIVIDADE E MEIO AMBIENTE .....	19
3.3	RADÔNIO.....	21
<b>3.3.1</b>	<b>Riscos do radônio em ambientes internos .....</b>	<b>24</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Medições de radônio.....</b>	<b>29</b>
<b>3.3.3</b>	<b>Detectores DTPA .....</b>	<b>31</b>
<b>3.3.4</b>	<b>Medidas de radônio em residências .....</b>	<b>32</b>
3.4	INTERAÇÃO DA RADIAÇÃO IONIZANTE E EFEITOS BIOLÓGICOS .....	33
3.5	GRANDEZAS RADIOMÉTRICAS .....	35
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>38</b>
4.1	ÁREA DE ESTUDO .....	38
4.2	SISTEMA DE MEDIDAS.....	40
4.3	CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE DOSIMETRIA PASSIVA.....	43
4.4	REVELAÇÃO DOS CR-39 .....	46
4.5	CAPTURE DE IMAGENS .....	47
4.6	PROCESSAMENTO DE IMAGENS E CONTAGEM DAS TRILHAS .....	48
4.7	CÁLCULO DO BACKGROUND DOS CR-39.....	49
4.8	DETERMINAÇÃO DA DENSIDADE DE TRAÇOS.....	50
4.9	FATOR DE CALIBRAÇÃO OU EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO .....	50
4.10	CONCENTRAÇÃO DE <sup>222</sup> Rn NOS AMBIENTES INTERNOS.....	51
4.11	ARRANJO PARA INSTALAÇÃO DOS DETECTORES $\alpha$ ESPEC-222 .....	51
4.12	DOSE EFETIVA DECORRENTE DA INALAÇÃO DO RADÔNIO.....	52
4.13	ESTIMATIVA DO RISCO DE CÂNCER DE PULMÃO.....	54
4.14	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	55
<b>5</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>57</b>

5.1	DEFINIÇÃO DOS PARÂMETROS DE MEDIDA.....	57
5.1.1	Mapeamento do campo de captura .....	57
5.1.2	Modelo para avaliação das trilhas nucleares .....	59
5.1.3	Contagem dos brancos .....	62
5.2	CALIBRAÇÃO DOS ESPECTRÔMETROS $\alpha$ ESPEC-222 .....	63
5.2.1	Monitoração da câmara de calibração .....	63
5.2.2	Determinação dos parâmetros de calibração .....	64
5.2.2.1	Determinação do fator de calibração e eficiência.....	65
5.2.2.2	Determinação do fator de leitura de traços .....	66
5.2.3	Certificação do método e do modelo de avaliação do radônio.....	68
5.2.4	Cálculo da Concentração Mínima Detectada .....	70
5.3	RESULTADOS DO ESTUDO DE CASO.....	70
6	CONCLUSÕES.....	89
7	ARTIGOS CIENTÍFICOS PUBLICADOS .....	90
7.1	AUTORA PRINCIPAL .....	90
7.2	COAUTORA .....	90
	REFERÊNCIAS.....	92

## 1 INTRODUÇÃO

O radônio, Rn, é um gás radioativo pertencente ao grupo dos gases nobres, cerca de 8 vezes mais denso que o ar atmosférico, emissor alfa e naturalmente formado pelo decaimento das séries do  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$ . Dos isótopos naturais, apenas o  $^{222}\text{Rn}$ , descendente da série do  $^{238}\text{U}$ , apresenta relevância para os estudos radioecológicos, dada sua meia-vida física de aproximadamente 3,8 dias, que é grande comparada com as dos outros isótopos. O  $^{219}\text{Rn}$  produzido pela série do  $^{235}\text{U}$  não manifesta interesse, tendo em vista sua pequena meia-vida física de 3,96 segundos e a baixa abundância isotópica do precursor de sua série (IAEA, 2015). A série do  $^{232}\text{Th}$ , apesar de sua importante contribuição para dosimetria ambiental, seu filho  $^{220}\text{Rn}$ , não contribui de forma significativa em termos de proteção radiológica, pois apresenta meia-vida física de apenas 55,6 segundos (IAEA, 2015).

Considerando o ciclo geoquímico e a constituição das rochas, os radionuclídeos primordiais se concentram nessas estruturas, de onde o Rn emana das rochas através das fissuras, assim como, dos solos, sendo também difundido na atmosfera e corpos d'água, principalmente incorporado nas fontes de água subterrâneas, mobilizado pelas vias de transferência até atingir os seres vivos (IAEA, 2015).

As principais vias de exposição do radônio são inalação e ingestão de água, podendo promover, principalmente em áreas com altos níveis de radioatividade de fundo, efeitos estocásticos e determinísticos para os seres humanos (ICRP, 1991; ICRP, 1993), o que justifica a priorização do estudo desse gás, principalmente nos ambientes internos de áreas que apresentam Material Radioativo de Ocorrência Natural (por sua sigla do inglês, NORM: *Naturally occurring Radiactive Material*) em níveis alterados.

O Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos das Radiações Atômicas (por sigla do inglês, UNSCEAR: *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*) e a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (por sigla do inglês, ICRP: *International Commission on Radiological Protection*), vêm concentrando esforços para publicar estudos que confirmem os efeitos da exposição do ser humano ao radônio, cujos níveis podem aumentar em mais de 80% para os ambientes fechados, quando comparados com os níveis desse radionuclídeo ao ar livre (UNSCEAR, 2000; ICRP, 2005).

Concentrações elevadas de radônio ocorrem em ambientes fechados e com pouca ventilação, principalmente para habitações próximas de áreas com níveis elevados de urânio, cujo gás pode ser emanado do solo e permanecer dentro das residências, representando risco potencial aos indivíduos que residem ou frequentam esses locais (EISENBUD; GESELL,

1997). A água e os materiais de construção também podem contribuir para o aumento dos níveis de radônio dentro das habitações, porém, a maior contribuição deriva-se do solo onde a edificação foi construída (CORRÊA, 2011; IAEA, 2019).

Segundo estudos realizados pela UNSCEAR (2008), a taxa de dose média global por pessoa para áreas que são consideradas dentro dos padrões normais de radiação de fundo é de 2,42 mSv/a. A contribuição do Rn em ambientes internos passa a ser a condição dominante das exposições, com valores médios para inalação e ingestão iguais a 1,26 mSv/a e 0,29 mSv/a, respectivamente, atingindo em termos de exposição interna ao organismo, quase 64% do valor global estimado para todas as fontes de radioatividade natural.

Os estudos radiométricos no Nordeste Brasileiro foram iniciados em 1972 pelas Empresas Nucleares Brasileiras S/A (NUCLEBRÁS) em parceria com a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), que proporcionaram a descoberta de inúmeras ocorrências de urânio e tório nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, a maioria caracterizada como pontual, apesar dos altos teores desses radionuclídeos, exceto a ocorrência de urânio do município de São José de Espinharas na Paraíba, que foi investigada, mapeada e caracterizada como sendo uma jazida de urânio com teor médio de 1.200 mg/kg de  $U_3O_8$  (MACIEL; CRUZ, 1973; COSTA; PEDROSA; MENDES, 1976).

Com base nessas descobertas, o Grupo de Radioecologia do Departamento de Energia Nuclear da UFPE vem intensificando as pesquisas com a preocupação de determinar a condição radiométrica dessas áreas e os possíveis impactos em termos de proteção radiológica para a população local, priorizando as áreas dos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, que apresentam convívio humano e que foram mapeadas a partir de 1972 como sendo de níveis elevados de urânio e tório (SANTOS et al., 2017; SANTOS JÚNIOR et al., 2017).

Os estudos recentes justificaram a realização da pesquisa para caracterizar os níveis de radônio dentro das habitações (residências e ambientes de trabalho), considerando ser um estudo pioneiro e que proporcionará condições para realizar o mapeamento radiométrico e estimar o risco decorrente da exposição interna ao organismo, o que permitiria mitigar as exposições e minimizar ou até eliminar os efeitos decorrentes da presença do Rn nesses ambientes.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

A pesquisa teve como objetivo determinar os níveis de radônio nos ambientes internos (residências e ambientes de trabalho) e o risco efetivo pela inalação desse gás em áreas influenciadas por ocorrências radioativas naturais nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, fazendo uso de método passivo com variante para *SSNTD*.

### 2.2 ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos que nortearam o desenvolvimento do projeto e a obtenção dos resultados, são:

- a) desenvolver sistema de medição baseado em *SSNTD* e metodologia de uso para avaliação de Rn em ambientes internos;
- b) implementar o método de medida de Rn por CR-39 no Laboratório de Radioquímica e Análise Nuclear (LABRAN) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE;
- c) calcular a dosimetria do radônio no ar dos ambientes monitorados;
- d) inferir condição de risco decorrente da inalação do radônio;
- e) calcular o incremento da exposição do Rn para condições específicas e período de pandemia da Covid-19.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

Este capítulo aborda a fundamentação teórica necessária para compreensão do conteúdo essencial ao desenvolvimento da pesquisa e obtenção dos resultados pretendidos.

Neste contexto, são destacados aspectos da radioecologia; radioatividade e meio ambiente; propriedades do radônio e riscos; detectores e medidas em ambientes internos; interação da radiação ionizante com a matéria e grandezas radiométricas, principalmente aquelas utilizadas em dosimetria ambiental.

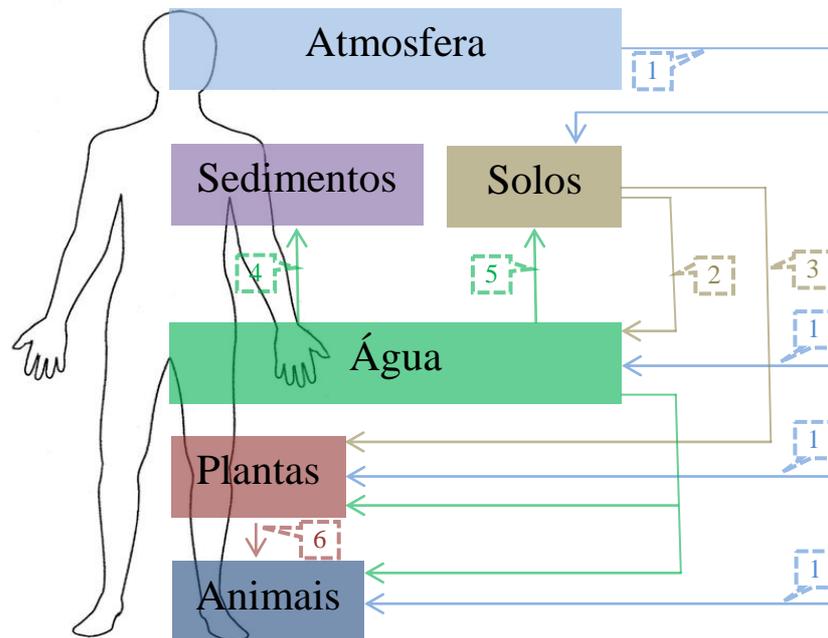
#### 3.1 RADIOECOLOGIA

A Radioecologia tem como objetivo identificar a presença de radionuclídeos, estudar suas origens e entender o comportamento do processo de transferência e correlação com os ecossistemas, de forma a avaliar o impacto da radioatividade natural e artificial no meio ambiente e sobre os seres vivos, cujas vias de transferência e processos físicos e químicos são norteadores para determinar a dosimetria, avaliar os riscos e mitigar ou erradicar os seus efeitos em função da aplicação dos princípios de proteção radiológica (IPSN, 2001).

Baseando-se nas vias de transferência e nos processos físicos e químicos, os radionuclídeos se difundem pelo ar, água, solo e sedimentos, migrando para cadeia alimentar, podendo afetar os seres vivos. Segundo o IPSN (2001), o ambiente pode ser representado por uma série de compartimentos, onde os radionuclídeos circulam e se difundem (Figura 1). Essa metodologia teórica permite que sejam realizados estudos para medida dos radionuclídeos em cada compartimento e suas relações com o meio ambiente e os seres que o habitam, facilitando o entendimento sobre o deslocamento.

Conforme detalhado no esquema ilustrativo da Figura 1, a experiência mostra que, do compartimento identificado como atmosfera, ocorre a dispersão dos radionuclídeos por via seca e úmida. Esses são formados por interações cósmicas ou estão presentes em suspensão, agregados às partículas de poeira ou fazendo parte do ar, sendo depositados nos solos, águas, plantas e nos animais, assim como, absorvidos pelas plantas através da transferência pelos solos e água e/ou irrigação, e conseqüentemente ingeridos pelos seres vivos. Os solos podem transferir radionuclídeos para as águas armazenadas ou percoladas, assim como para as plantas, neste último caso, principalmente pela transferência solo-planta.

Figura 1. Modelo de representação das vias de transferência de radionuclídeos.



Fonte: adaptado de IPSN (2001).

1. Deposição seca e úmida; 2. Migração por drenagem; 3. Transferência por raízes;
4. Depósitos; 5. Irrigação; 6. Nutrição.

Os elementos radioativos presentes nas águas são mobilizados e precipitados nos solos e sedimentos, transferidos para as plantas por via foliar e radicular, sendo ingeridos diretamente pelos animais, incluindo o homem. As plantas, que servem de alimento para os animais, também transferem uma parcela dos radionuclídeos, que seguem para cadeia alimentar dos seres humanos por ingestão direta, descrevendo um ciclo de transferência que termina afetando os seres vivos e que pode promover impactos radiológicos.

Para prevenir os impactos radiométricos, essa ciência estabelece métodos de investigação baseando-se nos cálculos de parâmetros que tentam explicar a situação de risco de cada área, fazendo uso dos limites e procedimentos estabelecidos pela ICRP, Agência Internacional de Energia Atômica (por sigla em inglês, IAEA: *International Atomic Energy Agency*), UNSCEAR, Organização Mundial da Saúde (por sigla em inglês, WHO: *World Health Organization*), e outros órgãos de controle, ajudando no fornecimento de respostas para as diferentes situações radioecológicas.

### 3.2 RADIOATIVIDADE E MEIO AMBIENTE

A radioatividade ambiental compreende as contribuições da radioatividade natural e antrópica. Essa classificação permite atribuir conceitos teórico-empíricos os quais comprovam que os seres humanos sempre estiveram e estarão expostos aos radionuclídeos naturais, que fazem parte intrínseca do planeta Terra e também do cosmo. Neste último caso, pelo bombardeio infinito por partículas de alta energia originadas no espaço exterior que geram emissões secundárias de partículas na baixa atmosfera. Além disso, a crosta terrestre contém radionuclídeos oriundos de sua formação (TAUHATA, 2014).

Para a maioria dos indivíduos, a contribuição da radiação de fundo natural é a parte mais significativa de sua exposição total à radiação ionizante. O radônio, normalmente, apresenta maior contribuição, representando, no mínimo, metade da exposição total de todas as fontes (WATSON et al., 2005; OLIVEIRA, 2017). O UNSCEAR avalia a exposição à radioatividade ambiental com base na radioatividade proveniente de fontes naturais e artificiais (UNSCEAR, 2008).

Para melhor estudar os efeitos das radiações ionizantes decorrentes dessas exposições, o referido comitê reconhece a necessidade de estabelecer metodologias padronizadas a nível mundial, o que aumentará a confiança na comparação e manipulação dos dados, permitindo aprimoramentos, discussões, conclusões e decisões. Uma abordagem geral sobre as contribuições dessas fontes para os impactos radioecológicos favorece a segurança radiológica e a proteção do meio ambiente e dos seres vivos.

O perfil da radioatividade ambiental global reportado pelo UNSCEAR (2000; 2008), mostra que, as contribuições são oriundas das fontes naturais: cósmica e terrestre, assim como, artificiais: diagnósticos médicos, testes nucleares na atmosfera e acidentes, além da produção de energia com base em fontes nucleares. Destaque para radiação de fundo natural, que apresenta taxa de dose efetiva média global de 2,42 mSv/a, variando entre 1 a 13 mSv/a e dependendo das circunstâncias, atingindo valores superiores a 20 mSv/a.

As atividades antrópicas que envolvem o uso de substâncias radioativas causam exposição adicional, (TILLY JUNIOR, 2010), atingindo uma média global de aproximadamente 0,41 mSv/a, o que representa no máximo, 15% de contribuição absoluta, praticamente devido às fontes radioativas utilizadas em diagnósticos e tratamentos médicos.

O somatório das contribuições de todas as fontes radioativas deriva um valor médio global de aproximadamente 2,83 mSv/a, com expressivo destaque para as fontes naturais, que representam 86% desse total. Entre as fontes naturais se destacam os radionuclídeos

primordiais, principalmente aqueles descendentes das séries radioativas do  $^{238}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$ , somadas às contribuições do  $^{40}\text{K}$ , raios cósmicos e dos radionuclídeos cosmogênicos (CAVALCANTE et al., 2011).

A ICRP, em suas publicações 26 e 60, abordam sobre recomendações e valores das taxas de doses efetivas adotadas como limites para indivíduos ocupacionais e do público, descrevendo como valor de referência para o público em geral, a dose de 1,0 mSv/a (ICRP, 1977; ICRP, 1991), limitado aos níveis de exposição decorrentes das fontes antrópicas, cuja dose ambiental não deve ultrapassar este limite, uma condição para avaliar deterministicamente essa classe de indivíduos e controlar a exposição antrópica a nível global.

Dada a influência da radioatividade natural para o impacto na exposição das populações e considerando a importância dos radionuclídeos primordiais para dosimetria ambiental e radioecológica, a Tabela 1, que foi formulada dos dados do UNSCEAR (2008), detalha sobre as diferentes contribuições associadas às fontes naturais de radiação ionizante.

Tabela 1. Contribuições radioativas naturais para exposição do público.

FONTE DE EXPOSIÇÃO		DOSE EFETIVA (mSv/a)	
		MÉDIA	FAIXA
Radiação cósmica	Diretamente ionizante e componentes de fótons	0,28	
	Componentes de nêutrons	0,10	
	Radionuclídeos cosmogênicos	0,01	
	<b>Total cósmica e cosmogênicos</b>	<b>0,39</b>	<b>0,3 - 1,0<sup>a</sup></b>
Radiação terrestre externa	Ao ar livre	0,07	
	Em ambientes internos	0,41	
	<b>Radiação terrestre externa total</b>	<b>0,48</b>	<b>0,3 - 1,0<sup>b</sup></b>
Inalação	Séries do urânio e tório	0,006	
	Radônio ( $^{222}\text{Rn}$ )	1,15	
	Radônio ( $^{220}\text{Rn}$ )	0,1	
	<b>Exposição total por inalação</b>	<b>1,26</b>	<b>0,2 - 10<sup>c</sup></b>
Ingestão	$^{40}\text{K}$	0,17	
	Séries do urânio e tório	0,12	
	Total de exposição por ingestão	<b>0,29</b>	<b>0,2 - 1,0<sup>d</sup></b>
<b>Total</b>		<b>2,42</b>	<b>1,0 - 13</b>

Fonte: UNSCEAR (2008)

<sup>a</sup>Varia do nível do mar a elevação da crosta. <sup>b</sup>Dependendo da composição de radionuclídeos do solo e material de construção. <sup>c</sup>Dependendo do acúmulo interno de gás radônio. <sup>d</sup>Dependendo da composição de radionuclídeos em alimentos e água potável.

A radiação terrestre é derivada dos radionuclídeos primordiais, que são constituintes da crosta terrestre e encontrados em diferentes concentrações, dependendo da geologia e localização e estão presentes em todos os compartimentos, bem como, no corpo humano (WHO, 2009).

Dos radionuclídeos naturais, apenas os que apresentam tempos de meias-vidas físicas comparáveis com a idade do planeta Terra, assim como seus produtos de decaimento, estão presentes em quantidade suficiente para contribuir significativamente para a exposição (UNSCEAR, 2008).

A efetiva contribuição para exposição externa ao organismo é derivada dos radionuclídeos emissores gama presentes naturalmente na crosta terrestre, constituindo as rochas, solos e outros compartimentos, com especial atenção para o  $^{40}\text{K}$ , as famílias  $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$  e seus descendentes.

As irradiações em ambientes internos dependem, principalmente, das concentrações de radionuclídeos no solo e em materiais de construção. Informação sobre exposições internas derivadas de medições diretas são raras, porém, estas podem ser avaliadas com base nas informações sobre o solo, blindagem, material de construção e número de pessoas expostas (UNSCEAR 2008).

Muitos estudos estão reunindo dados sobre as concentrações de radionuclídeos em materiais de construção para tentar obter um modelo favorável à explicação do risco radiométrico em ambientes internos (UNSCEAR, 2000), o que deverá favorecer a identificação de influências autóctonas e a descoberta de áreas anômalas em NORM e áreas impactadas com Material Radioativo de Ocorrência Natural Tecnicamente Aumentado (do inglês, TENORM: Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials).

### 3.3 RADÔNIO

O radônio é um gás radioativo, inerte, com densidade ( $\rho$ : 9,72 g/L), quase 8 vezes superior à densidade do ar atmosférico (CORRÊA, 2011). Quanto aos seus isótopos, destaca-se a ocorrência natural de três, a saber,  $^{219}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  e  $^{222}\text{Rn}$ , formados pelas séries naturais do  $^{235}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e do  $^{238}\text{U}$ , respectivamente.

Do ponto de vista radioecológico e da proteção radiológica, a maior preocupação concentra-se no estudo do isótopo  $^{222}\text{Rn}$  que é o mais importante, tendo em vista a abundância isotópica do seu precursor na composição do urânio natural, sua maior meia-vida física (3,82 dias) comparada ao  $^{219}\text{Rn}$  e  $^{220}\text{Rn}$ , cujas meias-vidas físicas são de apenas alguns segundos (IAEA, 2003; IAEA, 2015; ICRP, 2014).

O  $^{222}\text{Rn}$  é emissor  $\alpha$ , com energia de 5,49 MeV e praticamente 100% de probabilidade de emissão. Emite também  $\gamma$  com energia de 0,510 MeV, entretanto, com probabilidade de

apenas 0,07%. Nestas condições, o risco associado passa a ser interno ao organismo, pela ingestão e principalmente a inalação.

É importante destacar que, a maior relevância para exposição interna ao organismo decorrente do radônio, baseia-se na formação dos isótopos do polônio,  $^{214}\text{Po}$  e  $^{218}\text{Po}$ , pois, diferentemente desse gás, interagem quimicamente, permanecendo no organismo e provocando danos biológicos devido à radiotoxicidade (NRC, 1988; ICRP, 2014).

Os isótopos do Po apresentam meias-vidas físicas ( $t_{1/2}$ ) pequenas, porém, emissões significativas. O  $^{214}\text{Po}$  com  $t_{1/2}$  de 164  $\mu\text{s}$ , emite  $\alpha$  com energia de 7,83 MeV (100%) e  $\gamma$  de 0,799 MeV (0,014%), enquanto que, seu isótopo  $^{218}\text{Po}$  com  $t_{1/2}$  de 3,05 minutos, emite  $\alpha$  e  $\beta$  com energias e probabilidades de 6,11 MeV (100%) e de 0,33 MeV (100%), nesta ordem (IAEA, 2003).

A Figura 2 apresenta a série de decaimento radioativo  $4n+2$ , especificando todas as transmutações até a formação do isótopo estável do chumbo, que é o  $^{206}\text{Pb}$ .

A referida figura foi formulada a partir dos dados dispostos no TECDOC-1363 (IAEA, 2003) e contempla também, parâmetros importantes do ponto de vista de proteção radiológica, como as meias-vidas físicas, emissões e probabilidades de decaimento.

O UNSCEAR (1993 e 2000) reconhece que a principal fonte de exposição aos radionuclídeos naturais em ambientes fechados é decorrente do radônio e seus descendentes, quase que, em sua totalidade, associada ao isótopo  $^{222}\text{Rn}$  e alguns dos seus produtos de decaimento emissores alfa, que podem produzir danos internos ao organismo pelas interações dessas partículas com os tecidos biológicos, principalmente o pulmão, quando da inalação desse radionuclídeo.

A concentração de  $^{222}\text{Rn}$  no solo pode variar entre 4 a 40 kBq/m<sup>3</sup>, onde o seu transporte para as edificações ocorre por difusão e convecção (RAHMAN et al., 2007). A Figura 3, reportada pela *United States Environmental Protection Agency* (EPA, 2018), detalha as principais formas de entrada do radônio nas habitações.

Das principais formas de entrada desse gás nas habitações, são destacadas as rachaduras em pisos e paredes sólidas, juntas de construção, lacunas em pisos suspensos, lacunas em torno de tubulações de serviço, cavidades dentro das paredes, o abastecimento de água e os materiais de construção, conforme foi detalhado na Figura 3 (EPA, 2018; IAEA, 2015). A EPA recomenda que os níveis de radônio nos ambientes internos não sejam superiores a 4 pCi/L, ou seja, 148 Bq/m<sup>3</sup>.

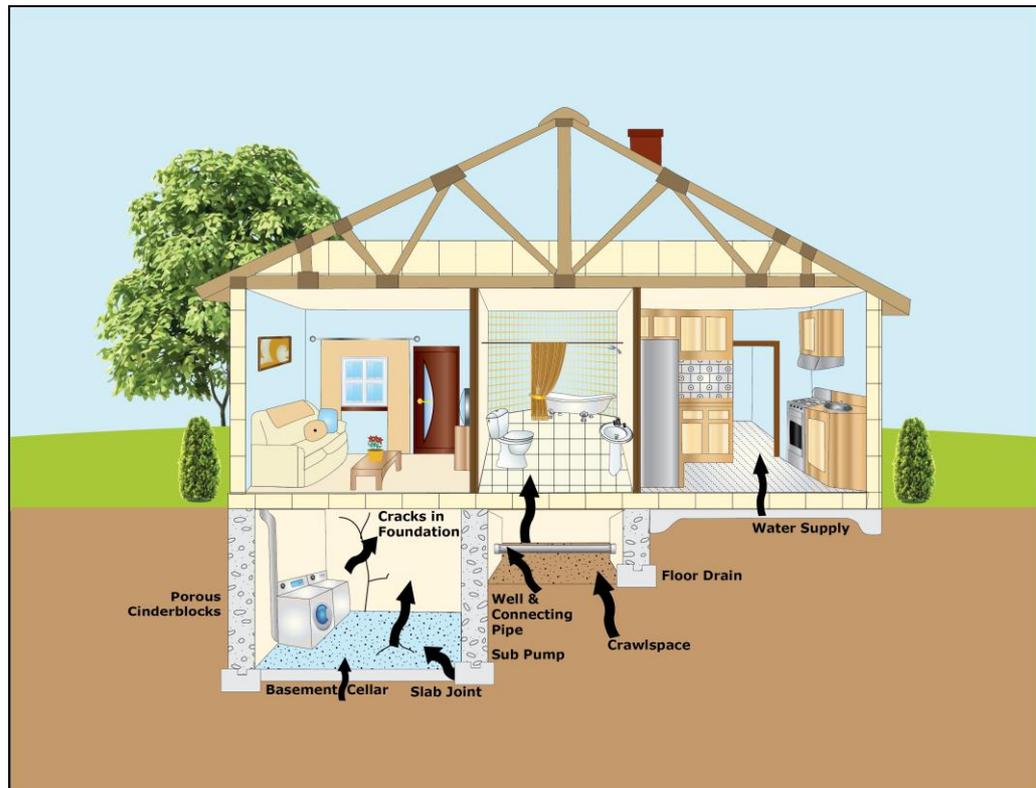
Figura 2. Série radioativa natural do  $^{238}\text{U}$ .

Nuclídeos	Meia-vida	Maiores energias de radiação (MeV) e intensidades		
		$\alpha$	$\beta$	$\gamma$
$^{238}\text{U}$	4,468x10 <sup>9</sup> a	4,15 (23%) 4,19 (77%)	-	-
↓				
$^{234}\text{Th}$	24,1 d	-	0,103 (19%) 0,191 (81%)	0,063 (3,5%) 0,093 (4,0%)
↓				
$^{234}\text{Pa}$	1,18 m	-	2,29 (98%)	0,765 (0,30%) 1,001 (0,60%)
99,86% ↓ 0,14% ↓				
$^{234}\text{Pa}$	6,7 h	-	0,53 (66%) 1,13 (13%)	0,10 (50%) 0,70 (24%) 0,90 (70%)
↓				
$^{234}\text{U}$	2,48x10 <sup>5</sup> a	4,72 (28%) 4,77 (72%)	-	0,053 (0,2%)
↓				
$^{230}\text{Th}$	7,52x10 <sup>4</sup> a	4,62 (24%) 4,68 (76%)	-	0,068 (0,6%) 0,142 (0,07%)
↓				
$^{226}\text{Ra}$	1602 a	4,60 (5,5%) 4,78 (94,5%)	-	0,186 (4%)
↓				
$^{222}\text{Rn}$	3,825 d	5,49 (100%)	-	0,510 (0,07%)
↓				
$^{218}\text{Po}$	3,05 m	6,11 (100%)	0,33 (100%)	-
99,98% ↓ 0,02% ↓				
$^{214}\text{Pb}$	26,8 m	-	1,03 (6%) 0,352 (36%)	0,295 (19%) 0,352 (36%)
↓				
$^{218}\text{At}$	2 s	6,65 (6%) 6,70 (94%)	0,67 (94%)	-
↓				
$^{214}\text{Bi}$	19,7 m	5,61 (100%)	3,26 (100%)	0,609 (46%) 1,120 (17%) 1,764 (17%)
99,96% ↓ 0,04% ↓				
$^{214}\text{Po}$	164 $\mu\text{s}$	7,83 (100%)	-	0,799 (0,014%)
↓				
$^{210}\text{Tl}$	1,32 m	-	2,3 (100%)	0,296 (80%) 0,795 (100%) 1,310 (21%)
↓				
$^{210}\text{Pb}$	22 a	3,7 (1,8x10 <sup>-8</sup> %)	0,017 (85%) 0,064 (15%)	0,047 (4%)
↓				
$^{210}\text{Bi}$	5,02 d	4,93 (60%) 4,89 (34%) 4,59 (5%)	1,155 (100%)	-
100% ↓ 1x10 <sup>-5</sup> % ↓				
$^{210}\text{Po}$	138,3 d	5,30 (100%)	-	0,803 (0,0011%)
↓				
$^{206}\text{Tl}$	4,19 m	-	1,520 (100%)	-
↓				
$^{206}\text{Pb}$	ESTÁVEL	-	-	-

Fonte: TECDOC 1363 (IAEA, 2003).

a: ano; m: minuto; d: dia; h: hora; s: segundo.

Figura 3. Radônio dentro de moradias.



Fonte: EPA (2018).

Os estudos mostram que, nesses ambientes, a concentração deste radionuclídeo pode sofrer grandes variações, onde os valores máximos são esperados para as primeiras horas do dia, devido ao acúmulo desse gás durante a noite, período em que o ambiente permanece fechado (EPA, 2018). As menores concentrações são medidas durante o período da tarde, as quais podem chegar a 1/3 do maior valor medido no período de 24 horas. Essas concentrações também são influenciadas pela sazonalidade, com maiores picos para as estações de outono e inverno, sendo menores na primavera, onde ocorre maior padrão de turbulência atmosférica (UNSCEAR, 1993).

### 3.3.1 Riscos do radônio em ambientes internos

As investigações sobre o radônio, principalmente associando seus riscos na exposição de trabalhadores de minas subterrâneas, mostram forte correlação com o aumento de câncer de pulmão, cujos resultados asseguram que os indivíduos do público expostos a níveis altos em ambientes internos, podem desenvolver problemas de saúde, conforme trabalhos

realizados na década de 1990 pela Comissão sobre os Efeitos Biológicos das Radiações Ionizantes (BEIR, 1999).

O estudo considerou 60.000 mineiros, na Europa, América do Norte, Ásia e Austrália, dos quais, foram registradas 2.600 mortes por câncer de pulmão, com investigações ocupacionais em minas subterrâneas de urânio, estanho, fluorita e ferro (WHO, 2009).

O referido estudo mostrou que, de maneira geral, o número de casos de câncer de pulmão aumenta com o aumento da exposição cumulativa ao radônio, porém, em um estudo realizado no Colorado (USA), o aumento ocorreu em função das exposições cumulativas moderadas e se mostrou decrescente em exposições cumulativas elevadas (WHO, 2009).

As incertezas decorrentes das diferentes condições de trabalho em minas subterrâneas e da permanência em ambientes internos (moradias ou ambientes de trabalho) fazem com que, muitos dos agentes físicos, químicos e hábitos dos indivíduos, possam interferir na medida da influência do radônio e sua severidade, dano e mortalidade desses indivíduos (NRC, 1991; IAEA, 2019). Os diferentes aspectos físicos causam incertezas nas extrapolações dos estudos entre trabalhadores de minas e em residências, o que pode dificultar a quantificação do risco associado às suas contribuições.

Os níveis de radônio no interior das moradias sofrem influência de variações sistemáticas diurnas e sazonais, além de influência anual decorrente de fatores como padrões climáticos e comportamento dos moradores, tais como: abertura de janelas e portas, ventilação do ambiente, aplicação de revestimentos no piso, paredes e outros parâmetros que fogem do controle da monitoração e que interferem na avaliação global dos níveis desse radionuclídeo (WHO, 2009).

Contudo, estudos realizados na Europa, América do Norte e China confirmam que mesmo as baixas concentrações de radônio, como aquelas medidas em muitas residências, conferem riscos à saúde e contribuem significativamente para a ocorrência de câncer de pulmão em todo o mundo com relação dose-resposta sendo linear (WHO, 2009).

Segundo informações da literatura consultada (PUSKIN, 2003; IRD, 2016), as primeiras tentativas para estimativa do risco de câncer de pulmão devido ao radônio domiciliar se basearam em estudos de correlação geográfica e ecológicos, investigando as concentrações médias de radônio e as taxas médias de câncer de pulmão em diferentes regiões geográficas. Entretanto, os estudos ainda são limitados para predizer riscos exclusivos ao radônio, tendo em vista que fatores como tabagismo e os hábitos de vida interferem no processo de avaliação ativa.

Estudos de caso-controle têm sido a maneira mais adequada para investigar correlações entre câncer de pulmão e a exposição ao radônio em moradias e ambientes de trabalho (WHO, 2009). Nesses estudos, os casos-controle, que são conduzidos com a investigação de indivíduos não expostos e aqueles sujeitos a níveis elevados desse gás, são realizados por comparação de faixa etária e sexo, assumindo os princípios de proteção radiológica e a sensibilidade diferenciada dos indivíduos às interações da radiação ionizante (WHO, 2009). A aplicação de questionários para determinar hábitos e condições de vida de cada indivíduo, assim como, análise da estrutura da habitação, pode favorecer um diagnóstico mais preciso sobre a influência do radônio nesses ambientes e seus riscos (WHO, 2009).

A Tabela 2 apresenta a concentração de radônio em ambientes internos para estudos realizados em alguns países da Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCDE).

Tabela 2. Níveis de radônio para ambientes internos de alguns países da OCDE.

PAÍS	NÍVEIS DE RADÔNIO EM AMBIENTES INTERNOS (Bq/m <sup>3</sup> )		
	MÉDIAS		
	$\bar{X}$	$\bar{X}_G$	$\sigma_G$
Alemanha	49	37	2,0
Austrália	11	8	2,1
Áustria	99	15	---
Bélgica	48	38	2,0
Canadá	28	11	3,9
Dinamarca	59	39	2,2
Eslováquia	87	---	---
Espanha	90	46	2,9
EUA	46	25	3,1
Finlândia	120	84	2,1
França	89	53	2,0
Grécia	55	44	2,4
Holanda	23	18	1,6
Hungria	82	62	2,1
Islândia	10	---	---
Irlanda	89	57	2,4
Itália	70	52	2,1
Japão	16	13	1,8
Luxemburgo	110	70	2,0
México	140	90	---
Nova Zelândia	22	20	---
Noruega	89	40	---
Polônia	49	31	2,3
Portugal	62	45	2,2
Reino Unido	20	14	3,2
República da Coreia	53	43	1,8
República Tcheca	140	44	2,1
Suécia	108	56	---
Suíça	78	51	1,8

Fonte: IRD (2016).

$\bar{X}$ : média aritmética;  $\bar{X}_G$ : média geométrica;  $\sigma_G$ : desvio geométrico.

A média mundial da concentração de radônio nesses ambientes foi calculada como sendo de 39 Bq/m<sup>3</sup>, conforme informações obtidas da WHO (2007), UNSCEAR (2000), BILLON et al. (2005) e MENZLER et al. (2008). As médias aritmética e geométrica para os estudos apresentados foram de 70 Bq/m<sup>3</sup> e de 41 Bq/m<sup>3</sup>, respectivamente, com boa representatividade da média geométrica, quando comparada com a média global.

Alguns estudos relatados no Manual da OMS sobre Radônio em Ambientes Internos, publicado pelo WHO (2009), apresentam estimativas do número de casos de câncer de pulmão em consequência da inalação de radônio, conforme apresentado na Tabela 3 e referências citadas.

Os estudos relatados na Tabela 3 mostram que o risco associado ao radônio em pessoas expostas e fumantes é substancialmente maior que pessoas expostas não fumantes. Para os ex-fumantes, apesar dos riscos serem menores que nos fumantes, ainda permanecem maiores que nos não fumantes (IRD, 2016).

Em 2010, a ICRP - 115 atualizou as estimativas do risco de câncer de pulmão associadas à exposição ao radônio e sua progênie com base em resultados epidemiológicos de coortes de mineiros expostos a baixos níveis de radônio e, pela primeira vez, em estudos de risco de câncer de pulmão associado ao gás em ambientes internos. De acordo com estudos realizados na Europa, o risco cumulativo de câncer de pulmão até 75 anos de idade foi estimado para não fumantes ao longo da vida como sendo de 0,4%, 0,5% e 0,7% para concentrações de radônio de 0, 100 e 400 Bq/m<sup>3</sup>, respectivamente. Para os fumantes esse risco passa a ser de 10%, 12% e 16%, ou seja, cerca de 25 vezes maior do que para os não fumantes.

Tabela 3. Estimativa de casos de câncer de pulmão devido à inalação de radônio.

PAÍS	MÉDIA	ESTIMATIVA DE RISCO	CASOS DE CÂNCER	MORTES
	(Bq/m <sup>3</sup> )		(%)	(por ano)
Alemanha <sup>(a)</sup>	49	Estudo europeu de análise combinada.	5,0	1.896
Canadá <sup>(b)</sup>	28	BEIR VI.	7,8	1.400
Estados Unidos <sup>(c)</sup>	46	BEIR VI.	10-14	15.400-21.800
França <sup>(d)</sup>	89	Estudo europeu de análise combinada.	5,0	1.234
Reino Unido <sup>(e)</sup>	21	BEIR VI.	3,3	1.089
Suíça <sup>(a)</sup>	78	Estudo europeu de análise combinada.	8,3	231

Fonte: <sup>(a)</sup>Menzler et al., 2008; <sup>(b)</sup>Brand et al., 2005; <sup>(c)</sup>BEIR, 1999; <sup>(d)</sup>Catelinois et al., 2006; <sup>(e)</sup>Agir 2009.

Convém observar da importância do histórico de vida dos habitantes, detalhando as diferentes moradias ocupadas ao longo da vida, diferentes condições de trabalho, problemas de saúde, frequência de uso de medicamentos, no favorecimento de um diagnóstico preciso da exposição ao radônio ao longo da vida de cada indivíduo, o que se torna dificultoso em decorrência da falta de detalhamento preciso.

Entretanto, pode-se inferir estimativa do risco da exposição ao radônio quando se considera a investigação de indivíduos que habitam locais ou regiões por mais de 10 anos, onde estudos de estimativa combinada têm proporcionado boa eficiência na determinação desses riscos (WHO, 2009).

No Brasil os estudos relacionados ao radônio em ambientes internos são desenvolvidos desde a década de 90 com foco no monitoramento de residências em diferentes regiões, cujas médias aritméticas se mostraram acima do limite de referência estabelecido pela WHO (2009), com exceção de Veiga (2003), como observado na Tabela 4.

Segundo o Instituto Nacional do Câncer, no Brasil em 2018-2019 foram vitimadas com câncer de pulmão mais de 31 mil pessoas, sendo 10% desse total em consequência da exposição ao radônio. Isso corresponde a um custo de aproximadamente R\$ 57 bilhões de reais anuais para o país, onde parte desse gasto poderia ser evitado se houvesse um interesse maior das autoridades governamentais em entender a problemática gerada pela exposição ao radônio.

Tabela 4. Concentração do radônio em ambientes internos de regiões do Brasil.

LOCAL	AUTOR/ANO	MÉDIA ARIT. (Bq/m <sup>3</sup> )	VALOR MÁX. (Bq/m <sup>3</sup> )
Área Rural de Poços de Caldas	Amaral, 1992	206	1046
Área Rural de poços de Caldas	Veiga, 2003	220	1024
Área Urbana de Poços de Caldas	Veiga, 2003	61	920
Poços de Caldas	Neman, 2004	133	330
RMBH (MG)	Santos, 2010	108	2664
<b>OUTROS ESTADOS</b>			
Monte Alegre (PA)	Melo, 1999	116	338
São Paulo (SP)	Da Silva, 2005	131	615
Campo Largo (PR)	Corrêa, 2006	186	637
Lajes Pintadas (RN)	Campos, 2013	566	2893
Lucrecia (RN)	Campos, 2013	237	7679

Fonte: ANTONIAZZI et. al., 2013; DIAS, 2017.

Em prol dessa temática e na busca por um indicador de risco que aponte o nível de concentração de radônio no país, alguns projetos importantes vêm sendo desenvolvidos com intuito de definir um mapa de risco do radônio para o Brasil, a saber: Projeto Planalto Poços

de Caldas-MG, intitulado Pesquisa Câncer e Radiação Natural (2004-2014), onde inclui o monitoramento do radônio indoor, utilizando detectores passivos (CR-39).

Outro projeto no mesmo viés de estudo é o Programa de Risco de Radônio para o Brasil, coordenado pelo Serviço Geológico do Brasil e pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (SGB/CPRM), que tem como objetivo gerar dados confiáveis sobre a exposição natural ao radônio de forma a contribuir para a criação de um plano de ação e mitigação nas habitações, bem como, incentivar o governo e as partes interessadas a criar diretrizes que minimizem o risco de exposição ao radônio.

Esses projetos vêm sendo desenvolvidos no Sul e Sudeste do país, e envolvem pesquisadores e especialistas de diversas áreas como geociência, medicina e saúde pública. São modelos de projetos interessantes e que podem ser adotados por outras regiões.

### **3.3.2 Medições de radônio**

Este tópico aborda os aspectos, procedimentos e dispositivos para quantificação dos níveis de radônio e sua confiabilidade para monitoração do ar. Protocolos de medidas e diretrizes para os diferentes cenários a serem avaliados também são discutidos, em vista das diferentes metodologias apresentadas para as investigações do radônio e progênie.

Algumas fontes de grande relevância técnico-científicas apresentam orientações sobre as técnicas e procedimentos de medidas desse radionuclídeo, destacando publicações da OECD (1985); NCRP (1988); SSK (2002) e USEPA (1992, 1993 e 1997), as quais norteiam a segurança do uso metodológico e a confiança nos resultados obtidos.

Embora os isótopos do polônio,  $^{214}\text{Po}$  e  $^{218}\text{Po}$ , sejam responsáveis pela maior parte da dose de radiação devido ao  $^{222}\text{Rn}$ , normalmente a medida da concentração desse gás é considerada um bom substituto para estimar a concentração dos seus produtos de decaimento de importância radioecológica (IRD, 2016; Dias, 2017), principalmente quando considerada a simplicidade da medida e o baixo custo efetivo.

O tempo de medida dos níveis de radônio no ambiente interno depende do procedimento, equipamento, tipo de monitoração (passiva ou ativa) e arranjo experimental adotado, podendo variar de dias até meses (QUINDOS et al., 1991). Essa diferença de tempo de investigação leva em conta, principalmente, as possíveis variações sazonais, as quais podem influenciar na concentração do gás nos ambientes internos e, quando das medidas em curto prazo, as extrapolações podem apresentar erros significativos.

Para avaliar a concentração média do radônio no interior das residências, é recomendado o uso de detectores que forneçam medições integradas em longo prazo, avaliando em períodos diferenciados e, dependendo dos níveis obtidos, analisar a possibilidade de monitorações anuais constantes, considerando as possíveis variações dessas concentrações em épocas diferentes, o que garante a análise de influências decorrentes de construções, alterações na estrutura da residência e impactos no meio ambiente (ZHANG et al. 2007). Além disso, podem ocorrer situações onde são necessárias medidas dos produtos de decaimento para melhorar a estimativa da dose total de radônio recebida pelas pessoas.

A Tabela 5 detalha algumas das principais características de dispositivos utilizados para medida do radônio, cujos dados foram extraídos do Manual da OMS sobre Radônio em Ambientes Internos (WHO, 2009).

Dos detectores de radônio apresentados na Tabela 5, àqueles mais utilizados, segundo a WHO (2007), são os de caráter passivo, os quais, não necessitam de energia elétrica nem bombeamento de ar para realizar a amostragem, ao contrário dos detectores ativos, que necessitam de fonte de energia e permitem registro contínuo da concentração e variações do gás radônio no período de medição.

Tabela 5. Características físicas e operacionais de alguns detectores de radônio.

<b>DETECTOR</b>	<b>TIPO</b>	<b>INCERTEZA (%)</b>	<b>AMOSTRAGEM</b>	<b>CUSTO</b>
DTPA	Passivo	10 – 25	1 - 12 meses	Baixo
DCA	Passivo	10 – 30	2 - 7 dias	Baixo
CIE	Passivo	8 – 15	5 dias - 1 ano	Médio
DIE	Ativo	~ 25	2 dias – anos	Médio
MCR	Ativo	~ 10	1 hora – anos	Alto

Fonte: WHO (2007)

Incertezas obtidas para monitorações ótimas e atividade de aproximadamente 200 Bq/m<sup>3</sup>.

DTPA: Detector de Traços de Partículas Alfa; DCA: Detector de Carvão Ativado; CIE: Câmara de Ionização Eletrônica; MCR: Monitor Contínuo de Radônio.

Para monitoração em domicílios, os Detectores de Traços de Partículas Alfa (DTPA), são os mais utilizados e recomendados para medição do radônio em longos prazos, pois apresentam baixo custo e sua perda não acarreta grande impacto na pesquisa, o que potencializa trabalhar com grande número de dispositivos simultaneamente (OLIVEIRA, 2017).

### 3.3.3 Detectores DTPA

Os DTPA são constituídos por substratos plásticos fabricados especificamente para esse tipo de monitoração, os quais são envolvidos por câmaras de difusão de ar, cobertas por filtro para evitar a entrada dos produtos de decaimento do radônio. Geralmente são apresentados como polímero do tipo Poliálil Diglicol Carbonato (PADC ou CR-39), nitrato de celulose (LR-115) ou policarbonato (Makrofol) (WHO, 2009).

O princípio de funcionamento desses detectores se baseia na sensibilidade do material às partículas pesadas. Neste caso, quando o radônio e/ou seus descendentes emitem alfa próximo ao material detector e essas partículas atingem o DTPA, ocorre produção de danos ou trilhas nucleares, chamados de traços latentes, onde, após passarem por ataque químico, podem ser observados com auxílio de um microscópio óptico (WHO, 2009; DIAS, 2017).

A corrosão química ou eletroquímica do material plástico de detecção aumenta o tamanho dos traços deixados pelas interações alfa, tornando-os mais fáceis de serem observados por microscopia ótica, permitindo que as trilhas sejam contadas manualmente ou com auxílio de contadores automatizados.

Subtraindo a contagem de fundo da contagem bruta, obtém-se a contagem líquida do número de traços por unidade de área analisada no DTPA. Este resultado é diretamente proporcional à concentração de radônio no ambiente. Um fator de conversão obtido mediante exposições controladas em uma câmara de calibração permite converter a densidade de traços em concentração de radônio.

Os DTPAs não são sensíveis à umidade, temperatura e radiações beta e gama de fundo. Medidas realizadas em altitudes elevadas (acima de 2000 m) podem exigir pequenos ajustes devido a diferença de densidade do ar, que pode afetar a distância percorrida pelas partículas alfa (VASUDEVAN et al. 1994). A sensibilidade ao torônio ( $^{220}\text{Rn}$ ) pode ser evitada pelo uso de uma câmara de difusão com uma elevada resistência à difusão do gás que entra na câmara.

Os detectores  $\alpha$  apresentam concentração mínima detectável (CMD) da ordem de 30 Bq/m<sup>3</sup>, determinada conforme descrito na literatura, para uma exposição de um mês. Outros estudos (DURRANI; ILIC, 1997; FIELD et al., 1998), mostram métodos de obtenção de valores ainda menores para CMD, o que torna essa metodologia viável para aplicação na monitoração de ambientes internos, principalmente em áreas influenciadas por NORM e/ou TENORM.

### 3.3.4 Medidas de radônio em residências

As medidas de radônio dentro das habitações e ambientes fechados objetivam estimativas mais confiáveis da exposição do público, minimizando os riscos, com custos, muitas vezes bem reduzidos.

A influência temporal promove instabilidade do radônio nos ambientes internos, o que reflete na necessidade de monitorações mais demoradas, com exceção para os casos onde ocorrem concentrações extremamente elevadas. É importante que as medidas do radônio em habitações sejam realizadas em diferentes períodos do ano e com monitorações constantes ao longo dos anos, o que favorece a obtenção de estimativas precisas dos níveis desse radionuclídeo (IRD, 2016). Entretanto, com resultados obtidos ao longo de um ano é possível determinar a influência sazonal nas concentrações desse gás, possibilitando a construção de modelos dosimétricos bastante eficientes.

Outro ponto importante a ser considerado e que pode influenciar no diagnóstico preciso dos níveis de radônio nas residências é quando a monitoração passa a ser efetuada apenas em um único cômodo da casa, onde se espera obter máxima concentração para estimar o radônio em toda a residência. Caso esta condição seja definida no momento da monitoração, deve-se optar em monitorar cômodos ocupados com maior frequência, principalmente se a fonte principal do radônio for o solo. A preocupação de monitorar ambientes pouco frequentados deve ser considerada nos casos onde se espera que o fluxo de radônio seja proveniente de materiais de construção.

Alguns países como a Finlândia e a Suécia recomendam que a monitoração do radônio em ambientes internos seja realizada durante o inverno, onde devem predominar maiores concentrações desse gás nesses ambientes, dado o isolamento térmico. Em outros países, como por exemplo, Irlanda e Reino Unido, essas medidas são realizadas em qualquer período de três meses ao longo do ano, utilizando-se da aplicação de fatores de correção sazonal (WHO, 2009).

Na Itália, as medidas são feitas no período de um ano para evitar incertezas, o que minimiza os erros devidos às variações sazonais. Nos Estados Unidos da América, a maioria das medições é realizada nas transações de compra e venda dos imóveis, o que proporciona monitoração constante, porém, realizadas em curto intervalo de tempo, apenas o suficiente para permitir uma estimativa dos níveis do radônio para convencer o comprador e realizar a negociação (IRD, 2016).

No Brasil, ainda não existe uma metodologia bem definida com foco estratégico para medida do radônio nos ambientes fechados, até porque, essa prática ainda não é motivada e aplicada com frequência, exceto em alguns poucos estudos científicos, cuja finalidade se pauta na investigação radiométrica em áreas com influência reconhecida de níveis elevados de urânio. Entretanto, os aspectos teórico-científicos mostram a necessidade de avaliar esses ambientes pautados nas diferenças sazonais de cada região do país, o que requer uma avaliação detalhada das áreas a serem analisadas, fato que deve otimizar a monitoração da área e garantir uma boa abordagem metodológica e uma eficiente monitoração.

Segundo a abordagem empírica relatada no Manual da OMS sobre o Radônio em Ambientes Internos (IRD, 2016), a proposta de um diagnóstico para mitigação do radônio em ambientes internos, deve ser sugerida com base na observação dos níveis médios do radionuclídeo nesses ambientes, normalmente observados em estudos de longos períodos de tempo, o que permite mapear as possíveis influências e as atividades que proporcionam as concentrações mais frequentes. Entretanto, se em um teste de rastreamento for observado níveis muito elevados desse gás, a mitigação deve ser aplicada imediatamente, sem, contudo, a necessidade de certificação de teste em longo prazo, onde o estudo contínuo permitirá uma avaliação melhorada da condição radiométrica do meio.

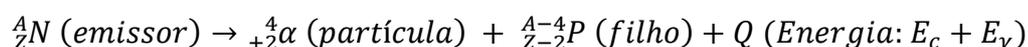
### 3.4 INTERAÇÃO DA RADIAÇÃO IONIZANTE E EFEITOS BIOLÓGICOS

A interação da radiação ionizante com a matéria pode ocorrer de forma direta e indireta. Quando da interação direta, no processo de transferência de energia de uma radiação incidente com a matéria, as radiações com carga, como elétrons, partículas  $\alpha$  e fragmentos de fissão, atuam, principalmente, por meio de seu campo elétrico, transferindo energia para átomos (TAUHATA et al., 2014).

As radiações eletromagnéticas e os nêutrons não possuem cargas, portanto, são classificadas como indiretamente ionizantes, pois interagem transferindo energia para elétrons, que irão provocar ionizações. Este tipo de radiação apresenta grande alcance, podendo percorrer grandes espessuras de diferentes materiais, sem, contudo, interagir (CEMBER, 1983).

No contexto da pesquisa são destacadas as interações diretamente ionizantes, especificamente as partículas alfa, que são pesadas, apresentam carga +2 e massa igual a 4 u, que corresponde ao núcleo de hélio. No processo de desintegração, o núcleo emissor se transmuta, formando um núcleo com massa igual a  $A-4$  e número atômico igual a  $Z-2$ ,

liberando energia decorrente da diferença de massa entre o núcleo pai, o filho e a partícula alfa, cuja energia total é representada por  $Q$ , correspondendo ao somatório entre as energias cinéticas e as gamas envolvidas no processo de desintegração, conforme ilustrado na reação de desintegração a seguir.



As partículas  $\alpha$  são emitidas com energias bem definidas, classificadas como discretas, onde as emissões dos radionuclídeos naturais ocorrem numa faixa de energia compreendida entre, aproximadamente, 4 a 8 MeV, sendo que, em geral, quanto menor a energia de emissão da partícula, maior a sua meia-vida física (CORRÊA, 2011).

O alcance das partículas  $\alpha$  é baixo, quando comparado com as outras emissões radioativas, cujas partículas mais energéticas percorrem alguns poucos centímetros no ar, dada a capacidade de interação, o baixo poder de penetração, o alto poder de ionização e interação com o meio (CEMBER, 1983).

Para calcular o alcance no ar das partículas  $\alpha$ ,  $R$  (em centímetro) são utilizados dois modelos simplificados que dependem da faixa de energia (medida em MeV), conforme apresentado pelas Equações 1 e 2.

$$R = 0,56 \cdot E \quad (E < 4 \text{ MeV}) \quad (1)$$

$$R = 1,24 \cdot E - 2,62 \quad (4 < E \leq 8 \text{ MeV}) \quad (2)$$

A energia característica da partícula  $\alpha$  emitida pelo  ${}^{222}\text{Rn}$  é de 5,49 MeV com probabilidade de emissão de aproximadamente 100%, o que, pela aplicação da Equação 2, obtém o valor do alcance máximo no ar de aproximadamente 4,2 cm.

Considerando que as partículas  $\alpha$  são essencialmente monoenergéticas, o aumento da espessura da camada redutora, promove maior absorção e as partículas que conseguem ultrapassar, passam a ter energia de 3,95 MeV, atingindo no ar, o alcance de aproximadamente 2,2 cm (KHAN et al., 1993).

A energia liberada no processo de interação das emissões radioativas pode produzir ionização e/ou excitação dos átomos com quebra de moléculas e, conseqüentemente, a formação de íons (radicais livres altamente reativos). Esses radicais, ao interagirem com o tecido biológico, podem produzir danos no DNA, falhas na reprodução ou morte celular. Para o radônio, o dano produzido está diretamente associado às emissões alfa que causam danos no

epitélio dos brônquios, promovendo uma correlação direta com o câncer de pulmão, não se estabelecendo um limiar para ocorrência do dano (CORRÊA, 2011).

### 3.5 GRANDEZAS RADIOMÉTRICAS

O UNSCEAR foi criado pela Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) em 1955, com a finalidade de avaliar as doses, efeitos e riscos da radiação ionizante em escala mundial.

A Comissão Internacional de Unidades e Medidas da Radiação (*International Commission on Radiation Units and Measurements - ICRU*) apresenta conceitos de grandezas operacionais para monitoração de área, meio ambiente e de indivíduos, considerando todos os tipos de radiação ionizante, externa ao corpo humano, orientando sobre o uso das unidades no Sistema Internacional de Unidades (LNMRI, 2011), em que, a proteção dos Indivíduos Ocupacionalmente Expostos (IOE) depende de medições cuidadosas e a proteção do público e do meio ambiente dependem dos níveis de radioatividade e materiais radioativos presentes.

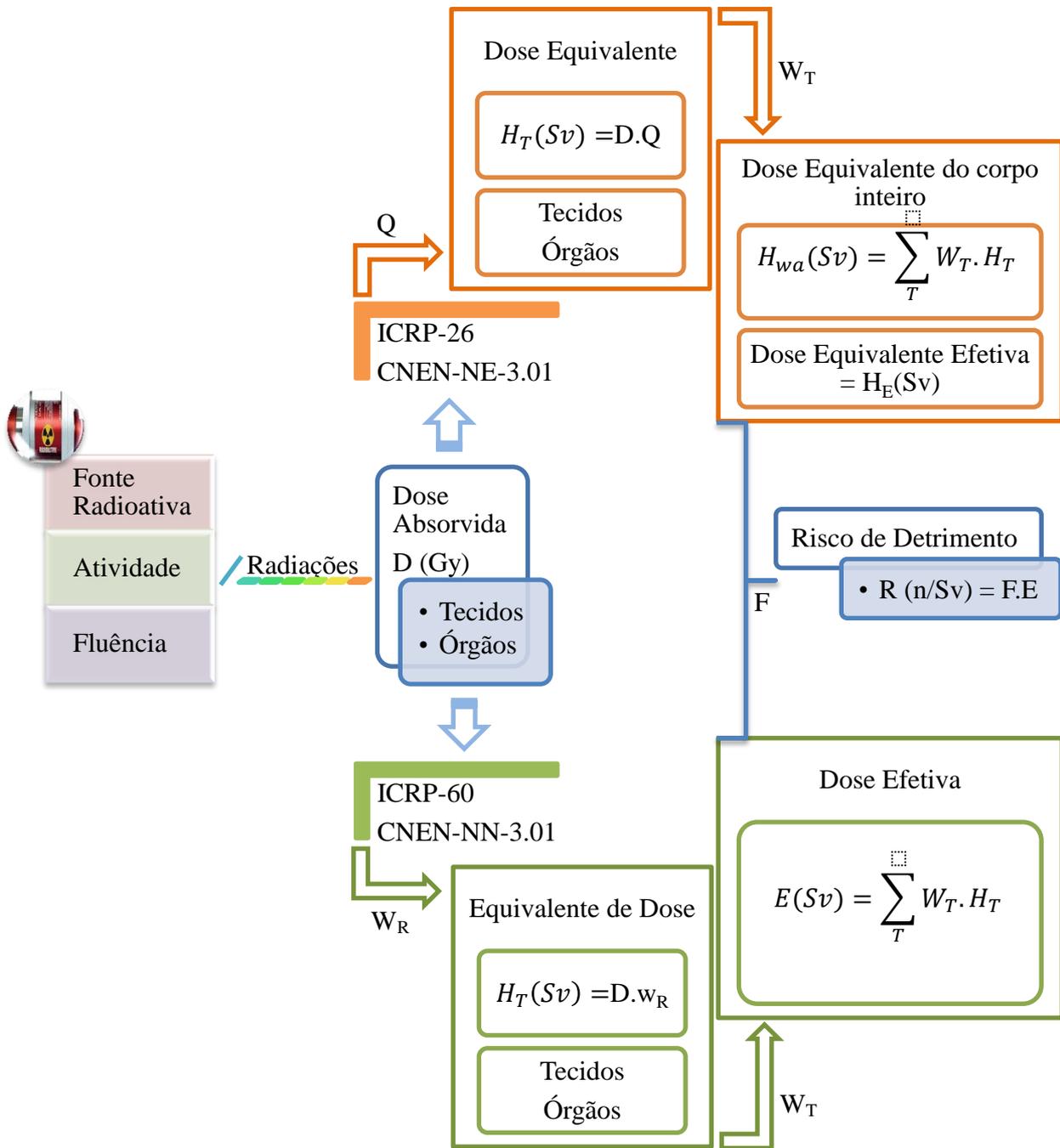
A IAEA é o órgão da ONU que fornece diretrizes e recomendações a serem adotadas nos países membros. No Brasil, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) é responsável pela elaboração de normas e diretrizes nacionais relativas à área nuclear.

A ICRU, Report 65, fornece um conjunto abrangente de definições para quantidades, unidades e termos usados no campo interdisciplinar da radioecologia, focando nos estudos de transporte de radionuclídeos no ambiente e na avaliação dos efeitos da radioatividade ambiental em plantas, animais e seres humanos (ICRU, 2002).

As grandezas básicas de radioproteção proporcionam as diversas formas de medir os níveis de radioatividade e calcular a dosimetria equivalente na estimativa do risco da interação com a matéria, onde são destacadas nos trabalhos de radioecologia e dosimetria ambiental, grandezas como atividade de uma fonte radioativa e as doses absorvida, equivalente e efetiva (TAUHATA et al, 2014).

Para fundamentação teórica básica, na Figura 4 é mostrado um esquema inter-relacionando as principais grandezas e unidades usadas em radioproteção e que foram definidas nas publicações da ICRP 26 (1977) e da ICRP 60 (1991), duas importantes referências na determinação das grandezas radiológicas e métodos de medida (TAUHATA et al., 2014). Essa figura formula o risco ou detrimento da exposição às radiações ionizantes por meio das definições das grandezas dosimétricas e suas relações.

Figura 4. Esquema das grandezas básicas usadas em radioproteção.



Grandezas que surgiram da ICRP 26, serviram de base para a Norma CNEN NE-3.01 - Diretrizes Básicas de Radioproteção, de 1988 (CNEN, 2011). A grandeza *Equivalent Dose* publicada na ICRP 26 foi traduzida e inserida na norma brasileira como *Dose Equivalente*, cujo conceito dessa grandeza foi introduzido pela ICRP 60, ainda não adotado em norma brasileira, mas cuja tradução deve ser *Dose Equivalente* (TAUHATA et al., 2014).

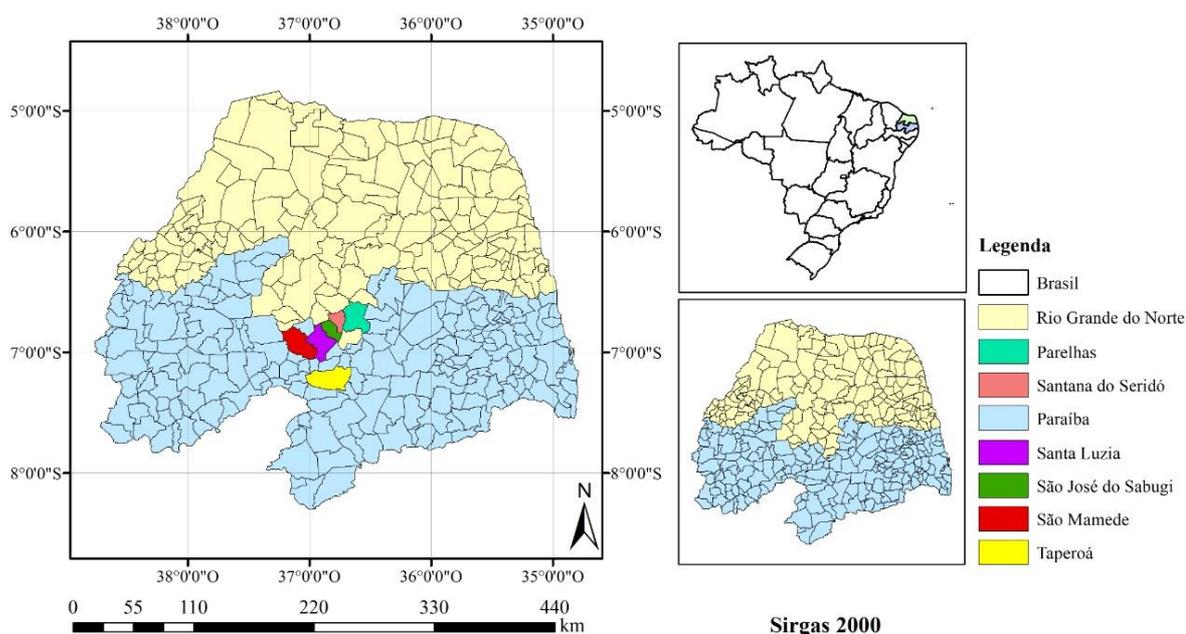
Os parâmetros e unidades apresentadas são classificados como sendo:  $Q$  para o fator de qualidade da radiação, definido na ICRP 26;  $W_R$  o fator de peso da radiação, segundo a ICRP 60;  $W_T$  o fator de peso do tecido ou órgão;  $F$  como sendo o coeficiente de risco de detrimento ou fatalidade;  $Gy$  representa a unidade de dose absorvida, chamada de Gray;  $Sv$ , que é a unidade de dose equivalente, efetiva ou suas relações, descrita como Sievert.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo abrange municípios dos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, mesorregião, Central Potiguar e Sertão Paraibano, especificamente nas microrregiões do Seridó Oriental, Sertão Paraibano e do Seridó Ocidental, com destaques para Taperoá, Santa Luzia, São Mamede e São José do Sabugi na Paraíba, além de Santana do Seridó e Parelhas no Rio Grande do Norte, conforme destacados no mapa da Figura 5.

Figura 5. Mapa dos municípios analisados



Fonte: A autora (2022).

Esses municípios foram escolhidos por apresentarem anomalias de urânio natural e possibilidade de impactos radioecológicos e de saúde pública, associados aos processos de extração dos recursos naturais para o progresso humano, considerando que, uma das principais atividades econômicas desses municípios é a mineração.

A Tabela 6 apresenta um descritivo da população dos municípios estudados tomando como base o Censo do IBGE (2010), detalhando os tamanhos territoriais e a população das áreas urbanas e rurais.

Tabela 6. Descrição populacional dos municípios contemplados na pesquisa.

MUNICÍPIO	ÁREA km <sup>2</sup>	POPULAÇÃO (hab)			D <sub>demográfica</sub> hab/km <sup>2</sup>	DOMICÍLIO		
		Urbana	Rural	Total		Urbano	Rural	Total
TAP-PB	628,41	8.939	5.997	14.936	22,53	2.686	1.553	4.239
SL-PB	455,72	13.479	1.240	14.719	32,30	4.008	344	4.352
SM-PB	530,73	5.929	1.819	7.748	14,60	1.837	508	2.345
SJS-PB	206,92	2.579	1.431	4.010	19,38	747	388	1.135
PRH-RN	513,51	17.084	3.270	20.354	39,67	5.088	972	6.060
SS-RN	188,40	1.653	873	2.526	13,41	496	229	725

Fonte: A autora (2022).

TAP: Taperoá; SL: Santa Luzia; SM: São Mamede; SJS: São José do Sabugi; PRH: Parelhas; SS: Santana do Seridó; PB: Paraíba; RN: Rio Grande do Norte; hab: Habitantes; D: densidade.

Esses municípios totalizam uma área territorial de aproximadamente 2.523,69 km<sup>2</sup>, ocupada por uma população total de 64.293 habitantes, o que torna o cenário apropriado para buscar evidências sobre impactos radioecológicos na população local.

O substrato geológico dos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte é caracterizado por rochas do tipo pré-cambrianas, complementado por bacias sedimentares, rochas vulcânicas cretáceas, coberturas plataformais paleógenas/neógenas e formações superficiais quaternárias (CPRM, 2002).

A área pré-cambriana engloba tratos da Província Borborema (ALMEIDA et al., 1977), que é um cinturão orogênico meso/neoproterozóico que se estende por grande parte do Nordeste, o que favorece as ocorrências em evidências e a possibilidade da descoberta de outras regiões anômalas em urânio e tório. A referida província apresenta quantidade significativa de corpos pegmatíticos homogêneos, heterogêneos e mistos, sendo considerada uma das mais significativas províncias minerais do Brasil.

A vegetação predominante nessas regiões é a Caatinga, caracterizada por árvores de baixo porte e troncos tortuosos, contendo espinhos. Está inserida no contexto do clima semiárido, marcado por longos períodos de estiagem, com precipitação em torno de 800 mm por ano. Em períodos mais chuvosos pode chegar a 1.000 mm por ano e nos períodos mais secos, apenas 200 mm por ano. A temperatura média anual varia de 27°C a 30°C quase que constante em toda região. O sistema de chuvas divide o ano em dois períodos: chuvoso e seco.

Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos, os solos dessas regiões são classificados como rasos e pedregosos, ricos em minérios, mas pobre em matéria orgânica, em razão das características do clima, da hidrografia e da vegetação da região.

## 4.2 SISTEMA DE MEDIDAS

O  $\alpha$  Espec-222 é um sistema de monitoramento de radônio baseado em pistas nucleares, cuja variante foi pensada para criação de um dispositivo de baixo custo, de fácil manuseio, que viabilizasse a pesquisas em larga escala onde a probabilidade de perdas em campo pode ser significativa.

O dosímetro de radônio é composto por detector de traço nuclear do estado sólido (do inglês: SSNTD, que significa *Solid State Nuclear Track Detector*), de composição química molecular  $C_{12}H_{18}O_7$ , que é um polímero do tipo policarbonato de nomenclatura Di Alil Carbonato de Dietileno Glicol, classificado comercialmente como CR-39 e caracterizado como um polímero Thermoset. Esse dispositivo permite registrar a interação das partículas alfas de diferentes energias, que vai da ordem de keV a dezenas de MeV, o que possibilita seu uso como espectrômetro alfa.

O material foi cedido pelo Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE) da CNEN. Foi fabricado pela empresa Interca Europe, localizada em Modena na Itália, cuja produção e comercialização são realizadas na forma de placas, e logo depois da saída da linha de produção, são protegidas com películas plásticas em ambas as faces, um procedimento padrão para evitar contato com o meio e produção de trilhas de *background*, que podem interferir no uso do material para esse tipo de dosimetria.

Após o recebimento dos CR-39 no laboratório, foi realizado acondicionamento em embalagens herméticas, mantidas em refrigerador para minimizar a sensibilidade e a influência com o meio.

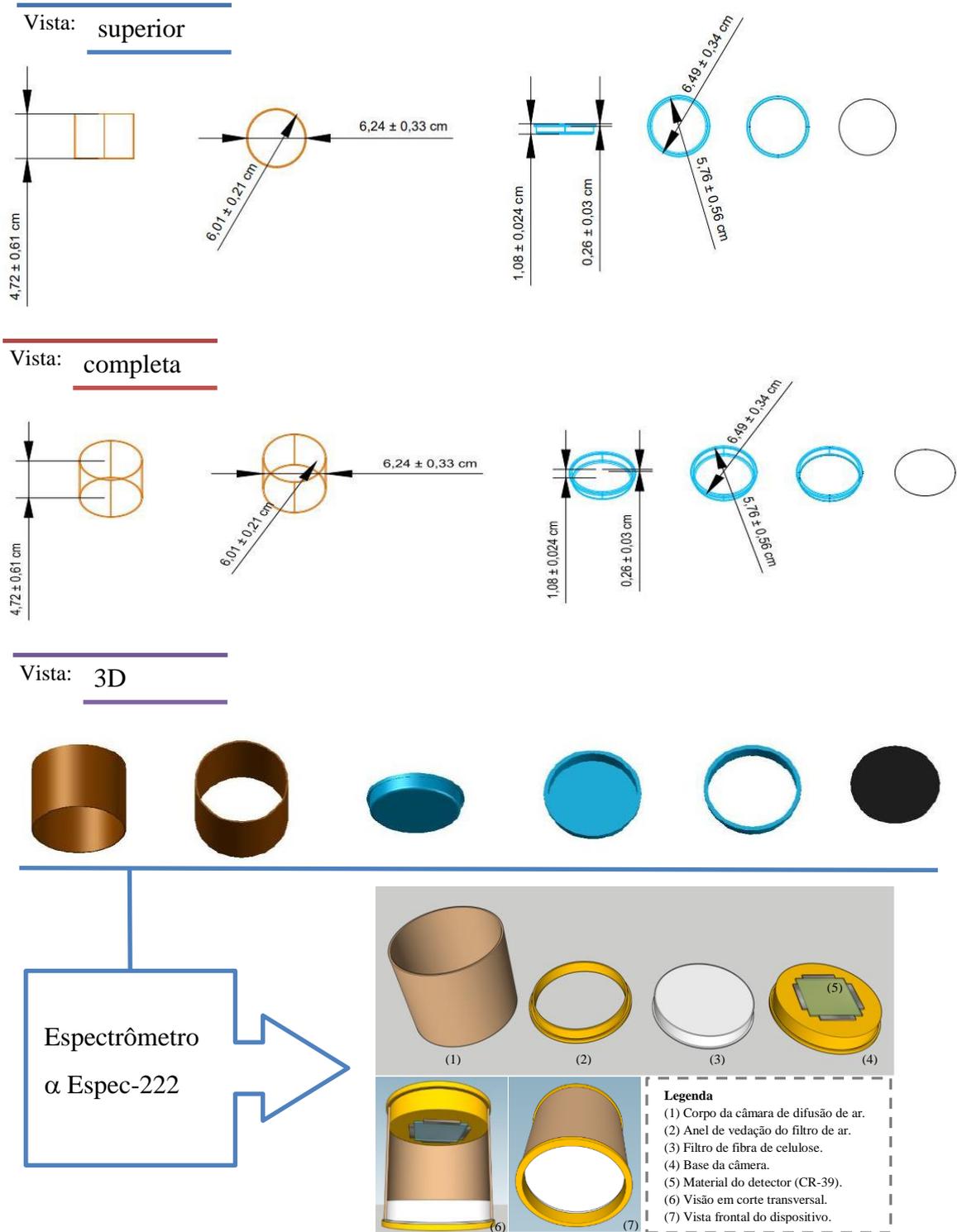
Os detectores CR-39, apresentam forma de quadrado, com lados medindo 3,0 cm e foram, individualmente, instalados em câmaras de difusão de ar construídas pelo Grupo de Radioecologia do Departamento de Energia Nuclear da UFPE, com formato cilíndrico, faces superior e inferior removíveis para facilitar a montagem do dispositivo. As películas de proteção dos CR-39 só foram removidas no local a ser monitorado.

A Figura 6 apresenta o projeto da câmara de difusão de ar, que foi utilizada em conjunto com o CR-39, sendo constituída pelos componentes detalhados na sequência:

- a) tampas (anel de vedação e fundo) constituídas em plástico injetado flexível, com diâmetros externos e internos de  $6,49 \pm 0,34$  cm e  $5,76 \pm 0,56$  cm, respectivamente, altura de  $1,08 \pm 0,024$  cm, espessura de  $0,09 \pm 0,01$  cm, borda saliente a  $0,37 \pm 0,03$

cm e com  $0,26 \pm 0,03$  cm de profundidade para permitir encaixar as bases da câmara de difusão, sendo uma tampa vazada, permanecendo apenas com o anel de vedação;

Figura 6. Projeto da câmara de difusão.



Fonte: A autora (2022).

- b) corpo da câmara de difusão de ar constituído em fibra de celulose reciclada, de boa resistência, medindo  $4,72 \pm 0,61$  cm de altura, com diâmetros externo e interno de  $6,24 \pm 0,33$  cm e  $6,01 \pm 0,21$  cm, respectivamente, e espessura de  $0,15 \pm 0,01$  cm.

A câmara montada apresenta dimensões externas (altura x diâmetro) de  $6,36 \pm 0,60$  cm x  $6,49 \pm 0,34$  cm. As medidas internas para difusão de ar, altura x diâmetro, são de  $4,20 \pm 0,60$  cm x  $6,01 \pm 0,21$  cm, proporcionando um volume interno de aproximadamente  $119,15$  cm<sup>3</sup> de ar. Após a instalação do CR-39, o volume útil corrigido, ao considerar a espessura do dispositivo (CR-39), que é de  $0,14$  cm, passa a ser de aproximadamente  $117,89$  cm<sup>3</sup>.

Para definição das dimensões da câmara, foram considerados parâmetros importantes para sua funcionalidade, a exemplo do tamanho dos CR-39 e da distância máxima percorrida por uma partícula  $\alpha$  do <sup>222</sup>Rn, cuja energia de emissão é de  $5,49$  MeV, com 100% de probabilidade de emissão, o que proporciona um alcance máximo no ar de aproximadamente  $4,2$  cm, tornando a câmara com maior eficiência para as interações das partículas  $\alpha$  com o alvo, ou seja, o material a ser analisado (CR-39).

Na entrada da câmara foi acoplado e fixado com anel de vedação, filtro qualitativo de fibras de celulose com gramatura de  $80$  g/m<sup>2</sup>, porosidade máxima de  $44$   $\mu$ m (quantidade maior de poros com  $26$   $\mu$ m), espessura de  $0,2$  mm, permeabilidade ao ar de @20mmca:  $38$  L/s.m<sup>2</sup>, pH igual a  $7$ , resistências ao estouro seco e úmido de  $94$  kPa e de  $29$  kPa, respectivamente, adquirido comercialmente com diâmetro de  $9,0$  cm e ajustado ao tamanho do compartimento da entrada da câmara.

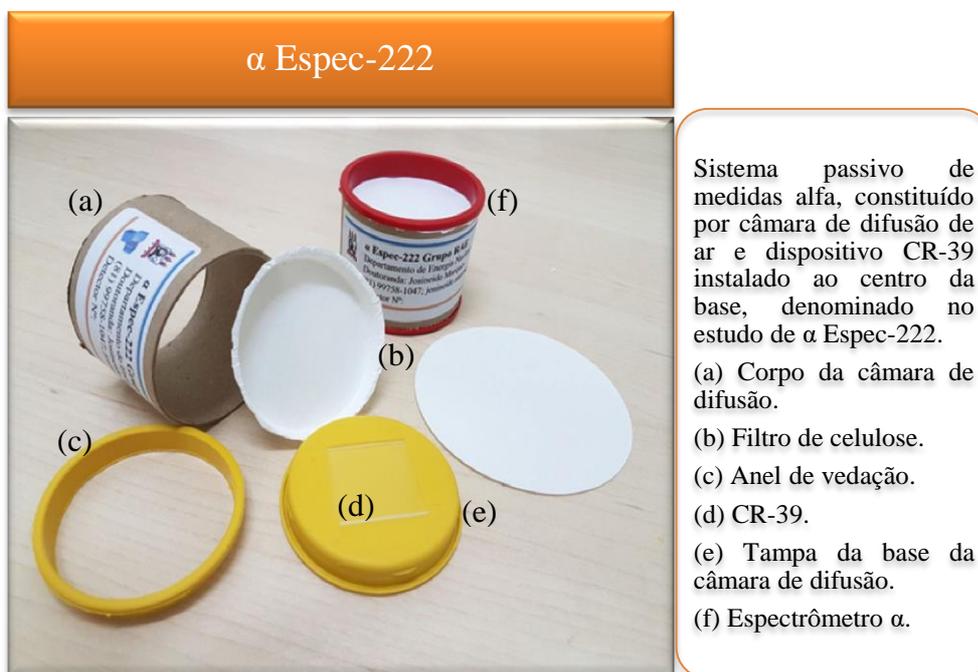
O filtro foi afixado por pressão do anel de vedação, encaixado na parte interna do corpo da câmara, permitindo que fique posicionado a  $1,0$  cm da borda desta.

Com a elaboração da câmara de difusão, foi afixado na parte interna da base inferior (tampa removível), um CR-39 em cada câmara, instalado bem no centro da tampa e afixado com fita de silicone nas laterais. Em seguida, a tampa foi posicionada na câmara, finalizando o dispositivo para ser instalado no ambiente a ser monitorado, o qual recebeu a nomenclatura de espectrômetro  $\alpha$  ( $\alpha$  Espec-222), que constitui o sistema de medidas passivo para radônio.

Na Figura 7 é observado o sistema de medidas utilizado no projeto, detalhando as partes da câmara de difusão e a disposição do CR-39 na base da câmara.

Pelo que foi detalhado na Figura 7, a câmara de difusão é o componente do sistema  $\alpha$  Espec-222 que pode ser reutilizada, garantindo minimização de custos com o método de monitoramento e facilitando as condições operacionais e de manutenção do sistema dosimétrico.

Figura 7. Sistema de medidas pronto para ser instalado nos ambientes internos.



Fonte: A autora (2022).

#### 4.3 CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE DOSIMETRIA PASSIVA

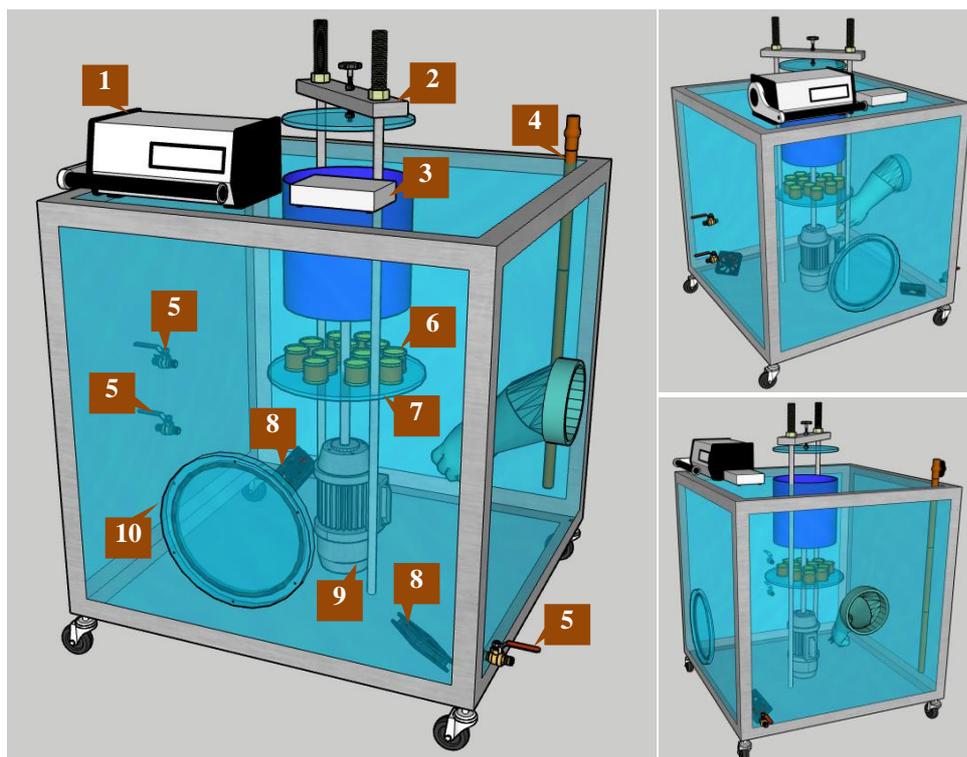
O procedimento empírico para estabelecer a função de calibração utilizada na determinação da concentração do radônio nos ambientes internos das áreas monitoradas foi estabelecido no Laboratório do Serviço de Monitoração Ambiental (SEAMB) do CRCN-NE da CNEN, que fica localizado no Campus da UFPE em Recife.

Para construção da função resposta, foi utilizada uma fonte de  $^{226}\text{Ra}$  cuja meia-vida física é de 1.602 anos, adquirida da Pylon Electronics Inc. Canadá, modelo RN-1025, nº. A-302, com atividade inicial de 105 kBq em 07/10/1992. A Figura 8 apresenta em detalhes o esquema ilustrativo da câmara de radônio e componentes secundários utilizada na calibração dos α Espec-222.

O arranjo experimental da Figura 8 consta da câmara de calibração de radônio RN1-CRCN, hermeticamente fechada. Possui medidas externas de 100 cm, 85 cm e 100 cm para o comprimento, largura e altura, respectivamente, com acrílico predominante na sua construção, volume interno de aproximadamente 814 L e foi desenvolvida pelo CRCN - NE (Sheweikani; Raja, 2005).

A câmara apresenta portinhola <sup>(10)</sup> em uma das laterais para permitir a manipulação dos dispositivos de forma isolada, não estabelecendo trocas gasosas com o meio externo. Na parte superior da câmara existe uma entrada para posicionamento dos dispositivos dosimétricos em plataforma elevatória <sup>(7)</sup>, cujo controle de deslocamento é feito pelo funcionamento de um motor <sup>(9)</sup>, que é acionado de forma eletrônica.

Figura 8. Esquema ilustrativo do arranjo experimental usado na calibração.



Fonte: A autora (2022).

<sup>(1)</sup>detector AlphaGuard; <sup>(2)</sup>trava da tampa da câmara de Rn; <sup>(3)</sup>bomba de sucção de ar; <sup>(4)</sup>coluna de distribuição de ar; <sup>(5)</sup>registros de controle do fluxo de ar-Rn; <sup>(6)</sup> $\alpha$  Espec-222; <sup>(7)</sup>plataforma de elevação; <sup>(8)</sup>coolers para distribuição do ar; <sup>(9)</sup>motor para controle da plataforma; <sup>(10)</sup>portinhola.

No interior da câmara foram adicionados 2 (dois) coolers<sup>(8)</sup> para manter o ar homogeneizado, com as condições ambientais padronizadas, sendo a temperatura de  $23 \pm 1^\circ\text{C}$ , a umidade de  $67 \pm 3\%$  e pressão de 1.014 mbar (1 atm).

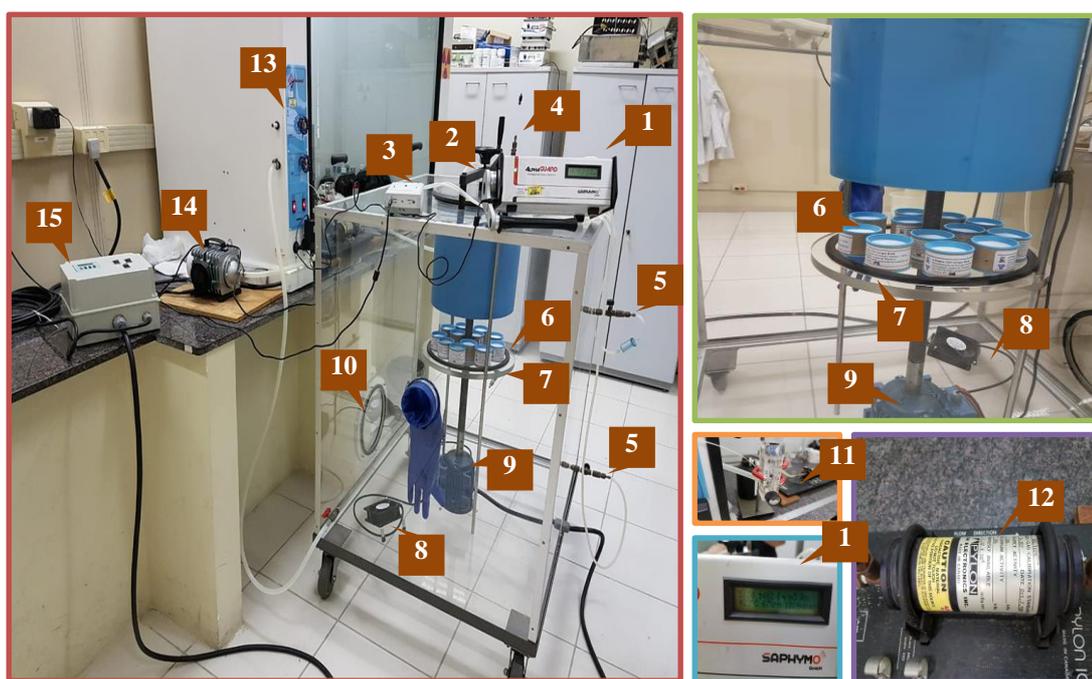
O radônio produzido pelo decaimento da fonte de rádio foi carregado por bombeamento com fluxo de ar controlado pelo auxílio de um fluxômetro, com taxa constante de  $2,4 \pm 0,1$  L/minuto, o suficiente para garantir uma atividade de  $^{222}\text{Rn}$  no interior da câmara em torno de  $5.194 \pm 245$  Bq/m<sup>3</sup>, pois o ar foi inserido neste ambiente por uma coluna de distribuição<sup>(4)</sup>.

Para monitorar a atividade do  $^{222}\text{Rn}$  no interior da câmara, foi interligado um detector AlphaGuard<sup>(1)</sup>, Professional Radon Monitor, marca Saphymo GmbH, que permaneceu monitorando o ambiente durante todo procedimento de calibração, que durou 37 dias.

Os sistemas de dosimetria passiva com CR-39 compostos por treze  $\alpha$  Espec-222, sendo 12 inseridos ao mesmo tempo na câmara de difusão contendo a atividade controlada do radônio e o 13º inserido posteriormente, os quais foram retirados em períodos diferentes, garantindo assim, variações nas exposições, sendo a construção do modelo de calibração determinado pela correlação entre a atividade de cada dispositivo e a densidade de traços alfa para o tempo da exposição.

A Figura 9 apresenta o registro fotográfico do experimento para o procedimento descrito que permite uma visão da condição real utilizada no procedimento e a identificação de cada item físico utilizado para a obtenção da relação.

Figura 9. Experimento de laboratório para exposição dos espectrômetros alfa.



Fonte: A autora (2022).

Da legenda apresentada na Figura 9, considera-se: <sup>(1)</sup>detector AlphaGuard; <sup>(2)</sup>trava da tampa da câmara de Rn; <sup>(3)</sup>bomba de sucção de ar; <sup>(4)</sup>coluna de distribuição de ar; <sup>(5)</sup>registros de controle do fluxo de ar-Rn; <sup>(6)</sup> $\alpha$  Espec-222; <sup>(7)</sup>plataforma de elevação; <sup>(8)</sup>coolers para distribuição do ar; <sup>(9)</sup>motor para controle da plataforma; <sup>(10)</sup>portinhola; <sup>(11)</sup>fluxômetro; <sup>(12)</sup>fonte

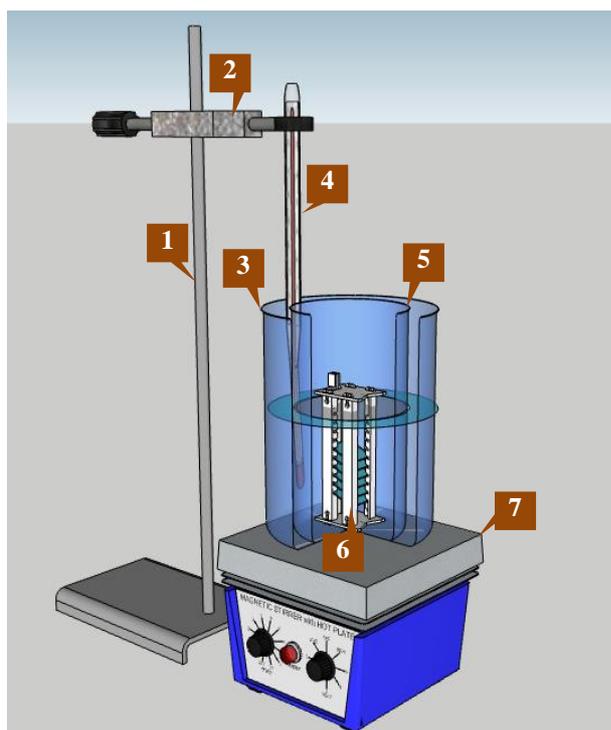
de  $^{226}\text{Ra}$ ;  $^{(13)}$ capela com sistema de exaustão;  $^{(14)}$ motor de sucção do ar atmosférico;  $^{(15)}$ comando da plataforma elevatória.

#### 4.4 REVELAÇÃO DOS CR-39

Após a realização dos testes de laboratório e exposições dos dispositivos nas áreas de estudo, os CR-39 foram revelados no Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE. O procedimento de revelação adotado foi aquele utilizado pela maioria dos laboratórios e pesquisadores (BIGAZZI et al, 1986; PEREIRA, 2014), que faz uso de ataque químico com solução alcalina de NaOH a 6,25M, em banho termostatzado a 80°C por um período de 6 horas, com ensaio realizado em uma capela.

Os parâmetros padronizados como tempo, temperatura e concentração do reagente, são essenciais para garantir uma revelação das trilhas nucleares com tamanhos que possam ser visualizados com uso de um microscópio óptico, possibilitando ainda, separar as emissões do radônio da sua progênie. Ao final da revelação, os detectores CR-39 foram lavados com água deionizada, solução de  $\text{CH}_3\text{COOH}$  a 5% v/v e água deionizada, nesta ordem. Na sequência, secados ao ar livre. A lavagem permite cessar o processo de ataque químico na revelação do material (Figura 10).

Figura 10. Arranjo para a revelação dos CR-39.



Fonte: A autora (2022).

No esquema ilustrativo da Figura 10, processo e equipamentos utilizados na revelação, os CR-39 foram afixados em suporte de alumínio, seguindo para revelação e posteriormente lavados. Na monitoração da temperatura da solução alcalina, foi utilizado um termômetro com escala em mmHg com máximo em 200°C.

Os detalhes dos componentes destacados na referida figura, incluem: <sup>(1)</sup>suporte universal; <sup>(2)</sup>garra metálica para suporte universal; <sup>(3)</sup>copo de Becker de 500 mL com água para Banho Maria; <sup>(4)</sup>termômetro com escala em mmHg; <sup>(5)</sup>copo de Becker de 300 mL com solução de NaOH; <sup>(6)</sup>suporte de alumínio para CR-39; <sup>(7)</sup>chapa de aquecimento com controle de temperatura.

#### 4.5 CAPTURA DE IMAGENS

A Figura 11 apresenta o sistema de microscopia óptica utilizado no trabalho. Os detectores, depois de revelados, foram avaliados no microscópio óptico, marca Leica Microsystems®, modelo DM500®, com ocular de 10x, iluminação tipo LED de luz refletida, capacidade para quatro objetivas planacromáticas com correção infinita e capacidade fluorescente. Para as análises dos traços alfa, foi utilizada a objetiva de 10x, que permite um aumento de até 100x.

Figura 11. Sistema de microscopia óptica.



Fonte: Leica (2018).

As imagens foram capturadas por uma câmara de alto desempenho, também da marca Leica Microsystems®, modelo ICC50 E®, com campo de captura de aproximadamente 0,011

cm<sup>2</sup>. As imagens foram capturadas e tratadas com auxílio do software Leica LAS EZ<sup>®</sup> para sistemas operacionais Windows, o que possibilitou a obtenção de detalhes das estruturas analisadas.

#### 4.6 PROCESSAMENTO DE IMAGENS E CONTAGEM DAS TRILHAS

Para minimizar o tempo de análise dos campos dos CR-39 expostos na calibração e na área de estudo, padronizar as condições de contagem das trilhas, minimizar a área de cada dosímetro investigado e diminuir erros operacionais, principalmente aqueles associados às observações das imagens por diferentes operadores do microscópio óptico, foram utilizados dois programas computacionais de processamento e avaliação de imagens, a saber: o DIP e o ImageJ, ambos de acesso gratuito.

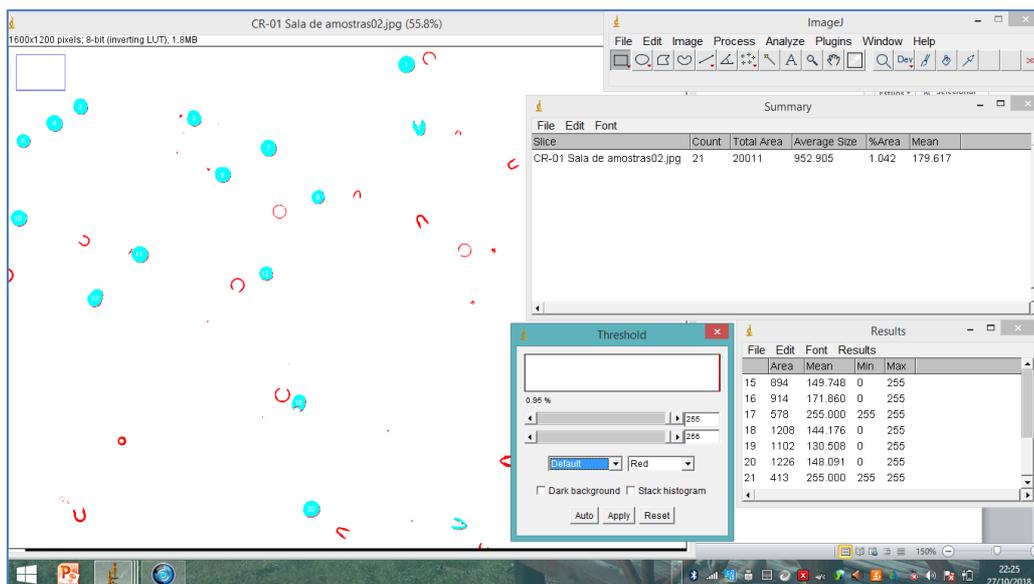
O *Digital Image Processing* (DIP) é um programa de processamento de imagem digital desenvolvido pelo Grupo de Dosimetria Numérica (VIEIRA; LIMA, 2009). A ferramenta computacional está disponível em acesso aberto no site do grupo (<http://dosimetrianumerica.org/software/>).

Dentre as modalidades e opções de processamento que o software oferece, destaca-se o módulo de agrupamento de imagens, que permite processar e obter uma imagem a partir do agrupamento de várias imagens, o que facilita a análise de detalhes e minimiza o tempo de trabalho. Nesta pesquisa, o DIP foi utilizado para agrupamento e processamento das imagens obtidas de cada espectrômetro alfa, facilitando a investigação das trilhas nucleares pelo ImageJ.

O ImageJ também é um programa de processamento de imagens Java de domínio público, inspirado no NIH Image para o Macintosh, que é executado como um applet on-line ou como um aplicativo para download, em qualquer computador com uma máquina virtual Java 1.4 ou superior (NIH, 2021). O programa pode exibir, editar, analisar, processar, salvar e imprimir imagens de 8, 16 e 32 bits. Consegue fazer a leitura de imagens nos formatos TIFF, GIF, JPEG, BMP, DICOM, FITS e outros, além do cálculo estatístico de valor de área e pixel, medir distâncias e ângulos. Permite o processamento de imagem padrão como manipulação de contraste, nitidez, suavização, detecção de bordas e filtragem mediana. Além disso, suporta qualquer número de janelas (imagens) simultaneamente, limitando-se apenas pela memória disponível no computador.

A Figura 12 retrata a investigação de um campo de um dos dispositivos CR-39 utilizados na pesquisa, cuja análise foi realizada pelo ImageJ.

Figura 12. Detalhamento de análise feita com ImageJ.



Fonte: A autora (2022).

Com o ImageJ, foi possível realizar a contagem das trilhas nucleares decorrentes da interação da radiação alfa com os dispositivos dosimétricos, adotando a calibração por formato, tom de cinza e tamanho dos pontos a serem validados.

As imagens no ImageJ foram processadas no DIP, onde optou-se por analisar agrupamentos de 10 (dez) imagens, em função do estudo prévio, que mostrou esta configuração como sendo mais eficiente para o caso específico deste trabalho.

#### 4.7 CÁLCULO DO BACKGROUND DOS CR-39

Para determinar a medida de *background* (zero ou branco) dos CR-39 foi realizado um estudo prévio com aporte estatístico. Foram usadas diferentes regiões de alguns dispositivos poliméricos utilizados como branco, uma vez que a radiação de fundo para este tipo de detector sólido pode variar com as condições de fabricação, transporte, armazenamento, ou até mesmo, em diferentes regiões da área útil analisada (IAEA, 2013; CAZULA, 2015).

Para determinar o valor da contagem dos brancos, foram avaliados 80 campos de diferentes CR-39 não irradiados, obtendo-se o valor para o background dos dispositivos, que foram adquiridos de um mesmo lote de fabricação, o que favoreceu a análise e confiança da medida.

Adicionalmente, os dispositivos foram submetidos ao mesmo procedimento de ataque químico para revelação, antes das análises no sistema microscópico.

A contagem das trilhas de background ou branco ( $C_{BG}$ ) foi deduzida da contagem bruta ( $C_B$ ) de cada dispositivo, obtendo-se assim, a contagem líquida ( $C_L$ ) pela Equação 3, que foi utilizada para calcular a densidade de traços de todos os CR-39.

$$C_L = C_B - C_{BG} \quad (3)$$

#### 4.8 DETERMINAÇÃO DA DENSIDADE DE TRAÇOS

A densidade de traços foi determinada pela razão entre o número total de traços,  $N_t$  (traços), e a área,  $A$  ( $\text{cm}^2$ ), do CR-39 analisada, conforme descrito pela Equação 4 (CAZULA et al., 2015).

$$D = \frac{N_t}{A} \quad (4)$$

A unidade de medida de  $D$  é traços/ $\text{cm}^2$  e deve obedecer a uma função linear quando correlacionada com a atividade de radônio.

#### 4.9 FATOR DE CALIBRAÇÃO OU EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO

O fator de calibração,  $k$  (traços/ $\text{cm}^2$  por  $\text{Bq}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ ), estabelece uma relação entre a densidade de traços presente no detector e a concentração de  $^{222}\text{Rn}$  no ar (CAZULA, 2015).

Esse fator foi determinado com base nas respostas obtidas a partir da calibração e da Equação 5, formulada de Mayya et al. (1998), determinada pela razão entre a densidade de traços,  $D$ , (traços/ $\text{cm}^2$ ), calculada a partir da análise microscópica das trilhas nucleares gravadas nos CR-39 expostos a uma fonte de radônio de atividade conhecida e a exposição,  $E$ , ( $\text{Bq}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ ).

$$k = \frac{D}{E} \quad (5)$$

O fator de calibração permite determinar a eficiência de detecção das trilhas nucleares, que proporciona medir a concentração de radônio para os ambientes investigados, cujo valor pode chegar próximo de 100%.

#### 4.10 CONCENTRAÇÃO DE $^{222}\text{Rn}$ NOS AMBIENTES INTERNOS

As concentrações do  $^{222}\text{Rn}$  dentro das habitações,  $C_{\text{Rn}}$ , foram calculadas pela Equação 6 (ALBERIGI, 2006; CAZULA, 2015).

$$C_{\text{Rn}} = \frac{D}{kt} \quad (6)$$

Os constituintes da Equação 6 apresentam os mesmos significados daqueles descritos para a Equação 5, com adicional da variável  $t$ , que representa o tempo (dias), para o qual os dispositivos foram expostos.

A densidade de traços,  $D$ , que foi utilizada para calcular de forma passiva a concentração do radônio, foi determinada deduzindo-se a densidade de traços correspondente à radiação de fundo (background), onde esta foi calculada a partir da análise de detectores não expostos (branco).

#### 4.11 ARRANJO PARA INSTALAÇÃO DOS DETECTORES $\alpha$ ESPEC-222

A avaliação dos níveis de radônio nos ambientes internos foi realizada padronizando-se a instalação dos dispositivos de dosimetria passiva, que são os espectrômetros  $\alpha$  Espec-222, instalados em compartimentos das habitações e locais de trabalho.

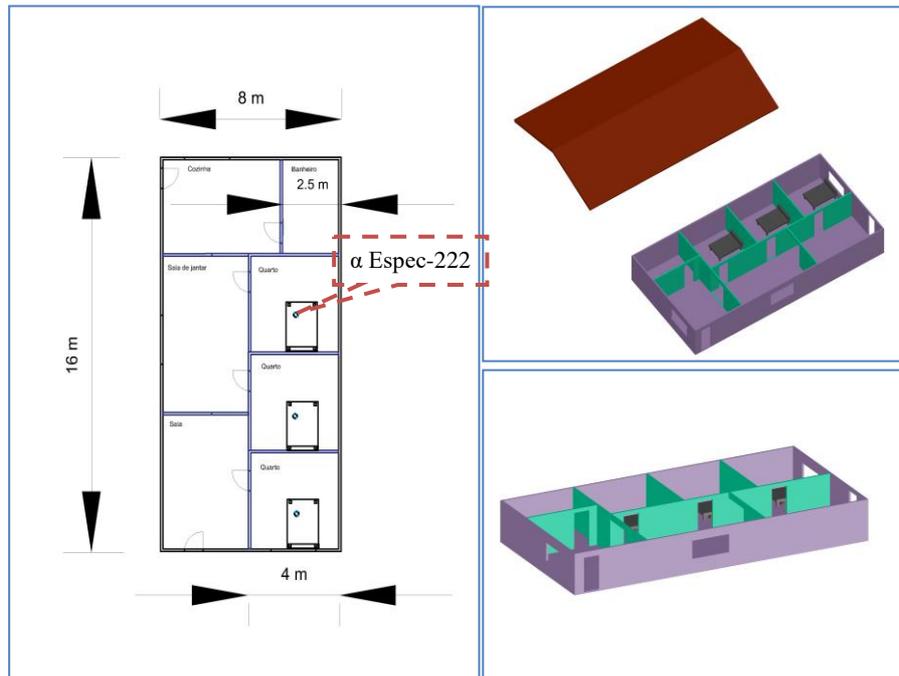
O processo para escolha dos locais de instalação dos espectrômetros foi sistemático, considerando os ambientes de convívio humano próximos das ocorrências de urânio, sendo os dispositivos de controle instalados em áreas de baixa radiação de fundo.

Para instalação dos detectores foi considerado o fator de permanência nos ambientes internos, assim como, as vias de entrada de radônio. Os dispositivos foram instalados em alturas de uma pessoa sentada ou criança em pé, sendo nos quartos, instalados na altura da cama, posição dos indivíduos deitados.

A Figura 13 apresenta um esquema ilustrativo que mostra a geometria que foi priorizada para as instalações dos espectrômetros alfa nas residências da área de estudo. Esse modelo de habitação foi considerado em função da distribuição dos cômodos observados para as residências da região, que apresentam normalmente na sua configuração três quartos, cozinha, banheiro, sala de estar e jantar.

O destaque na Figura 13 foi inserido em um dos quartos, sobre o posicionamento dos dispositivos dosimétricos nesses ambientes. A determinação da monitoração de outros ambientes foi escolhida pela ocupação, quantidade de pessoas e tempo de permanência das pessoas, incluindo os ambientes de trabalho.

Figura 13. Desenho de planta de modelo de residência a ser monitorada.



Fonte: A autora (2022).

Os sistemas de monitoramento passivos permaneceram nos ambientes por um período mínimo de 8 meses, quando foram recolhidos e levados para análises no Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE.

#### 4.12 DOSE EFETIVA DECORRENTE DA INALAÇÃO DO RADÔNIO

Para determinação da dose efetiva decorrente da inalação do radônio, são utilizados modelos dosimétricos que avaliam a quantidade de material inalado e a deposição, retenção e eliminação deste material do trato respiratório.

A ICRP (1993), em sua publicação 65, estabelece limites para exposição do  $^{222}\text{Rn}$  no ar em ambientes internos, moradias e locais de trabalho para indivíduos do público. Os níveis anuais recomendados pela publicação 65 para residências são de 200 a 600 Bq/m<sup>3</sup>, equivalente a uma dose efetiva de 3 a 10 mSv, considerando uma permanência de 7.000 horas

por ano nesses ambientes e um fator de equilíbrio de 0,4. Para os ambientes de trabalho, a referência anual, em termos de concentração, é de 500 a 1.500 Bq/m<sup>3</sup>, dose efetiva de 3 a 10 mSv, 2.000 horas de trabalho e o mesmo fator de equilíbrio.

Em sua revisão de dados epidemiológicos sobre câncer de pulmão induzido por radônio, a publicação 115 (ICRP, 2010), concluiu que o coeficiente de risco nominal para câncer de pulmão induzido por radônio em baixos níveis de exposição deve ser aumentado em um fator de dois em comparação com o valor recomendado anteriormente pela ICRP 65 (ICRP, 1993). Conseqüentemente, o nível de referência máximo para o radônio nas residências foi reduzido de 600 Bq m<sup>-3</sup> para 300 Bq m<sup>-3</sup>, e para ambientes de trabalho o nível máximo passou de 1.500 Bq/m<sup>3</sup> para 1.000 Bq/m<sup>3</sup>. A Comissão incentiva as autoridades nacionais a definir níveis de referência tão baixos quanto razoavelmente alcançáveis, na faixa de 100 a 300 Bq/m<sup>3</sup>, levando em consideração a economia e as circunstâncias sociais (ICRP, 2014).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 1993) e a Organização Mundial de Saúde (OMS, 2009), recomendam que os níveis de referência para <sup>222</sup>Rn no ar das moradias sejam de 148 Bq/m<sup>3</sup> e 100 Bq/m<sup>3</sup>, respectivamente. Além disso, a WHO orienta que, caso o nível de referência não seja atingido, este não deverá ultrapassar 300 Bq/m<sup>3</sup>, que se encontra na faixa de dose de 10 mSv/a de acordo com a ICRP 65 (1993).

Para estimativa da taxa de dose efetiva devida à inalação do <sup>222</sup>Rn foi utilizada a Equação 7 (ALBERIGI, 2006), conforme procedimentos adotados pela UNSCEAR (2000).

$$\dot{H}_{Ein} = C_{Rn} \cdot F \cdot f \cdot t \cdot d \quad (7)$$

Nesta equação,  $\dot{H}_{Ein}$  representa a dose efetiva decorrente da inalação do <sup>222</sup>Rn dentro das habitações (mSv/a);  $C_{Rn}$  a concentração média de <sup>222</sup>Rn no ar dos ambientes monitorados (Bq/m<sup>3</sup>);  $F$  o fator de equilíbrio entre o Rn e seus descendentes, que neste caso foi adotado aquele especificado pela ICRP 65 (1993), UNSCEAR (2000), ICRP 126 (2014) e IAEA (2015), que é de 0,4;  $f$  fator de ocupação para ambientes internos, que leva em consideração o tempo de permanência para as residências e ambientes de trabalho (UNSCEAR (2000));  $t$  tempo total por ano em horas (h/a);  $d$  o fator de conversão de dose, que é de 9 nSv.h/Bq/m<sup>3</sup> (ICRP-65, 1993; IAEA, 2015).

O fator de equilíbrio é calculado pela razão entre a energia total de partículas alfa que um material ou amostra contendo radônio e descendentes emitirá e a energia total emitida pela

mesma concentração de radônio em equilíbrio com seus descendentes (IAEA, 2003; ICRP, 2014).

#### 4.13 ESTIMATIVA DO RISCO DE CÂNCER DE PULMÃO

Para calcular o Excesso de Risco de Câncer por Tempo de Vida (sigla do inglês: ELCR, *Excess Life Time Cancer Risk*) foi utilizado o modelo também aplicado por Quarto e colaboradores (2015); Sherafat e colaboradores (2019) e Azhdarpoor e colaboradores (2021), Equação 8, em que  $\dot{H}_{Ein}$  representa a dose efetiva média anual (taxa de dose), calculada da Equação 7;  $DL$  a duração média de vida estimada para população, para o Brasil considerada como sendo de 76,6 anos (IBGE, 2010) e  $RF$  o risco de câncer fatal devido a contribuição do radônio por Sv que é de  $5,5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ , segundo a ICRP 103 (ICRP, 2007).

$$ELCR = \dot{H}_{Ein} * DL * RF \quad (8)$$

Finalmente, foi utilizado o fator de conversão de íons para estimar os casos de câncer de pulmão por milhão de pessoas por ano (por sigla do inglês, LCC: *Lung cancer cases per million people per year*), ICRP 50 (JACOBI, 1988), que é de  $18 \times 10^{-6} \text{ mSv}^{-1} \cdot \text{ano}$ , calculando o risco de câncer fatal de pulmão induzido pelo radônio.

A ICRP 103 (2007) e a ICRP 115 (2010), consideram o excesso de risco do radônio ao longo da vida de  $5 \times 10^{-4}$  por WLM (*Working Level Month*) como a melhor estimativa de risco de câncer de pulmão relacionada à exposição ocupacional de 1 WLM em exposição crônica. Adicionalmente, ainda foi concluído que os estudos nas residências fornecem estimativas consistentes do risco de câncer de pulmão, servindo de base para o gerenciamento de risco relacionado à baixa exposição prolongada ao radônio nas residências, considerando a exposição cumulativa ao longo de um período de pelo menos 25 anos.

As recomendações da ICRP sobre o risco de câncer de pulmão em baixas taxas de exposição estão em concordância com aquelas publicadas por outros comitês internacionais, a exemplo da UNSCEAR (2008) e WHO (2009).

O coeficiente de aumento do risco por exposição unitária ou por dose unitária, em geral, é expresso como excesso de risco relativo por WLM, por Jh/m<sup>3</sup>, por 100 Bq/m<sup>3</sup> ou por Sv (ICRP 115, 2010). Esse mesmo documento ainda formaliza definições que ajudam no entendimento das grandezas e unidades aplicadas, como o nível de trabalho, do inglês: Working Level (WL), onde qualquer combinação da progênie de radônio por litro de ar irá

resultar na emissão de  $1,3 \times 10^5$  MeV de energia alfa potencial, sendo o valor relacionado ao WL igual a  $2,08 \times 10^5$  J/m<sup>3</sup>, WLM sendo o nível de trabalho mês, que constitui exposição cumulativa numa atmosfera em uma concentração de 1 WL por um mês de trabalho de 170 h.

Para as condições padronizadas e utilizadas nos cálculos de riscos foi considerado o tempo de permanência em residências de 7.000 horas e fator de equilíbrio do radônio e progênie de 0,4. O valor de 1 WLM correspondente aos parâmetros aplicados é de 227 Bq/m<sup>3</sup> de radônio. Deve ser considerado que, o valor do coeficiente de risco apresentado acima, uma vez convertido, corresponde à  $2,2 \times 10^{-4}$  por 100 Bq/m<sup>3</sup> em ambientes fechados (CHEN et al., 2012).

Para calcular a estimativa do número de óbitos por câncer de pulmão devido à exposição ao radônio para uma população de indivíduos adultos (com idade acima de 25 anos),  $N_{LC,Rn}$ , foi utilizado o modelo da ICRP 115 (2010), também adotado em outros estudos, a exemplo de Ramos (2020), conforme Equação 9.

$$N_{LC,Rn} = N_{pop} * A * C_{AM} * \frac{2,2 * 10^{-4}}{100 \text{ Bq/m}^3} \quad (9)$$

Considera-se  $N_{pop}$  como sendo o tamanho da população estudada;  $C_{AM}$  a média das concentrações de radônio expressas em Bq/m<sup>3</sup>;  $A$  a frequência relativa de adultos maiores que 25 anos na população estudada e o coeficiente de risco já definido anteriormente na proporção de 100 Bq/m<sup>3</sup>.

A WHO (2011) estima que a proporção de cânceres pulmonares decorrentes do radônio pode chegar a 25%, formulado em função dos impactos do radônio e progênie em ambientes internos.

Para adequar as condições estabelecidas com os resultados do presente trabalho, adotou-se o cálculo individual por município para inferir o risco de câncer de pulmão decorrente da inalação do radônio. Também foi considerada a média ponderada da concentração de radônio para estimar o risco agrupado nos municípios, onde a população de cada município foi considerada como peso para estimativa do valor médio.

#### 4.14 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os resultados foram tratados em conjunto e separados por critério sistemático, agrupado e por subgrupos. A estimativa de tamanho amostral foi aplicada para definir a

padronização da metodologia. O modelo da estatística descritiva foi utilizado para sumarizar variáveis essenciais ao entendimento do comportamento dos dados, a exemplo das medidas de tendência e dispersão, primariamente utilizadas em qualquer trabalho científico. Incertezas combinadas foram priorizadas na inferência de dispersão amostral. O agrupamento dos dados permitiu análise por intervalo de classe, o que garantiu observar com melhor nível de detalhe a representatividade dos resultados.

Medidas inferenciais permitiram descrever o comportamento da distribuição e frequência dos dados, obtendo-se modelos de distribuição e ponderando os valores de referência considerados nas avaliações comparativas. A correlação também foi utilizada para investigação de comportamento de algumas variáveis, assim como, na determinação de modelos matemáticos comportamentais. O teste de hipótese possibilitou observar a significância na melhor tomada de decisão sobre o comportamento do conjunto dos resultados dentre as condições avaliadas, ainda possibilitando inferir as condições de riscos associadas.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 DEFINIÇÃO DOS PARÂMETROS DE MEDIDA

Alguns dos principais parâmetros de medidas foram considerados e detalhados neste estudo como forma de definir condições favoráveis aos ensaios radiométricos e formalização do procedimento utilizado para obtenção dos modelos operacionais e sistemáticos, que conduziram aos ensaios de campo e obtenção das medidas radiométricas do radônio.

Nestes termos destaca-se o mapeamento do campo de captura do sistema de imagem acoplado ao microscópio, definição do modelo para as trilhas nucleares e determinação do branco dos dispositivos (fundo de referência para os CR-39).

#### 5.1.1 Mapeamento do campo de captura

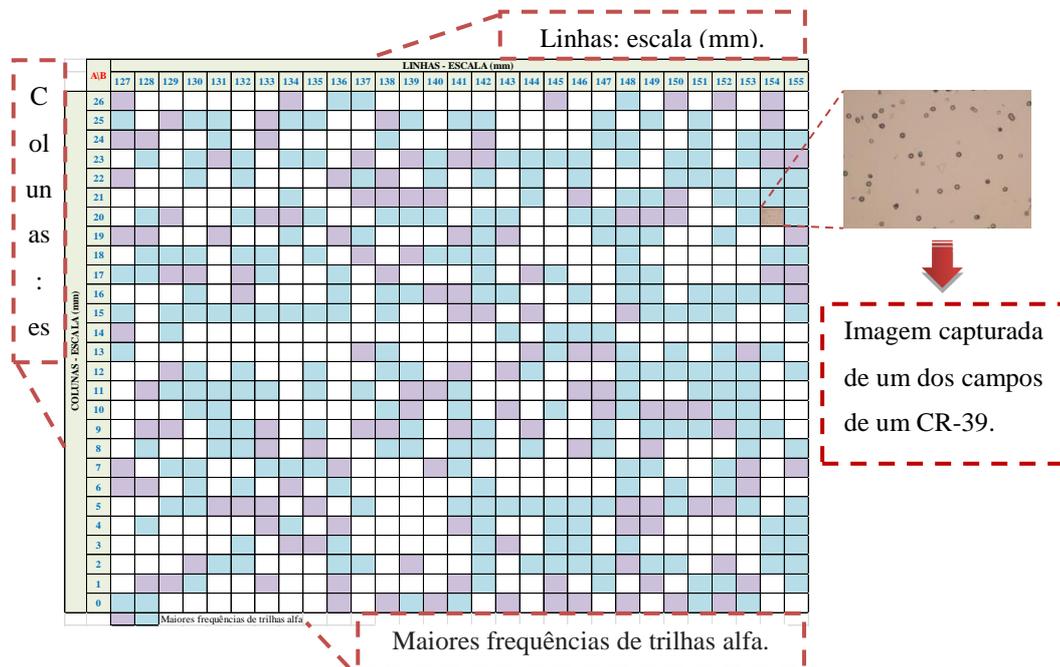
Com o objetivo de definir os parâmetros para realização dos cálculos das funções básicas necessárias ao estudo das estimativas das atividades do radônio nos ensaios de campo, como: a densidade de traços, o fator de calibração e outros, foi feito um estudo da área do campo observacional limitado pelo sistema de captura de imagem da Leica Microsystems<sup>®</sup>, ICC50 E<sup>®</sup>, que foi descrito no subcapítulo 4.5.

Na Figura 14 consta um esquema ilustrativo do mapeamento de campo do CR-39, que foi criado para avaliação da área útil desse polímero a ser considerada nos cálculos das trilhas nucleares. O CR-39 foi representado por um retângulo com 29 x 27 campos (linhas x colunas), cada um, mapeado por uma coordenada elaborada a partir da escala fixa na base da platina do microscópio. As cores em destaque, correspondem às frequências observadas para detecção das partículas alfa na lâmina do CR-39 de tamanho 3 x 3 cm.

Nesta mesma figura, destaca-se um campo contendo trilhas  $\alpha$ , decorrentes das interações com o material, uma representação da região capturada pelo sistema de captura de imagem acoplado ao microscópio. Para calcular o número máximo de campos em cada CR-39, foi feito um estudo microscópico detalhado das dimensões de uma imagem teste.

Considerando as medidas realizadas e registradas na imagem da Figura 14, observou-se que, o campo é representado por um retângulo com largura x altura de 1,22 x 0,912 mm, comportando uma varredura de 783 campos iguais, o que representa uma área total útil para avaliação do CR-39 de aproximadamente 8,71 cm<sup>2</sup>.

Figura 14. Representação do CR-39 com destaque para área capturada.



Fonte: A autora (2022).

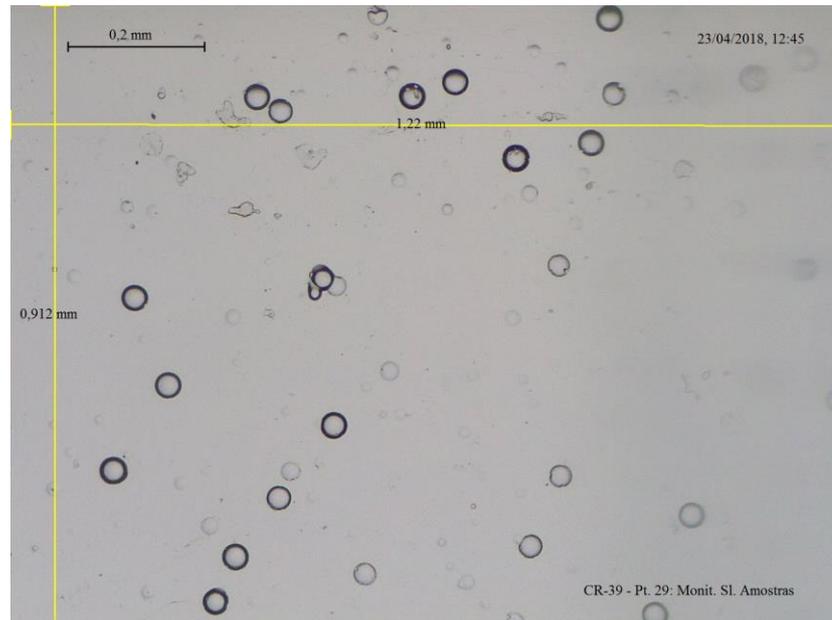
Com base no defeito das margens dos CR-39 associados aos registros de caracterização do dispositivo, cuja área total é de 9 cm<sup>2</sup>, foi calculado a limitação de área de aproximadamente 3,2%, não comprometendo o estudo total do dispositivo, tendo em vista que, esse valor é negligenciado na relação de contagem das trilhas nucleares, o que justifica a utilização das imagens capturadas aleatoriamente e no centro do CR-39.

Na Figura 15, que corresponde a uma imagem capturada de um CR-39 exposto ao radônio, cada ponto circular escuro é entendido como sendo uma interação alfa eficiente, que pode ser contabilizada como decorrente das emissões do <sup>222</sup>Rn e progênie.

As circunferências mais discretas não são confiáveis para o cálculo da atividade do radônio decorrente da exposição do espectrômetro, pois, podem ser geradas por interações indiretas e interferências no material de origem.

Nestes casos, foi realizado um estudo detalhado do material não exposto para verificar o nível de *background* a ser considerado. As linhas amarelas representam as dimensões do campo capturado, sendo: 1,22 mm x 0,912 mm.

Figura 15. Captura de imagem de um campo na área útil do CR-39.



Fonte: A autora (2022).

As linhas em destaque representam as dimensões do campo captura.

### 5.1.2 Modelo para avaliação das trilhas nucleares

Considerando o número total de campos em cada CR-39 a ser analisado como sendo 783, foram estudados modelos matemáticos para otimizar o número de campos a ser investigado, sem, contudo, perder eficiência e confiança na avaliação das trilhas nucleares.

Foi utilizado o modelo da estimativa do tamanho da amostra com base na proporção populacional, que é calculada em função da observação da frequência dos eventos, representada pela probabilidade das partículas alfa atingirem o alvo em estudo, nesse caso, o CR-39, num processo amostral caracterizado como amostragem aleatória simples em sistemas considerados com distribuição normal ou tendenciosa para o modelo normal (ROCHA, 2014).

Partindo dessa necessidade e utilizando parâmetros estatísticos descritivos e de probabilidade, foi aplicada a Equação 10 para obtenção do estimador  $n$ , que representa o tamanho otimizado da amostra.

$$n = \frac{z^2 \cdot p \cdot q}{E^2} \quad (10)$$

Na Equação 10,  $z$  representa o valor crítico, que é tabelado e associado à confiança, neste estudo, padronizado em 1,96 para confiança de 95%;  $p$  a probabilidade de ocorrência do evento, que foi calculada em função das frequências dos maiores eventos registrados em campos do CR-39;  $q$  a probabilidade da não ocorrência do evento ou exclusão por baixa frequência das trilhas alfa registradas;  $E$  o erro máximo da estimativa, que foi considerado como sendo de 10% em função dos ajustes das áreas total e útil do dispositivo.

Na avaliação final do tamanho da amostra, foi aplicado o fator de correção finita, considerando que as interações ocorrem de forma homogênea ao longo da área total do CR-39 e adequação do número de campos úteis registrados para realização das investigações das trilhas nucleares.

A Equação 11 permitiu a realização do cálculo desse fator de correção,  $f_c$ , em que  $N$  representa o número máximo de campos no CR-39, padronizado em 809 e  $n$  o número de campos efetivos, onde ocorrem os registros, que neste caso, foi padronizado em 783 campos, dada as limitações do material e ajustes da área a ser varrida na análise.

$$f_c = \sqrt{\frac{N-n}{N-1}} \quad (11)$$

Observa-se que o estudo foi realizado pela avaliação de dosímetros expostos a concentrações específicas conhecidas de  $^{222}\text{Rn}$ , cujo detalhamento foi descrito na Tabela 7 e que contém os dados dos padrões utilizados, concentrações de radônio e trilhas alfa registradas.

Os valores finitos para o número de campos a serem estudados no CR-39 cuja área total suporta 783 campos observacionais úteis foram calculados com base na Equação 10 e ajustados pela Equação 11 para uma confiança de 95%.

O número de trilhas alfa foi mensurado em função da contagem total das lâminas dos CR-39 para os 783 campos úteis e ajustados pelo valor estatístico confiável para  $n = 20$  campos, considerando o maior valor de ajuste obtido e apresentado na Tabela 7 para dados finitos. Com base no total de trilhas em cada situação, foi possível obter a taxa de trilhas por campo, cujos valores apresentaram erro médio de aproximadamente  $16\% \pm 3\%$ .

De forma a minimizar os erros associados, o valor de  $n$  foi triplicado, testando a dispersão entre os dados obtidos das médias por campo, considerando a contagem total das trilhas  $\alpha$  no CR-39 e a parcial para os 60 campos aleatórios analisados.

Tabela 7. Resultados da avaliação dos CR-39 para mapeamento das trilhas.

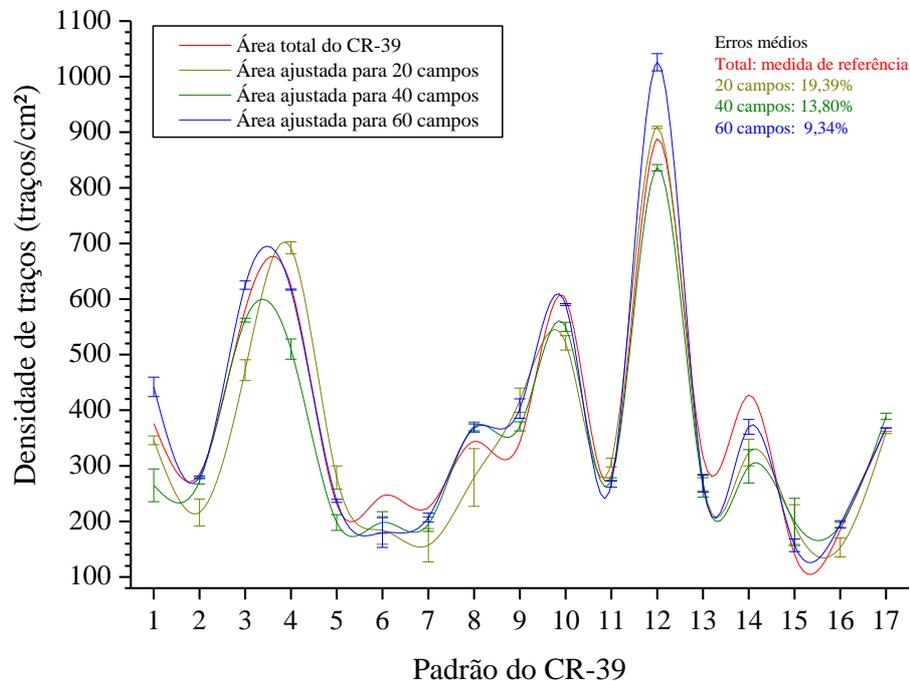
REF.	$^{222}\text{Rn}$ Bq/m <sup>3</sup> .dia	NÚMERO DE CAMPOS		TRILHAS POR CR-39/CAMPO			
		INFINITO	AJUSTE	TOTAL		AJUSTADA	
				NÚMERO	MÉDIA	NÚMERO	MÉDIA
A	5,0790E3	96	17	2.617	3,34	77	3,85
B	9,9781E3	95	17	2.990	3,82	62	3,10
C	3,9479E4	88	16	4.163	5,32	62	6,20
D	6,4602E4	92	17	5.065	6,47	105	5,25
E	6,7750E4	85	15	5.245	6,70	124	6,20
F	7,0887E4	46	8	5.433	6,94	154	7,70
G	1,8199E4	113	20	3.205	4,09	66	3,30

Fonte: A autora (2022).

REF.: Referência. Total de campos do CR-39 com área de 3 x 3 cm: 783. Número de campos ajustado: 20 campos.

A Figura 16 apresenta a comparação dos dados relacionados com a contagem total e as parciais para 20; 40 e 60 campos, onde foi possível observar as dispersões para cada situação.

Figura 16. Comparação entre as trilhas por campo para contagens total e parcial.



Fonte: A autora (2022).

Para os dados associados na Figura 16, observa-se, como esperado, menor dispersão para contagem de 60 campos, cujo erro médio estimado não ultrapassa os 10%.

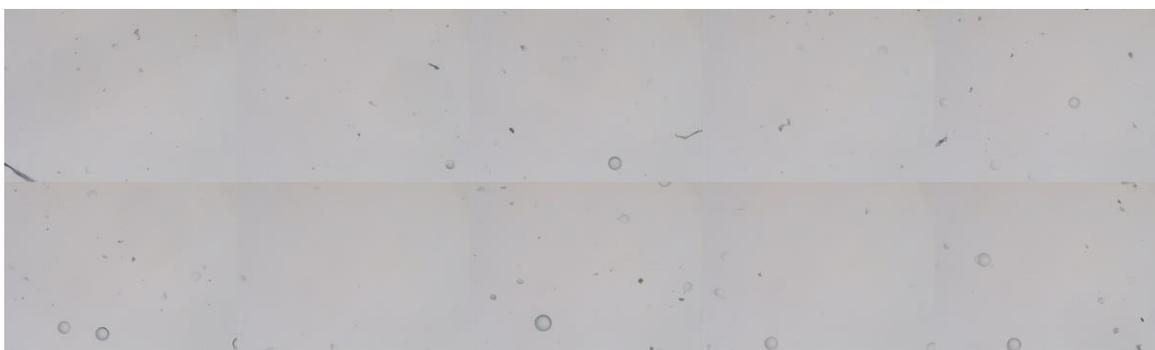
Entretanto, a ampliação dos erros ocorre em função de medidas manuais realizadas pelo operador, onde fica difícil estabelecer um padrão de contagem confiável. Portanto, esse erro é minimizado quando da utilização dos programas de processamento e contagem de partículas, DIP e ImageJ, agilizando o procedimento de contagem e minimizando o trabalho operacional.

Esses softwares possibilitaram estimar, com grande confiança, o valor da densidade de traços de cada dispositivo dosimétrico pela análise de apenas 20 campos aleatórios, cujo erro passa de 19,39% (ver Figura 16) para menos de 5%, uma alternativa que viabiliza a aplicação da técnica e possibilita maior confiança nos resultados obtidos.

### 5.1.3 Contagem dos brancos

A Figura 17 representa um caso real experimental para junção em bloco de 10 imagens agrupadas, referentes aos campos de CR-39 não irradiados e que foram utilizados para definição da medida de referência do branco, que é o *background* do material polimérico.

Figura 17. Imagens dos CR-39 não irradiados e utilizados para medida dos brancos.



Fonte: A autora (2022).

Conforme observa-se ao longo do detalhamento das imagens, foi evidenciado um pequeno quantitativo de trilhas que não impacta na utilização dos dispositivos para dosimetria do radônio.

O valor de referência médio obtido para o padrão de 20 campos foi determinado pela análise de alguns dosímetros, cujo resultado evidenciou o zero ou background dos CR-39.

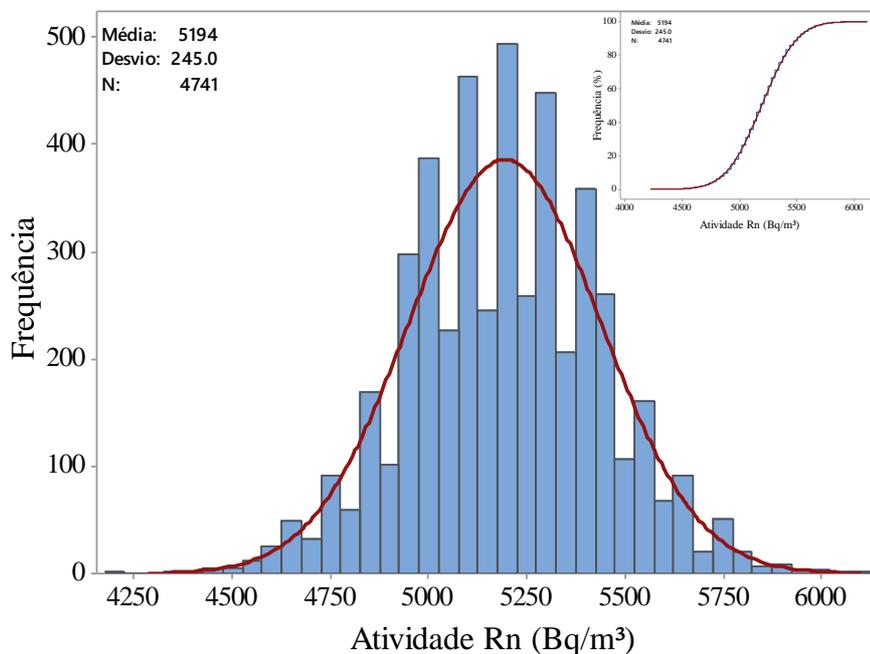
## 5.2 CALIBRAÇÃO DOS ESPECTRÔMETROS $\alpha$ ESPEC-222

O tópico aborda os principais parâmetros utilizados na calibração dos espectrômetros alfa, cujos resultados permitiram dar sequência ao desenvolvimento do trabalho, uma vez que os dados mostraram que os dispositivos atendem às exigências metodológicas e radiométricas, conferindo alto desempenho, certificação, eficiência e confiança nos resultados da monitoração do radônio em ambientes internos.

### 5.2.1 Monitoração da câmara de calibração

A monitoração da câmara permitiu acompanhar e garantir a estabilidade máxima possível para o nível de radônio em seu interior. A Figura 18 apresenta o perfil da distribuição das 4.741 medidas realizadas com o detector AlphaGuard na monitoração da câmara de radônio no período da calibração dos dispositivos CR-39.

Figura 18. Medidas de controle da atividade do radônio na câmara de calibração.



Fonte: A autora (2022).

O objetivo foi acompanhar e garantir a estabilidade máxima possível para o nível de radônio dentro da referida câmara, durante o período do evento.

Os dados obtidos retratam uma distribuição normal para as atividades do radônio no ambiente de calibração, cuja média e desvio foram de  $5.194 \pm 245$  Bq/m<sup>3</sup>.dia, resultando num coeficiente de variação de 4,72%, que é considerado um valor de excelência para dados experimentais, configurando em baixa dispersão dos dados e representação do valor de medida central.

Além disso, outros parâmetros estatísticos descritivos confirmam a reprodutibilidade dos dados experimentais e a garantia de um valor quase que constante para atividade do radônio em todo processo de calibração, que durou 37 dias, com destaques para a mediana, com valor de 5.184 Bq/m<sup>3</sup>.dia; moda de 5.248 Bq/m<sup>3</sup>.dia; assimetria, que foi de 0,02 e a curtose cujo valor foi de 0,14.

A curva de distribuição de tendência, que foi incorporada ao histograma da Figura 18, também garante a condição observacional para continuidade do experimento e inferência de atividade do radônio praticamente constante, tendo em vista que, estocasticamente, todas as medidas empíricas acompanham o modelo teórico de distribuição normal.

### 5.2.2 Determinação dos parâmetros de calibração

A Tabela 8 apresenta a classificação dos sistemas dosimétricos utilizados para determinar os parâmetros de calibração, especificando o tempo de exposição de cada conjunto e a atividade de radônio acumulada para verificação da resposta dos dispositivos às diferentes exposições.

Tabela 8. CR-39 utilizados na calibração.

$\alpha$ Espec-222	EXPOSIÇÃO		TEMPO (dia)	A $\pm$ u <sub>c</sub> (y) (Bq/m <sup>3</sup> )	CV (%)	D (traços/cm <sup>2</sup> )
	INÍCIO	FIM				
01		12/06/2018	01	5.315 $\pm$ 384	7,22	474 $\pm$ 36
02		15/06/2018	04	20.880 $\pm$ 545	2,61	1.400 $\pm$ 94
03		18/06/2018	07	35.840 $\pm$ 680	1,90	2.236 $\pm$ 166
04		21/06/2018	10	51.140 $\pm$ 801	1,57	3.485 $\pm$ 216
05		25/06/2018	14	71.190 $\pm$ 909	1,28	5.215 $\pm$ 99
06	11/06/2018	29/06/2018	18	91.260 $\pm$ 1.008	1,10	6.738 $\pm$ 58
07		03/07/2018	22	112.118 $\pm$ 1.102	0,98	7.462 $\pm$ 72
08		09/07/2018	28	143.609 $\pm$ 1.127	0,78	8.707 $\pm$ 135
09		13/07/2018	32	164.480 $\pm$ 1.274	0,77	9.360 $\pm$ 108
10		18/07/2018	37	190.954 $\pm$ 1.354	0,71	10.239 $\pm$ 22
11		03/07/2018	22	112.118 $\pm$ 1.102	0,98	7.574 $\pm$ 108
12		29/06/2018	18	91.260 $\pm$ 1.008	1,10	7.453 $\pm$ 58
13	03/07/2018	10/07/2018	07	35.742 $\pm$ 801	2,24	3.602 $\pm$ 18

Fonte: A autora (2022).

A: atividade do radônio; u<sub>c</sub>(y): incerteza padrão combinada;  $\sigma$ : desvio padrão médio.  
 $u_c^2(y) = \sigma_x^2 + \sigma_y^2 + \dots + \dots \sigma_n^2$ ; CV: coeficiente de variação; D: densidade de traços.

O detalhamento dos resultados da Tabela 8 permitiu inferir o comportamento dos dispositivos investigados em nível de comparação, o que garantiu a análise da reprodutibilidade, influência na variação das condições de medida e seleção dos resultados empíricos para melhor calibração.

Os resultados obtidos para os  $\alpha$  Espec-222 identificados pelos códigos 03 e 13 apresentaram diferenças significativas na densidade de traços, cujo coeficiente de variação foi de aproximadamente 33%. Esse resultado foi justificado pela falta de homogeneidade das condições do experimento para os períodos diferenciados do início da exposição, considerando que os dispositivos foram inseridos na câmara em tempos diferentes.

Para os espectrômetros 06 e 12; 07 e 11, os resultados se enquadram dentro do previsto para um bom método de avaliação, pois os coeficientes de variação foram, em valores aproximados, 7% e 1%, nesta ordem, o que garante a confiança e reprodutibilidade do método.

#### 5.2.2.1 Determinação do fator de calibração e eficiência

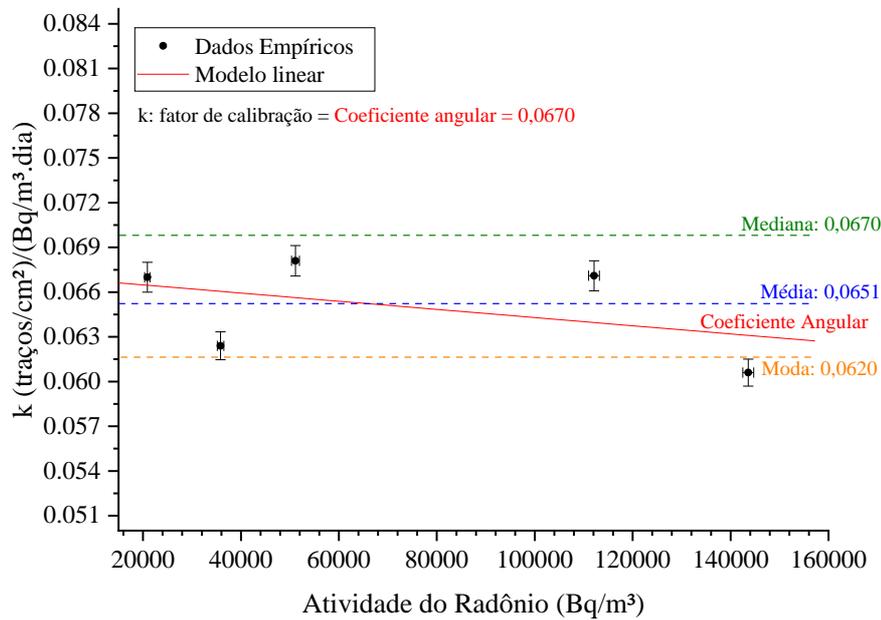
Considerando que o fator de calibração pode sofrer pequena influência do número de trilhas registradas nos dispositivos dosimétricos, foi estabelecida a função resposta para correlação entre a exposição dos  $\alpha$  Espec-222 ao  $^{222}\text{Rn}$  e esse fator (Figura 19), que foi calculado pela Equação 5 e alguns dos resultados apresentados na Tabela 8.

Os espectrômetros alfa da Tabela 8 foram selecionados em função das respostas da calibração, sistematizando a seleção com base na distribuição dos dados por intervalo de classe, limitando-se aos eventos de maior frequência.

Na Figura 19 foram apresentados alguns dos valores de tendência, calculados para inferir um número representativo para o fator de calibração, e conseqüentemente, determinar a eficiência de medida do espectrômetro alfa ( $\alpha$  Espec-222). Dos valores representativos foram destacados: a média aritmética, a mediana e a moda, cujos resultados foram iguais a 0,0651; 0,0670 e 0,0620, respectivamente.

Considerando a correlação dos dados contidos na Figura 19 e a função que descreve esse comportamento, que é linear, o valor do coeficiente angular se mostrou mais representativo para estabelecer a eficiência do sistema, pois representa a tangente do ângulo de inclinação da reta com relação aos dados da exposição dos dispositivos ao radônio (eixo das abscissas), cujo valor foi igual ao da mediana do conjunto amostral.

Figura 19. Modelo para obtenção do fator de calibração.



Fonte: A autora (2022).

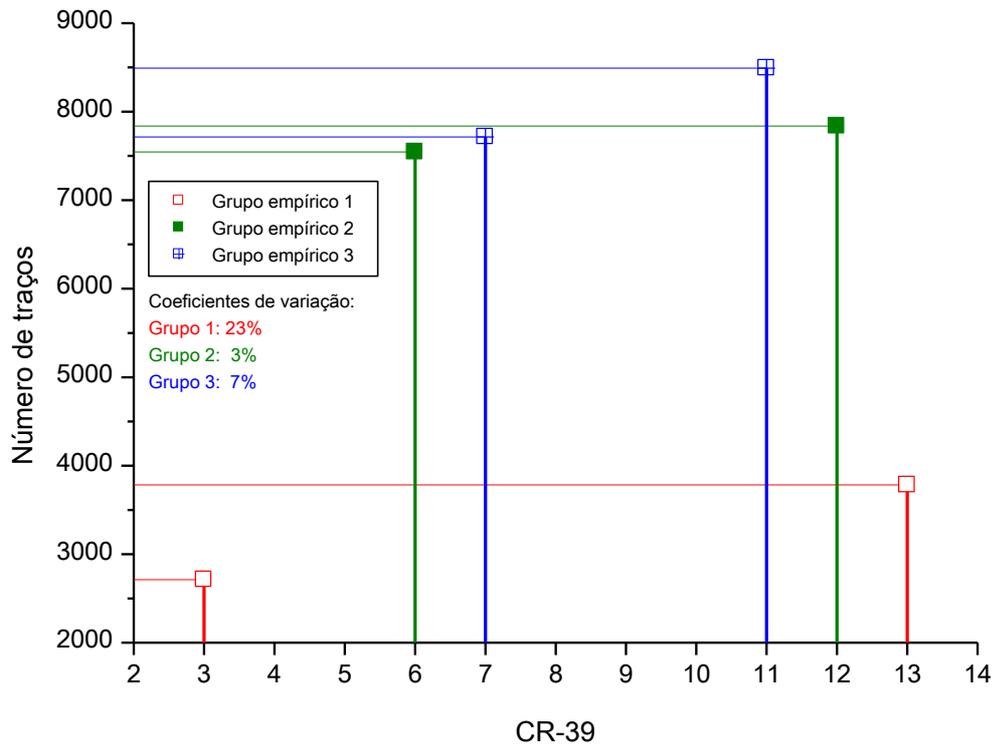
A partir do fator de calibração, foi calculada a eficiência de detecção do sistema  $\alpha$  Espec-222, que foi de  $93,3\% \pm 0,4\%$ , dentro da resposta esperada para esse tipo de metodologia, que apresenta alta eficiência na monitoração passiva do radônio.

#### 5.2.2.2 Determinação do fator de leitura de traços

O fator de leitura de traços foi definido pelos parâmetros obtidos na calibração conforme níveis de exposição apresentados na Tabela 8. Com base nos critérios estabelecidos, é possível observar pela Figura 20, os resultados das medidas dos traços registrados em função da exposição dos CR-39 a níveis conhecidos de radônio.

Para aumentar a segurança estatística na definição desse fator, optou-se em utilizar as medidas dos CR-39 com leituras de calibração feitas em duplicatas, selecionando-se os seguintes CR-39 apresentados na Tabela 8: 03 e 13 (exposição de 7 dias); 06 e 12 (exposição de 18 dias) e 07 e 11 (exposição de 22 dias).

Figura 20. Medidas de referência para determinação da leitura de traços.



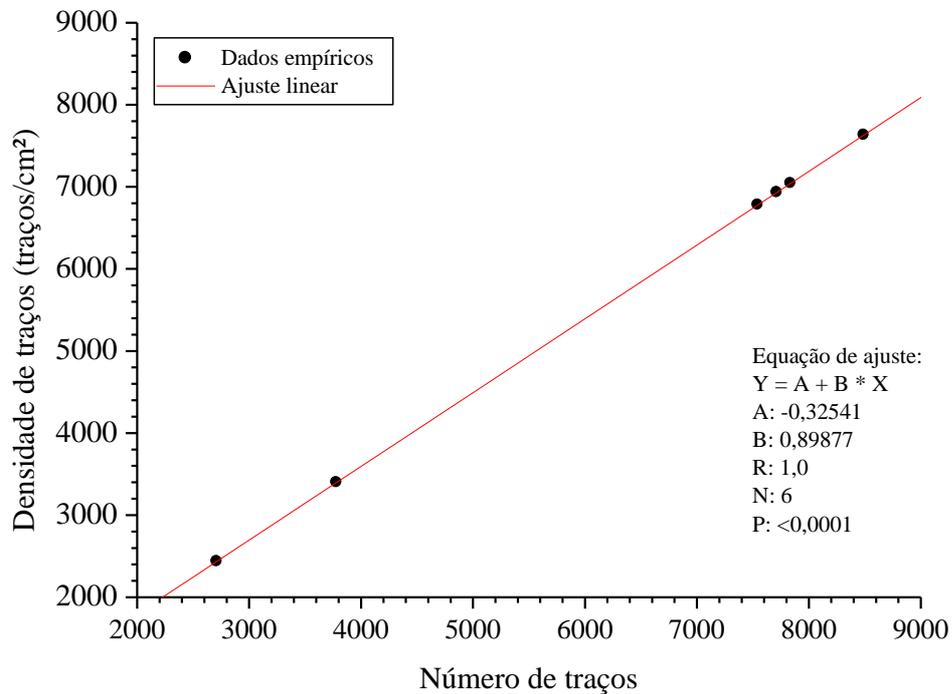
Fonte: A autora (2022).

Dispersões foram observadas ao longo das repetições, entretanto, dentro de uma margem aceitável para confiança do experimento, que foi um coeficiente de variação médio de 11%, variando entre 3% a 23%, com maior diferença associada aos CR-39 de número 03 e 13 expostos durante 7 dias, fato já esperado para pequenos intervalos de tempo associados às exposições, assim como, diferenças nas condições do experimento. Entretanto, o resultado mostra sensibilidade do sistema mesmo para períodos menores, quando associadas concentrações altas de radônio. Respondeu bem às variações provocadas ao ambiente monitorado.

A Figura 21 apresenta a correlação entre a densidade de traços e o número de traços correspondentes às medidas realizadas no procedimento de calibração para os dados tratados na Figura 20, cujo modelo matemático representativo se refere a uma função linear.

A partir do ajuste desta função, foi obtido o coeficiente angular, que representa a medida do fator de leitura de traços, neste caso, apresentando valor de 0,89877.

Figura 21. Função para cálculo do fator de leitura de traços.



Fonte:A autora (2022).

### 5.2.3 Certificação do método e do modelo de avaliação do radônio

Para validar o método de avaliação do radônio em ambientes internos, foi feito o teste de certificação, onde 5 (cinco) espectrômetros  $\alpha$  Espec-222 foram expostos na câmara de radônio no SEAMB do CRCN-NE/CNEN, cujos detalhamentos já foram destacados no subcapítulo 4.3.

Pelos dados da Tabela 9 pode ser observados a identificação dos dispositivos, assim como, os dados obtidos no arranjo experimental. As medidas foram realizadas no período de 20 de fevereiro a 01 de março de 2019. O valor médio obtido para atividade do radônio certificada foi de  $2.875 \pm 160$  Bq/m<sup>3</sup>.dia para  $n = 1.293$  medidas, que foram monitoradas e registradas pelo detector Alpha Guard já descrito anteriormente. Os resultados da Tabela 9 foram apresentados na Figura 22, incluindo os valores de referência e empíricos.

Baseando-se em proposições comparativas, os coeficientes de variação apresentaram resultados entre 0,34% a 8,83%, média de 3,67%, com maior dispersão para atividade empírica de 12.566 Bq/m<sup>3</sup>.

Tabela 9. Resultado do teste de certificação.

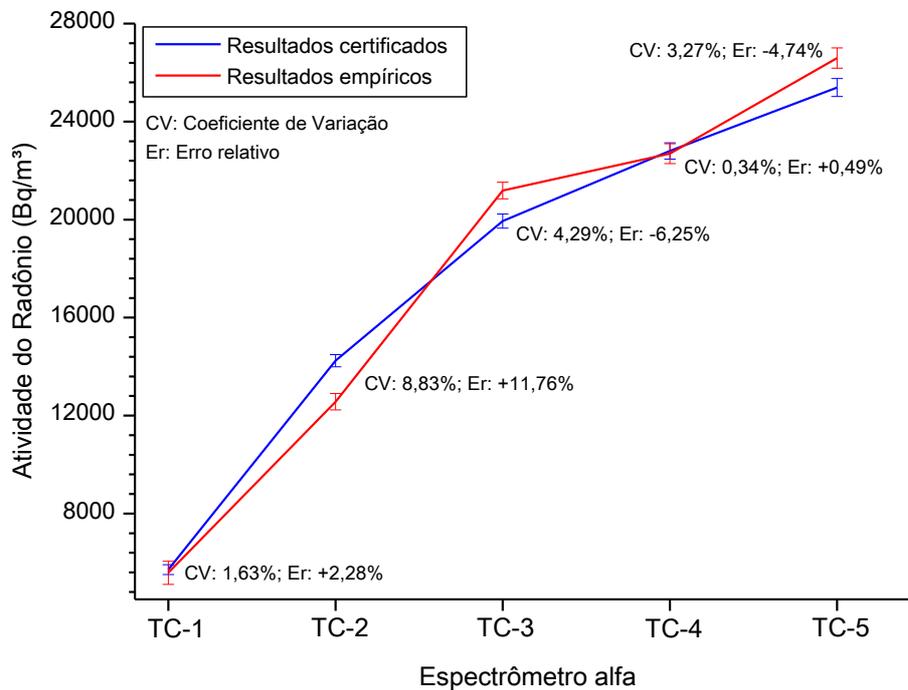
$\alpha$ Espec-222	EXPOSIÇÃO	$A \pm u_c(y)$ (Bq/m <sup>3</sup> )	
	(dia)	CERTIFICADA	EMPÍRICA
TC-1	2,0	5.714 ± 199	5.584 ± 474
TC-2	5,0	14.240 ± 249	12.566 ± 336
TC-3	7,0	19.940 ± 291	21.187 ± 339
TC-4	8,0	22.803 ± 330	22.692 ± 403
TC-5	8,9	25.391 ± 367	26.594 ± 416

Fonte: A autora (2022).

TC: Teste de Certificação; A: atividade do radônio;  $u_c(y)$ : incerteza padrão combinada  $u_c^2(y) = \sigma_x^2 + \sigma_y^2 + \dots + \sigma_n^2$ .

Pelo experimento e resultados obtidos, assume-se que o método de análise se mostrou confiável para avaliação da condição radiométrica dos ambientes internos das áreas influenciadas por NORM, podendo ser melhorado em função do conhecimento do modelo descritivo da Figura 22 e determinação dos coeficientes de ajuste para os intervalos com maiores dispersões.

Figura 22. Dados utilizados na certificação do método.



Fonte: A autor (2022).

### 5.2.4 Cálculo da Concentração Mínima Detectada

Para calcular a Concentração Mínima Detectada (CMD) referente ao radônio e derivada do espectrômetro  $\alpha$  Espec-222, foram consideradas as avaliações do *Background* dos CR-39, utilizados como controle do branco do material polimérico, assumindo o valor do desvio padrão médio para efeito de cálculo. Considerando a impossibilidade de inferir sobre o tempo de fabricação do lote dos dispositivos de trilha nuclear, foi utilizado como referência o tempo médio de exposição dos dispositivos no campo.

Para o cálculo da CMD foi utilizada a equação convencional da concentração do Rn (vide Equação 6), aplicando o valor de dispersão dos resultados obtidos e referenciados como branco.

O valor médio da densidade de traços calculada na avaliação dos dispositivos utilizados como controle de referência do branco foi de  $94 \pm 22$  traços, com densidade aproximada de  $99 \text{ traços/cm}^2$  para o desvio associado, o que representa uma CMD próxima de  $7,69 \text{ Bq/m}^3$ , para um tempo de monitoração de aproximadamente 8 (oito) meses, bem abaixo do valor médio estabelecido WHO (2009), que é de  $30 \text{ Bq/m}^3$ , para 1 (um) mês de exposição.

## 5.3 RESULTADOS DO ESTUDO DE CASO

A Tabela 10 apresenta os resultados obtidos para os municípios investigados e medidas utilizadas como controle que foram realizadas em Recife/PE.

Detalhes das concentrações do Rn e dose efetiva devida à inalação são apresentados na referida tabela, incluindo os desvios médios associados a cada medida e grandeza.

Os resultados obtidos em Recife e referenciados na Tabela 10 como controle comparativo, em concentração e dose, apresentaram médias e valores intervalares de  $156,57 \pm 63,28 \text{ Bq/m}^3$  ( $83,62 - 193,60$ )  $\text{Bq/m}^3$  e  $3,93 \pm 1,57 \text{ mSv/a}$  ( $2,11 - 4,89$ )  $\text{mSv/a}$ , respectivamente.

Os resultados, com baixo n e grande dispersão, coeficiente de variação em torno de 40%, não são representativos, sendo adotado como referência, o valor da média global de concentração de Rn, que é de  $39 \text{ Bq/m}^3$  (WHO, 2007; UNSCEAR, 2000).

Tabela 10. Resultados da monitoração do radônio nos ambientes internos.

$\alpha$ Espec-222	MUNICÍPIO	COORDENADAS (GMS) <sup>a</sup>		$C_{Rn}$	DOSE EFETIVA
		W	S	Bq/m <sup>3</sup>	mSv/a
01	TAP-PB (U, D)	36° 49' 30,242"	7° 12' 21,094"	139,17 ± 16,52	3,51 ± 0,42
02	TAP-PB (U, D)	36° 49' 32,104"	7° 12' 20,094"	254,72 ± 10,48	6,43 ± 0,26
03	TAP-PB (U, D)	36° 49' 31,168"	7° 12' 18,234"	Extraviado	Extraviado
04	TAP-PB (U, D)	36° 49' 35,897"	7° 12' 24,082"	116,94 ± 10,30	2,95 ± 0,26
05	SJS-PB (U, D)	36° 47' 56,617"	6° 46' 31,385"	48,67 ± 0,77	1,23 ± 0,02
06	SJS-PB (U, D)	36° 47' 55,935"	6° 46' 30,992"	60,53 ± 4,43	1,53 ± 0,11
07	SJS-PB (U, T)	36° 47' 42,114"	6° 46' 27,740"	57,26 ± 5,21	1,45 ± 0,13
08	SJS-PB (U, T)	36° 47' 42,114"	6° 46' 27,740"	161,14 ± 15,23	4,07 ± 0,38
09	SJS-PB (U, D)	36° 47' 45,239"	6° 46' 27,917"	58,35 ± 5,98	1,47 ± 0,15
10	SJS-PB (U, T)	36° 47' 40,704"	6° 46' 29,946"	75,28 ± 1,36	1,90 ± 0,03
11	SJS-PB (U, T)	36° 47' 40,704"	6° 46' 29,946"	104,71 ± 0,39	2,64 ± 0,01
12	SJS-PB (U, T)	36° 47' 49,250"	6° 46' 26,243"	123,33 ± 0,39	3,11 ± 0,01
13	SJS-PB (U, T)	36° 47' 49,250"	6° 46' 26,243"	99,24 ± 6,19	2,51 ± 0,16
14	SJS-PB (U, D)	36° 47' 59,564"	6° 46' 27,526"	80,76 ± 3,68	2,04 ± 0,09
15	SJS-PB (U, D)	36° 47' 59,799"	6° 46' 26,095"	64,74 ± 0,77	1,63 ± 0,02
16	SJS-PB (U, D)	36° 47' 58,205"	6° 46' 25,698"	81,31 ± 0,58	2,05 ± 0,01
17	SJS-PB (U, D)	36° 47' 55,195"	6° 46' 29,003"	99,10 ± 4,45	2,50 ± 0,11
18	SJS-PB (R, D)	36° 50' 10,979"	6° 49' 39,047"	90,79 ± 5,21	2,29 ± 0,13
19	SJS-PB (R, D)	36° 50' 8,919"	6° 49' 33,700"	233,53 ± 9,02	5,90 ± 0,23
20	SJS-PB (R, D)	36° 50' 8,919"	6° 49' 33,700"	277,93 ± 23,43	7,02 ± 0,59
21	SM-PB (R, D)	37° 2' 53,669"	6° 55' 20,045"	206,12 ± 10,60	5,20 ± 0,27
22	SM-PB (R, D)	37° 2' 53,669"	6° 55' 20,045"	Extraviado	Extraviado
23	SJS-PB (U, T)	36° 47' 46,222"	6° 46' 33,616"	123,24 ± 0,19	3,11 ± 0,00
24	SJS-PB (U, T)	36° 47' 55,387"	6° 46' 22,691"	156,09 ± 8,87	3,94 ± 0,22
25	SJS-PB (U, D)	36° 47' 52,074"	6° 46' 20,886"	91,61 ± 2,51	2,31 ± 0,06
26	SJS-PB (U, T)	36° 47' 55,789"	6° 46' 27,379"	77,30 ± 6,17	1,95 ± 0,16
27	SJS-PB (U, D)	36° 47' 52,280"	6° 46' 33,025"	167,54 ± 4,45	4,23 ± 0,11
28	CTE-PE (U, T)	34° 57' 19,067"	8° 03' 28,624"	189,50 ± 3,52	4,78 ± 0,09
29	CTE-PE (U, D)	34° 56' 51,159"	8° 5' 13,131"	193,60 ± 9,73	4,89 ± 0,25
30	CTE-PE (U, D)	34° 55' 21,998"	8° 2' 53,507"	83,62 ± 5,38	2,11 ± 0,14
31	PRH-RN (U, T)	36° 39' 51,525"	6° 41' 21,492"	97,62 ± 38,04	2,46 ± 0,96
32	PRH-RN (U,D)	36° 39' 35,324"	6° 41' 47,447"	Extraviado	Extraviado
33	PRH-RN (U, D)	36° 39' 29,231"	6° 41' 55,748"	83,34 ± 6,57	2,10 ± 0,17
34	PRH-RN (U, D)	36° 39' 43,750"	6° 41' 27,703"	67,07 ± 4,23	1,69 ± 0,11
35	PRH-RN (U, D)	36° 39' 44,241"	6° 41' 27,087"	87,66 ± 3,29	2,21 ± 0,08
36	PRH-RN (U, T)	36° 39' 23,061"	6° 41' 18,624"	34,53 ± 1,41	0,87 ± 0,04
37	PRH-RN (U, T)	36° 39' 23,061"	6° 41' 18,624"	68,07 ± 23,48	1,72 ± 0,59
38	PRH-RN (U, T)	36° 39' 23,061"	6° 41' 18,624"	Extraviado	Extraviado
39	PRH-RN (U, D)	36° 39' 54,210"	6° 41' 38,751"	87,33 ± 30,05	2,20 ± 0,76
40	PRH-RN (U, D)	36° 39' 31,000"	6° 41' 12,000"	130,07 ± 3,89	3,28 ± 0,10
41	PRH-RN (U, D)	36° 39' 55,526"	6° 41' 01,500"	86,30 ± 8,16	2,18 ± 0,21
42	PRH-RN (U, D)	36° 39' 48,956"	6° 41' 7,391"	61,52 ± 12,39	1,55 ± 0,31
43	PRH-RN (U, D)	36° 39' 50,789"	6° 41' 18,788"	40,37 ± 2,42	1,02 ± 0,06
44	PRH-RN (U, D)	36° 39' 50,903"	6° 41' 1,836"	26,91 ± 6,34	0,68 ± 0,16
45	SS-RN (U, T)	36° 44' 5,431"	6° 46' 21,699"	101,25 ± 5,47	2,56 ± 0,14
46	SS-RN (U, D)	36° 44' 3,523"	6° 46' 18,924"	65,14 ± 3,65	1,64 ± 0,09
47	SS-RN (U, D)	36° 44' 10,971"	6° 46' 20,358"	43,21 ± 0,61	1,09 ± 0,02
48	SS-RN (U, D)	36° 44' 14,524"	6° 46' 26,199"	78,47 ± 3,65	1,98 ± 0,09
49	SS-RN (U, D)	36° 44' 17,153"	6° 46' 34,998"	81,26 ± 7,60	2,05 ± 0,19

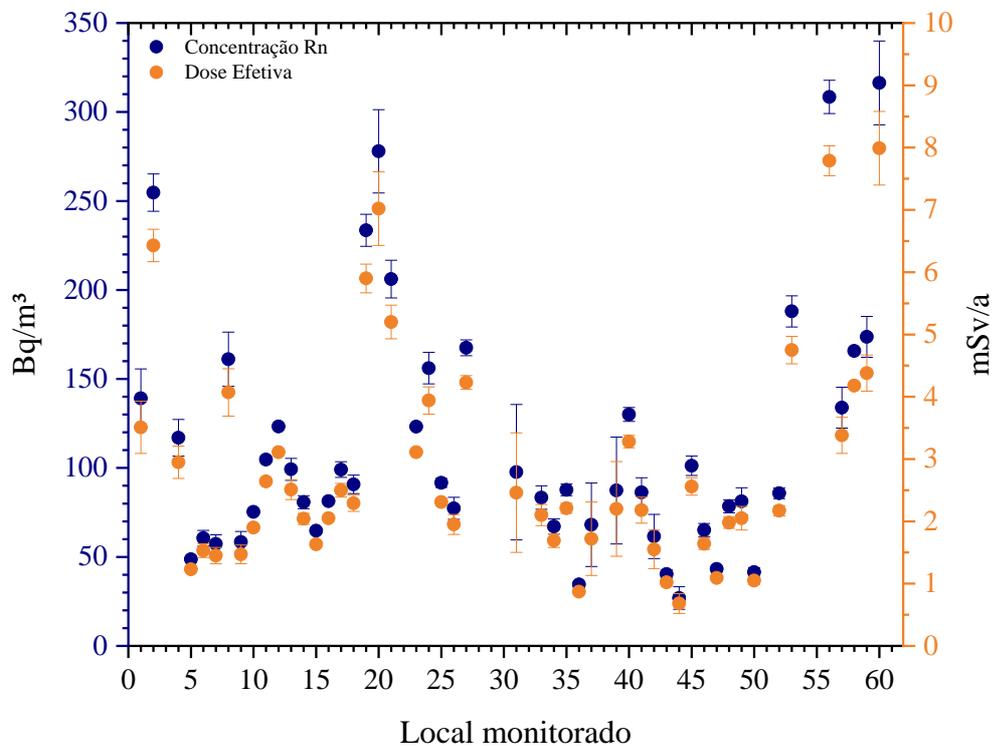
50	SS-RN (U, T)	36° 43' 52,090"	6° 46' 6,343"	41,49 ± 2,43	1,05 ± 0,06
51	SS-RN (U, T)	36° 43' 55,497"	6° 46' 8,864"	Extraviado	Extraviado
52	SS-RN (U, T)	36° 44' 2,404"	6° 46' 7,660"	85,77 ± 3,04	2,17 ± 0,08
53	SL-PB (U, D)	36° 54' 32,959"	6° 52' 15,212"	187,97 ± 8,76	4,75 ± 0,22
54	SL-PB (U, D)	36° 55' 9,258"	6° 52' 9,903"	Extraviado	Extraviado
55	SL-PB (U, D)	36° 55' 18,169"	6° 52' 20,063"	Extraviado	Extraviado
56	SL-PB (U, D)	36° 55' 29,990"	6° 52' 19,984"	308,45 ± 9,36	7,79 ± 0,24
57	SL-PB (U, D)	36° 55' 17,554"	6° 52' 19,084"	133,93 ± 11,48	3,38 ± 0,29
58	SL-PB (U, D)	36° 55' 17,762"	6° 52' 16,156"	165,76 ± 0,30	4,18 ± 0,01
59	SL-PB (U, D)	36° 55' 19,849"	6° 52' 23,129"	173,66 ± 11,48	4,38 ± 0,29
60	SL-PB (U, D)	36° 55' 19,783"	6° 52' 23,324"	316,35 ± 23,56	7,99 ± 0,59

Fonte: A aurora (2022).

SJS-PB: São José do Sabugi/PB; SM-PB: São Mamede/PB; TAP: Taperoá/PB; PRH-RN: Parelhas/RN; SS-RN: Santana do Seridó/RN; SL-PB: Santa luzia/PB; CTE-PE: Controle Pernambuco; (U): área urbana; (R): área rural; (D) ambiente domiciliar; (T) ambiente de trabalho; W: longitude oeste; S: latitude sul; <sup>a</sup>Datum: SIRGAS 2000.

A Figura 23, que é um gráfico duplo y, contém as concentrações de Rn e taxas de doses efetivas para os ambientes internos avaliados na área de estudo. No primeiro contexto, os dados apresentados consideram a classificação unificada para os ambientes indoor, atendendo ao disposto na ICRP 65 (1993), não diferenciando o valor do fator de ocupação aplicado para ambientes domiciliar e de trabalho.

Figura 23. Concentração de Rn e dose efetiva na área de estudo.



Fonte: A autora (2022).

Considerando a estatística descritiva aplicada as concentrações do radônio com base nos dados dispostos na Figura 23, para  $n = 50$ , a média e desvio padrão do conjunto de dados foi  $114,06 \pm 69,46$  Bq/m<sup>3</sup>, com dispersão intervalar de 26,91 a 316,35 Bq/m<sup>3</sup> e coeficiente de variação médio de quase 61%, evidenciando que a concentração do radônio na área estudada é muito dispersa e certamente influenciada pelo tipo de construção, material de construção utilizado, solo onde a edificação foi construída, anomalias de NORM, atividades econômicas e difusão do ar nos ambientes.

A mediana e quartis fortalecem a evidência da heterogeneidade dos dados, cujo valor foi de 89,22 Bq/m<sup>3</sup>,  $Q_1$  e  $Q_3$  de 67,07 Bq/m<sup>3</sup> e de 139,17 Bq/m<sup>3</sup>, respectivamente.

Com relação a dose efetiva estimada devido à inalação do Rn nos ambientes internos, os valores variaram de 0,68 à 7,99 mSv/a, com média e mediana de 2,88 mSv/a e 2,25 mSv/a, respectivamente, estando mais normalizadas pelo uso dos fatores associados aos cálculos dessa grandeza.

A integração de todas as doses apuradas no estudo, proporciona um valor de 143,94 mSv/a. Normalmente esse critério é utilizado para análise da viabilidade da fase exploratória de um estudo empírico e que envolve a relação com a saúde pública e meio ambiente, fato objetivado pelo projeto.

Para se ter uma ideia da distribuição do Rn nos ambientes domiciliares e de trabalho, na Figura 24 foram apresentados os dados distintos para as especificações desses ambientes, ainda considerando o fator de ocupação unificado e recomendado pela ICRP 65 (1993).

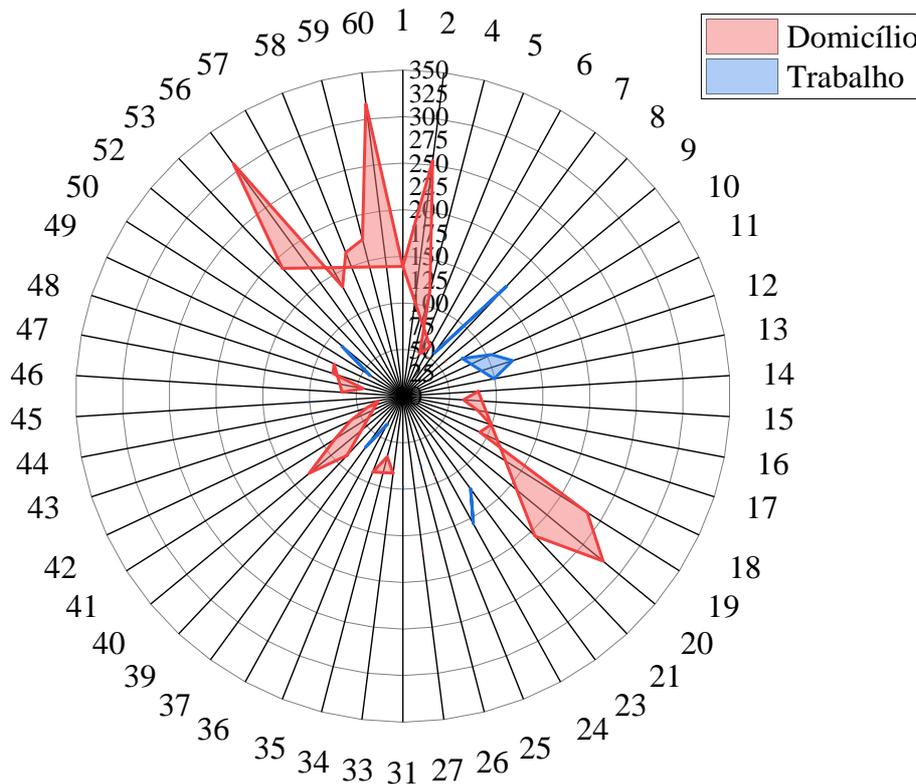
O gráfico distribui as concentrações, em Bq/m<sup>3</sup>, apresentados como círculos concêntricos, em escala com limites inferior e superior de 0 à 350, respectivamente, comportando todos os dados do estudo. Os locais monitorados são apresentados por códigos com escala entre 1 e 60. Cada vértice das áreas hachuradas do gráfico representa um ponto de monitoração, destacado na escala em cores diferentes para o tipo do ambiente (domiciliar e trabalho).

Dos resultados apresentados na Figura 24, observou-se variação de 26,91 a 316,35 Bq/m<sup>3</sup>, média e desvio de  $122,76 \pm 78,27$  Bq/m<sup>3</sup> para os ambientes residenciais. Comparativamente, os ambientes de trabalho apresentaram medidas entre 34,53 a 161,14 Bq/m<sup>3</sup>, com valor de tendência e dispersão de  $93,76 \pm 37,13$  Bq/m<sup>3</sup>.

Consideradas as mesmas condições de avaliação, os ambientes domiciliares se destacam com maior nível associado ao contexto da investigação do radônio, com média

quase 31% superior ao ambiente de trabalho. Essa diferença fica mais evidente quando comparado com o valor máximo obtido no estudo, onde nas residências chega a ser quase o dobro do máximo obtido para o ambiente de trabalho.

Figura 24. Concentração do radônio por tipo de ambiente em Bq/m<sup>3</sup>.



Fonte: A autora (2022).

A diferença encontrada nos dois tipos de ambientes monitorados, reflete na dispersão do conjunto de dados para cada caso, com coeficientes de variação assumindo valores de 63,76% e de 39,63% para as residências e trabalho, respectivamente.

Para tornar o cenário com investigação refinada, na Figura 25 são destacadas as concentrações do radônio (CR<sub>n</sub>) e doses efetivas (DR<sub>n</sub>) nos ambientes monitorados em cada município. Na Paraíba foram investigados os municípios de Santa Luzia (SL), São José do Sabugi (SJS), São Mamede (SM) e Taperoá (TAP). No Rio Grande do Norte o foco foi para Parelhas (PRH) e Santana do Seridó (SS).

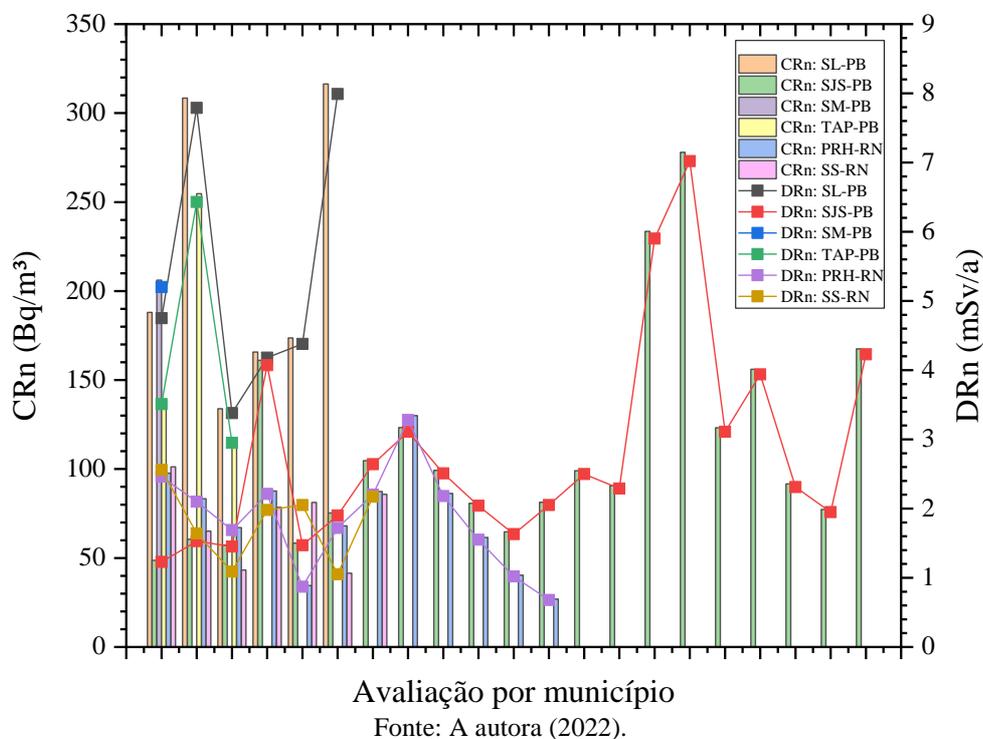
A análise dos dados apresentados na Figura 25, permite inferir que os municípios da Paraíba foram os que apresentaram valores mais significativos, com média da CR<sub>n</sub> de

175,45 Bq/m<sup>3</sup> (48,67 - 316,35) Bq/m<sup>3</sup>, proporcionando uma DRn média e máxima de 4,43 mSv/a e de 7,99 mSv/a, respectivamente.

No município de SJS - PB, foram obtidas as maiores dispersões para os níveis de radônio monitorados, comprovado pelo coeficiente de variação que foi superior a 53%, para amplitude de 229,26 Bq/m<sup>3</sup>, que representa 4,61 mSv/a.

A maior concentração de radônio e alta exposição foram observadas para SL - PB, com valores médios (amplitudes) de 214,35 Bq/m<sup>3</sup> (133,93 - 316,35) Bq/m<sup>3</sup> e de 5,41 mSv/a (3,38 - 7,79) mSv/a.

Figura 25. Monitoração do radônio por município.



Os municípios do Rio Grande do Norte, PRH e SS, com menor influência nos níveis de radônio nos ambientes internos, apresentaram médias estatisticamente iguais, com valores de  $72,57 \pm 29,27$  Bq/m<sup>3</sup> (26,91 - 130,07) Bq/m<sup>3</sup> e de  $70,94 \pm 22,26$  Bq/m<sup>3</sup> (41,49 - 101,25) Bq/m<sup>3</sup>. As DRn variaram de 0,68 a 3,28 mSv/a, com média de 1,81 mSv/a.

Deve-se observar que a dosimetria do radônio depende, dentre outros fatores, da permanência dos indivíduos nos ambientes de convívio. Sendo assim, para melhor estimar a inferência da dosimetria do radônio nos municípios estudados, esse trabalho formulou condições para tornar o cenário radiométrico mais próximo da realidade de cada ambiente

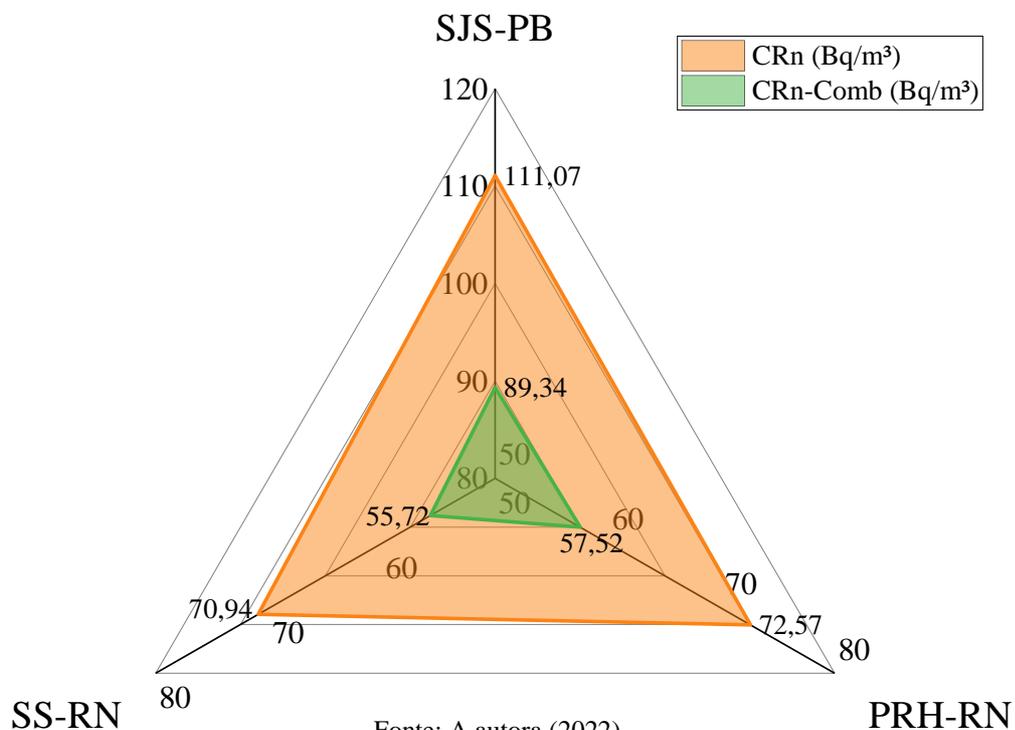
avaliado. Essa condição permite assegurar atendimento das recomendações da ICRP 126 (2014), que inclusive, incentiva a diminuição dos níveis de radônio nos ambientes internos.

Nesse contexto, foram definidos fatores de ocupação para as condições observadas, levando em consideração que, a carga horária ocupacional para ambientes internos é de 7.000 horas/ano, sendo desta, 2.000 horas/ano para os ambientes de trabalho e 5.000 horas/ano para permanência nos domicílios ICRP 65 (1993).

As cargas horárias consideradas permitiram formular os fatores para ambiente de trabalho e moradias como sendo de 0,3 e 0,7, nessa ordem, e que foram associados ao contexto da carga horária total para ambientes internos.

Os dados apresentados na Figura 26, médias das concentrações de Rn (CRn), foram obtidas a partir desses fatores, considerando que um indivíduo que mora e trabalha no mesmo município estará sujeito ao efeito combinado (CRn-Comb) dessas proporções na configuração da taxa de dose total. Desta forma, tem-se, um resultado mais representativo para avaliação da exposição em trabalhadores da região, cuja concentração pode ser super ou subestimada quando considerada, apenas, os ambientes internos generalizados para o fator adotado pela maioria dos autores.

Figura 26. Modelos de monitoração do radônio com novo fator de ocupação.



CRn: concentração de radônio; CRn-Comb: concentração de radônio combinada.

Nesse modelo, foram considerados os municípios de SJS-PB, PRH-RN e SS-RN, pela melhor aceitação da pesquisa por parte da população, condição que proporcionou a coleta de dados em ambientes domiciliares e também de trabalho. Os valores médios apresentados na Figura 26 são correlacionados em função do fator tradicionalmente utilizado mundialmente e pela variante dos fatores para condição proposta no estudo.

Pelos resultados da Figura 26, fica evidente que a resposta da exposição dos indivíduos que moram e trabalham no mesmo município, são superestimadas quando considerado o fator de 0,8 para ambientes internos. A análise dos resultados pelo modelo combinado, apresenta concentrações reais e menores em 19,56%; 20,74% e 21,45% para os municípios de SJS-PB, PRH-RN e SS-RN, respectivamente. Nota-se uma coerência estatística para com os valores percentuais representados entre os dados comparativos, cujo fator de redução médio fica em torno de 20,58%.

Essas concentrações de radônio com efeito combinado, proporcionam taxas de doses efetivas devido à inalação entre 1,41 mSv/a à 2,26 mSv/a considerando esses três últimos municípios, com maior ponderação para SJS-PB. Para os municípios do Rio Grande do Norte, PRH e SS, a média de  $1,44 \pm 0,04$  mSv/a, torna-se um valor de referência pela proximidade dos resultados obtidos.

Outro cenário considerado neste estudo foi o incremento de dose no período da pandemia, considerando que a população se manteve reclusa em suas residências como forma de isolamento social para minimizar os riscos da disseminação do novo coronavírus (COVID-19). No contexto da pandemia foi considerado o fator de ocupação total para os domicílios, pelo menos no período mais severo do evento. Os valores foram extrapolados para dosimetria anual, considerando que grande parte da população ficou isolada durante longo tempo.

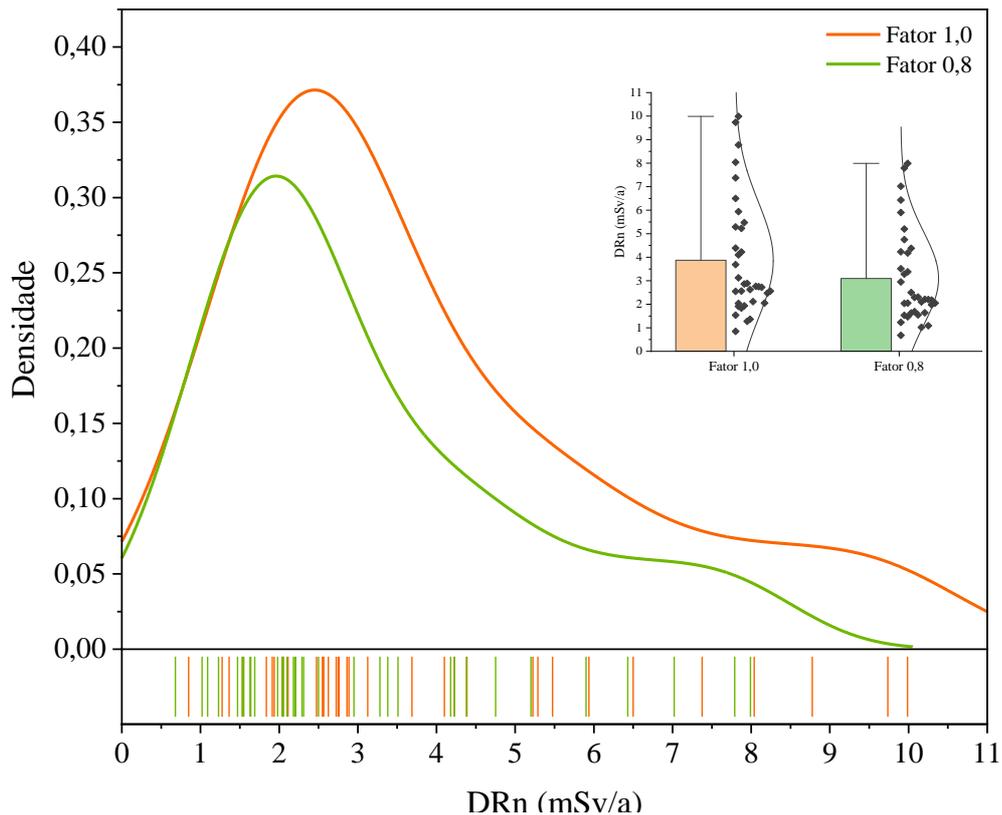
Os dados apresentados na Figura 27 foram calculados apenas para os ambientes domiciliares, considerando esse fator de ocupação total, que foi aplicado para os ambientes internos (SANTOS JÚNIOR, 2021).

Na Figura 27, foram detalhados dois tipos de gráficos para melhor entendimento do comportamento da exposição no período da pandemia, quando comparado com os dados calculados para o fator de ocupação comumente usado a nível mundial e orientado pela ICRP 65.

A densidade dos dados representa, por vez, a frequência dos eventos, que correlaciona os valores das doses efetivas derivadas do radônio (DRn), distribuídas por intervalo de classe padronizado (eixo das abscissas). Quando estreitado o intervalo de

classe para 1,0 mSv/a, percebe-se claramente o incremento de dose para todos os eventos associados na área de estudo, o que era de se esperar para um fator que confere a permanência total dos indivíduos no ambiente residencial (maior tempo de residência).

Figura 27. Doses de Rn em ambientes domiciliares em período de pandemia.



Fonte: A autora (2022).

Para o uso do fator de ocupação de 0,8, as maiores frequências foram observadas na classe entre 2 - 3 mSv/a, que correspondeu a 31,43% dos eventos específicos. Correlacionando esses dados com aqueles obtidos pelo fator de ocupação total (fator de 1,0), o intervalo correspondente passa a ser de 2,50 - 3,75 mSv/a, com frequência relativa máxima de quase 37,15% para o referido intervalo.

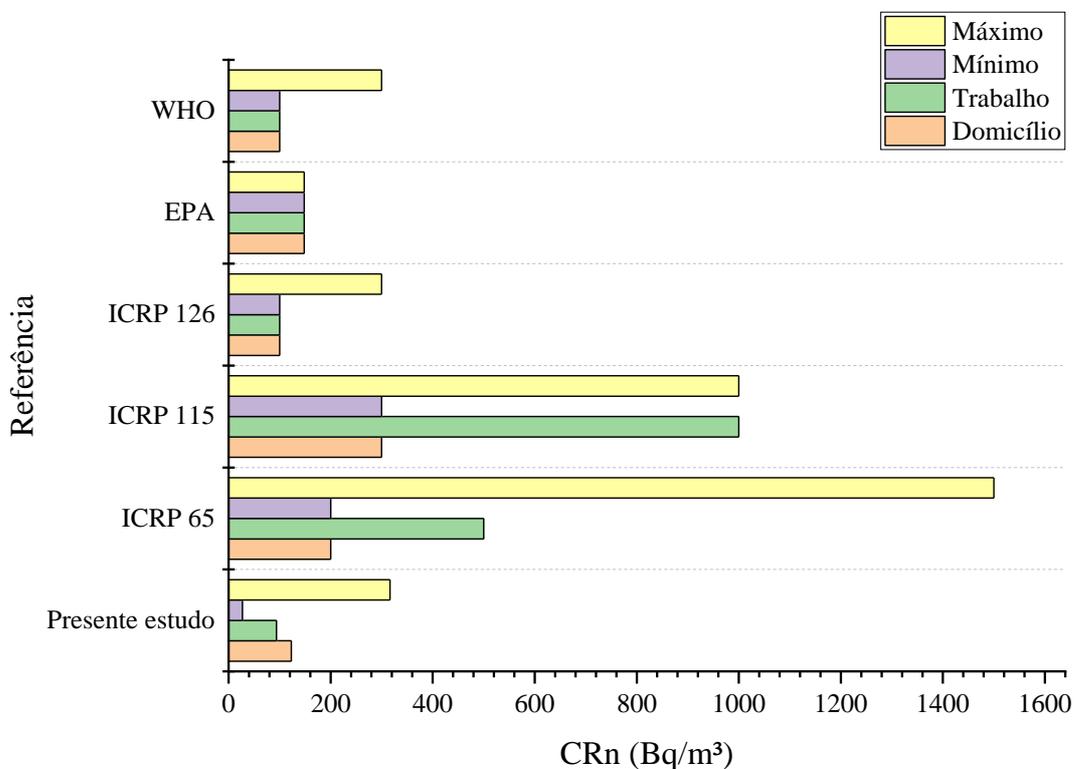
Os parâmetros descritivos, calculados para as duas situações e apresentados no gráfico box plot da Figura 27, também são significantes na avaliação desses dados, principalmente quando consideradas as médias, desvios e valores extremos, os quais foram de  $3,10 \pm 1,98$  mSv/a (0,68 - 7,99) mSv/a para o fator de 0,8 e de  $3,87 \pm 2,47$  mSv/a (0,85 - 9,99) mSv/a para o caso associado à pandemia. Essas médias são ligeiramente superiores aos intervalos de classe detalhados acima e que apresentam maiores frequências relativas.

Esse gráfico também apresenta as curvas de distribuição para cada conjunto de dados, corroborando com a avaliação de distribuição heterogênea da monitoração nos municípios avaliados, evidenciando nas duas situações, assimetrias para direita, o que caracteriza medidas altas para algumas residências da área de estudo, que são pontos anômalos ao contexto de representação dos dados.

Esses resultados ainda permitem inferir um incremento de dose para o período da pandemia correspondente a quase 25%, o que proporcionou maior exposição da população ao radônio nesse período. As condições do ambiente e hábitos dos indivíduos já foram considerados nessa estimativa, tendo em vista que o período de monitoração das residências foi superior a 8 meses.

Os resultados do estudo também foram comparados com os valores assumidos por alguns órgãos internacionais, adotados como limites de segurança para os ambientes domiciliares e de trabalho, sendo nesse último caso, associados às diferentes atividades laborais (Figura 28).

Figura 28. Comparação com valores de referência mundial.



Fonte: A autora (2022).

A Figura 28 reúne os dados detalhados e que compõem os resultados obtidos no estudo, aqueles de referência e representativos a nível mundial, sendo os valores mínimos e máximos associados à composição dos extremos desses limites para esses ambientes.

Dentre os resultados comparativos que se aplicam diretamente ao contexto deste estudo, destaque para WHO (2009), onde os limites recomendados estão entre 100 a 300 Bq/m<sup>3</sup>, com referência primária para o valor mínimo desse intervalo. Nesse contexto, observa-se que 40% dos dados obtidos no presente estudo foram superiores ao valor mínimo de referência.

A ICRP 65 (1993), faz referência ao valor limite de 200 Bq/m<sup>3</sup> para radônio em ambientes residenciais, e nessa condição, os dados coletados no estudo e que são superiores ao referido limite, representam frequência próxima de 17%, divergindo significativamente daquela obtida para o valor de referência da WHO (2009), sendo quase 2,4 vezes inferior, minimizando o quantitativo de áreas com concentrações acima do limite primário, uma condição que pode ser entendida como justificável dentro dos conceitos de proteção radioecológica, considerando as particularidades de cada área, que incluem as atividades econômicas, recursos naturais e condições de vida da população.

Para a prática da proteção do público e conforme destacado na Figura 28, o valor máximo de 300 Bq/m<sup>3</sup> que foi recomendado na publicação 115 da ICRP (2010) para ambientes domiciliares, foi confirmado na Publicação 126 da ICRP (2014), porém, com a recomendação de que as autoridades devem definir um nível de referência na faixa de 100 a 300 Bq/m<sup>3</sup>, dependendo das circunstâncias. Isso é consistente com a ICRP 115 (2010) e com as orientações da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2009), de que, sempre que possível, o nível de referência deve ser estabelecido em 100 Bq/m<sup>3</sup>.

Outro cenário estabelecido pela ICRP 126 (2014), leva em consideração a convivência de indivíduos dentro de uma mesma área geográfica, onde transitam diariamente de um lugar para outro, adotando como referência o valor de 300 Bq/m<sup>3</sup> para edifícios de uso misto, como escritórios, escolas, lojas, restaurantes, que são usados pelos membros do público e trabalhadores. Neste aspecto, observa-se uma tendência de unificar esse referencial para os ambientes internos, independente da classificação. Ao considerar esse limite e condições, o presente estudo apresenta 4% dos ambientes monitorados com concentrações de radônio superiores ao referido limite.

Como forma de ampliar o viés do estudo comparativo, é apresentada a Tabela 11, onde foram detalhados alguns resultados de estudos realizados no Brasil e em outros países e comparados com aqueles obtidos no presente trabalho.

Tabela 11. Análise comparativa do estudo com resultados obtidos mundialmente.

LOCAL DO ESTUDO	CRn (Bq/m <sup>3</sup> )	REFERÊNCIA
Residências, PB e RN	122,76 (26,91 - 316,35)	Presente estudo
Ambientes de trabalho, PB e RN	93,76 (34,53 - 161,14)	Presente estudo
Curitiba, PR (residências)	47,0 (20,6 - 320,8)	Corrêa, 2011
Curitiba, PR (postos de trabalho)	34,51 (3,08 - 67,50)	Corrêa, 2011
Curitiba, PR (ambiente de trabalho)	(36 - 164)	Claro et al., 2013
Lajes Pintadas, RN (residências)	777* (7 - 4.055)	Campos et. al., 2013a
Lucrécia, RN (residências)	237 (40 - 7.679)	Campos et al., 2013b
Belo Horizonte, BH (residências)	108 (4 - 2.664)	Santos, 2010
Brasil	82 (máx. 310)	Antoniazzi, 2013
Galícia, Espanha	104 (53 - 184)	López-Abente et. al, 2018
Noroeste, Espanha	< 50 - >200	Lorenzo-Gonzalez et al., 2020
Itália	108 (28 - 636)	Antignani et al., 2021

Fonte: A autora (2022).

\*Valor médio formulado de dois períodos de monitoração.

Como critérios para seleção dos resultados comparativos, foram considerados aqueles realizados em ambientes internos, fazendo uso de monitoração de radônio de forma passiva e com resultados expressos em unidade de concentração (Bq/m<sup>3</sup>).

Corrêa (2011), realizou a monitoração de 69 pontos, sendo 49 residenciais e 20 de postos de trabalho. A monitoração ocorreu na Região Metropolitana de Curitiba - PR, onde também foram obtidas menores concentrações de Rn para ambientes de trabalho, quando comparadas aos resultados para as moradias, corroborando com o observado no presente estudo.

O estudo realizado por Claro et al. (2013), também em monitoração interna em Curitiba/PR, determinou faixa de concentração de Rn entre 36 a 164 Bq/m<sup>3</sup>, que foi da ordem de grandeza dos resultados obtidos para os ambientes de trabalho no presente estudo (34,53 - 161,14) Bq/m<sup>3</sup>.

A pesquisa realizada em Lajes Pintadas - RN (CAMPOS et al., 2013a), para ambientes residenciais e fazendo referência à sazonalidade da região, determinou níveis muito elevados para concentração de Rn em residências, cuja média dos dois períodos de monitoração foi de quase 777 Bq/m<sup>3</sup>, com amplitude de 4.048 Bq/m<sup>3</sup>, onde a medida de tendência é superior em mais de 7 vezes quando comparada com a média do presente estudo, com valor máximo chegando a quase 13 vezes superior. A área monitorada apresenta geologia constituída de corpos pegmatíticos, onde não foram especificadas

ocorrências de urânio e tório, o que poderia justificar os níveis elevados desse gás. As residências monitoradas são enquadradas com características semelhantes aquelas avaliadas no presente estudo, sendo, em sua maioria, ausentes de forros/lajes, constituídas de alvenaria e com predomínio de pisos de cimento batido.

Campos e colaboradores (2013b), ainda publicaram estudo de radônio no município de Lucrecia/RN, com resultados variando de 40 a 7.679 Bq/m<sup>3</sup>, sendo considerado como medida de tendência o valor da mediana, que foi de 237 Bq/m<sup>3</sup>, utilizada pelos autores, provavelmente pela grande dispersão dos dados obtidos no estudo. Essa área foi referenciada pelos autores como tendo composição geológica baseada em rochas metamórficas compondo os corpos graníticos e metamórficos, com monitoração realizada em residências das áreas urbana e rural. Esse estudo também apresentou seus resultados superiores ao presente trabalho, destacando a importância da monitoração nos municípios do Rio Grande do Norte.

É correto afirmar sobre a provável heterogeneidade dos minerais radioativos presentes nas rochas dessas áreas, que apresentam semelhanças nos aspectos geológicos em comparação com os municípios estudados neste projeto de doutorado, caracterizando evidências fortes de muitas anomalias existentes no Nordeste brasileiro e justificando o estudo de radônio para conduzir diagnósticos complementares sobre saúde pública e meio ambiente, considerando que o meio pode potencializar problemas de saúde, principalmente quando os indivíduos apresentam predisposição genética.

Em estudo realizado no estado de Minas Gerais, especificamente em Belo Horizonte, Santos (2010), determinou concentrações de radônio em ambientes residenciais com média e variação de 108 Bq/m<sup>3</sup> (4 - 2.664) Bq/m<sup>3</sup>, com cerca de 15% dos dados superiores ao valor de 148 Bq/m<sup>3</sup>, que foi a referência adotada pela autora com base na United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). Apesar do alto valor associado ao extremo máximo, a média se mostrou correlacionada com a média do presente estudo para ambientes residenciais, que no presente estudo foi de 122,76 Bq/m<sup>3</sup>. Pontos anômalos e médias distanciadas do máximo da distribuição, caracterizam tendências de valores anômalos dentro do conjunto de dados e interferem na representatividade do valor médio. Essa perspectiva permite inferir que a maioria dos dados do estudo se apresentaram inferiores ao valor médio, levando a entendimento sobre a existência de valores anômalos e pouco representativos para inferência do conjunto de dados.

O estudo de Antoniazzi et al. (2013), caracterizou as concentrações média e máxima de Rn *indoor* no Brasil, considerando também alguns estudos de países que apresentam média aritmética ou valor máximo alterado. O estudo que foi promovido pela Secretaria Estadual de Saúde de Minas Gerais faz parte do Projeto Planalto Poços de Caldas, que vem promovendo condições para entendimento da influência da radioatividade natural e correlações com outros estudos. Importante observar que a média e valor máximo do estudo deste doutorado ultrapassam os dados referenciados a nível de Brasil.

A pesquisa realizada na Galícia, Espanha, teve como objetivo avaliar os níveis de radônio em residências e associar o risco de mortalidade devido a diferentes tipos de câncer. Os resultados obtidos variaram de 53 a 184 Bq/m<sup>3</sup> com média de 104 Bq/m<sup>3</sup>, semelhantes aos resultados obtidos neste estudo. O estudo ainda mostra correlação dos níveis de radônio com problemas de saúde pública, associando à ocorrência de câncer de pulmão, estômago e cérebro, o que mostra a importância que se deve ter com a investigação do radônio e sua progênie, principalmente nos ambientes internos de convívio humano.

Lorenzo-Gonzalez et al., (2020), estudando risco de câncer de pulmão e exposição residencial ao radônio no Noroeste da Espanha, um estudo de caso-controle agrupado, conseguiram observar correlação crescente do risco de câncer de pulmão e concentração de radônio, encontrando uma associação significativa para exposições acima de 50 Bq/m<sup>3</sup>, observando ainda que, dentro da categoria de fumantes, o risco é potencialmente aumentado com o aumento da concentração. Esse estudo confirma que o risco de problemas de saúde pela exposição ao radônio é relevante em concentrações bem abaixo daquelas referenciadas pelos órgãos internacionais. Se comparado com os dados obtidos nesta pesquisa, logo percebe-se que quase 89% dos pontos investigados se apresentam superiores ao valor determinado como potencial para casos de câncer de pulmão. Da observação do estudo de Lorenzo-Gonzalez et al. (2020) e do ponto de vista radioecológico e de segurança ambiental, cabe destacar que essa nova evidência confirma o potencial risco associado ao gás radioativo, cuja concentração nos ambientes internos deve ser tão baixa quanto possível, tendo em vista a condição mínima necessária para produzir efeito determinístico.

O trabalho publicado por Antignani et al. (2021) fez um acompanhamento de 10 anos de monitoração de radônio dentro de residências na Itália, focando na incerteza da medida da concentração desse gás em longos períodos de monitoramento e o impacto na avaliação de risco de câncer de pulmão em estudos epidemiológicos. Faz referência à

avaliação da variabilidade do radônio ao longo de uma década, usando Detector de Traço Nuclear do Estado Sólido do tipo LR-115, incluindo 84 moradias, onde a concentração média do Rn variou de 28 a 636 Bq/m<sup>3</sup>. Importante observação se refere à baixa variabilidade das medidas anuais na mesma casa, com coeficiente de variação de 17%, refletindo diretamente no impacto da estimativa de risco de câncer de pulmão. A concentração média obtida, que foi de 108 Bq/m<sup>3</sup>, ainda se mostrou inferior ao valor obtido neste estudo para monitoração de residências. Cabe destacar sobre a importância de uma monitoração constante e durante longos períodos de tempo para definir de forma mais precisa a correlação e modelos de riscos associados aos danos decorrentes do radônio e sua progênie.

Numa perspectiva futura, os estudos de monitoração de radônio no Nordeste Brasileiro servirão de base para consolidação de modelos dosimétricos fidedignos, assumindo que o incremento da modelagem possibilitará aplicações em outras áreas com características semelhantes, potencializando novas possibilidades de monitorar em tempo real condições de risco e planejamento de ações que possam mitigar ou erradicar os impactos ambientais e na saúde da população.

Entretanto, para fortalecer junto aos órgãos de controle nacionais a necessidade de monitoração de radônio e progênie e garantir que esses órgãos possam adotar ações mitigadoras em um programa de saúde pública e ambiental, é importante o desenvolvimento de estudos que comprovem, pelo menos numa perspectiva estimada, o real dano causado para população e impactos nacionais, principalmente pela influência do radônio no risco de vida das pessoas e custo associados ao tratamento dos problemas potencializados.

Para efeito de entendimento sobre as causas e consequências do radônio em ambientes internos, foi calculado o risco de câncer fatal devida à contribuição do radônio, aplicando-se o modelo da ICRP 103 conforme Equação 8 (ICRP, 2007), apresentada em detalhes na metodologia (vide 4.13). Os valores das doses referenciados na Tabela 12, serviram de base para as estimativas ELCR e também LCC.

Os valores ELCR para cada município, conjunto de municípios da Paraíba e do Rio Grande do Norte, além do agrupamento de todos os dados obtidos no estudo, permitiram calcular o nível de risco associado aos tipos de câncer de pulmão pela influência exclusiva do radônio e sua progênie, que teve uma dispersão bem significativa, chegando ao valor máximo de 3,37%, ponderando mais significativamente para os municípios paraibanos, conforme já observado nos cálculos realizados para outros detrimientos.

Tabela 12. Doses médias, ELCR e LCC por município e áreas geográficas estudadas.

REFERÊNCIA	$\dot{H}_{Ein} \pm \sigma$ (mSv.a <sup>-1</sup> )	ELCR (%)	LCC (x10 <sup>-6</sup> )
São José do Sabugi/PB	2,80 ± 1,50	1,18	5,4
Santa Luzia/PB	5,41 ± 1,97	2,28	9,7
São Mamede/PB	5,20 ± 2,28	2,19	9,4
Taperoá/PB	4,30 ± 1,87	1,81	7,7
Parelhas/RN	1,83 ± 0,74	0,77	3,3
Santana do Seridó/RN	1,79 ± 0,56	0,75	3,2
Municípios – PB	4,43 ± 1,19	1,87	8,0
Municípios – RN	1,81 ± 0,03	0,76	3,3
Todos os municípios	2,88 ± 1,75 (0,68 - 7,99)	1,21 (0,29 - 3,37)	5,2 (1,2 - 14,4)

Fonte: A autora (2022).

$\dot{H}_{Ein}$ : dose efetiva média anual;  $\sigma$ : desvio padrão médio; ELCR: excesso de risco de câncer por tempo de vida (por sigla do inglês: Excess Life Time Cancer Risk); LCC: casos de câncer de pulmão por milhão de pessoas por ano (por sigla do inglês: Lung cancer cases per million people per year).

Em termos práticos os valores do LCC permitem detalhar sobre o número de casos de câncer de pulmão por milhão de pessoas por ano, tornando possível obter o cenário característico de cada município, considerando a contribuição exclusiva do radônio e progênio. De fato, o maior LCC foi obtido para Santa Luzia - PB, com 9,7 casos por milhão de habitantes por ano, uma estimativa bem próxima daquela obtida para São Mamede, também na Paraíba. Considerando o valor máximo de taxa de dose obtida no estudo, que foi de 7,99 mSv.a<sup>-1</sup>, o número de casos de câncer máximo para o presente estudo, considerado o agrupamento de todos os municípios e população total, pode atingir quase 15 casos por milhão de pessoas por ano. Isto significa que, em termos do número total da população estudada, que foi de 64.293 habitantes, a estimativa máxima mais próxima e associada a referida população foi de quase 1 (um) caso de câncer de pulmão decorrente do radônio por ano.

Ainda com relação ao município de Santa Luzia na Paraíba, a estimativa de casos de câncer influenciado pelo radônio e progênio na população local pode ser expressa na proporção de 1 (um) caso a cada 5 anos, considerando o número de habitantes constante para o período. Para ter ideia do impacto que seria produzido nacionalmente, extrapolando esse valor máximo a nível de Brasil, isso corresponderia a um LCC de 3.189 casos por ano para uma população de 212,6 milhões de pessoas (IBGE, 2010). Na Tabela 13 foram apresentados alguns dados referentes aos municípios estudados, com base no censo demográfico realizado pelo IBGE (2010).

Tabela 13. Dados dos municípios para estimativa do risco de câncer.

MUNICÍPIO	POPULAÇÃO			CRn	ÓBITO
	Total	≥ 25 anos	% ≥ 25 anos	Bq/m <sup>3</sup>	(%)
São José do Sabugi/PB	4.010	2.339	58,33	111,07	0,57
Santa Luzia/PB	14.719	8.627	58,61	214,35	4,07
São Mamede/PB	7.748	4.742	61,20	206,12	2,15
Taperoá/PB	14.936	8.120	54,36	170,28	3,04
Parelhas/RN	20.354	11.576	56,87	72,57	1,85
Santana do Seridó/RN	2.526	1.469	58,16	70,94	0,23

Fonte: A autora (2022).

Além desses parâmetros, foram apresentados os valores médios obtidos para concentração do radônio em cada município e o cálculo do número de óbito (frequência relativa) decorrente de câncer de pulmão por influência desse radionuclídeo e sua progênie, utilizando outro modelo de risco, neste caso, aplicando o modelo estabelecido pela ICRP 115 (2010), Equação 9.

Considerando a população total dos municípios estudados como sendo de 64.293 habitantes, sendo em média, 57,35% com idades  $\geq 25$  anos, foi calculada a média ponderada para o número de casos de óbitos decorrentes de câncer de pulmão pelo impacto da inalação do Rn, utilizando como pesos o grupo de habitantes de cada município. Essa formalização retrata uma concentração média de 146,16 Bq/m<sup>3</sup> decorrentes dos 11,86% de casos de mortes por câncer de pulmão devido à inalação desse gás radioativo.

Considerando os dados publicados pelo Instituto Nacional do Câncer (INCA, 2021), o número de casos para todos os tipos de cânceres previstos para 2020 foi de 323.370 novos casos, sendo destes, 30.200 casos relacionados ao câncer de pulmão. O número de mortes por ano atingiu 29.354 indivíduos (57% dos casos associado aos homens e 43% as mulheres), sendo o primeiro no mundo desde 1985, tanto em incidência quanto em mortalidade.

Por falta de dados sobre incidências e mortes por câncer de pulmão nos municípios estudados, faz-se analogia com o valor estimado para o Brasil e o percentual de óbitos estimado para os municípios estudados, que foi de 11,86%. Nesta perspectiva, o valor estimado para óbitos por câncer de pulmão decorrente da inalação de radônio foi de 3.482 casos para o país, uma estimativa primária que pode definir referência para futuros estudos naqueles municípios.

Se considerar ainda as estimativas publicadas pelo INCA (2021) com base nos estados da federação brasileira, é possível estimar o número de óbitos por casos de câncer de pulmão com influência do radônio na Paraíba e no Rio Grande do Norte para o ano de 2020 como sendo de no máximo 61 casos. Esse conjunto de dados e a falta de resultados para definições fidedignas ainda pode ser uma limitação para melhor estimativa de riscos dos problemas de saúde.

Ramos (2020) realizou estudo de investigação do radônio em municípios de Pernambuco, calculando a estimativa de risco de óbitos para os municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda, onde obteve valores de 1,4%, 3,2% e 2,6%, respectivamente, que são resultados que se assemelham ao intervalo estimado para os municípios do presente estudo, exceto para São José do Sabugi/PB e Santana do Seridó/RN, que são municípios com baixas densidades demográficas e estimativas de óbitos inferiores.

Estudos relatados na ICRP 115 (2010) sobre análise conjunta europeia do risco de câncer de pulmão até 75 anos de idade para não fumantes foi estimado em 0,4%, 0,5% e 0,7% para concentrações de radônio de 0, 100 e 400 Bq/m<sup>3</sup>, respectivamente. Para fumantes o risco pode ser até 25 vezes superior. No estudo relatado, os riscos para fumantes foram estimados em 10%, 12% e 16%. As evidências apontam para um aumento do risco relativo de câncer de pulmão para exposição ao radônio acumulada em ambientes domésticos ao longo de um período de pelo menos 30 anos antes do diagnóstico, o que justifica uma monitoração constante do radônio para mitigar os riscos cumulativos.

Estudos de caso-controle realizados na Europa, América do Norte e na China, mostraram que o risco de câncer de pulmão aumenta em pelo menos 8% para aumento da concentração de radônio de 100 Bq/m<sup>3</sup>, corrigindo as incertezas aleatórias associadas às medições do radônio, esse valor passou a ser de 16% por aumento de 100 Bq/m<sup>3</sup> (ICRP, 2010), ou seja, superior ao valor médio ponderado obtido no presente estudo.

Os resultados do presente estudo, de início, podem ser utilizados para fins de gestão de risco em exposições de radônio de baixas a moderadas e prolongadas em ambientes residenciais pelo período de exposição de pelo menos 25 anos. Ações de planejamento de saúde pública podem evitar perdas de vida e minimizar custos com tratamentos de saúde por câncer de pulmão. Exigências do controle de radônio em ambientes residenciais devem ser uma prática de um país que pretende mitigar seus riscos, devendo ser assegurado aos cidadãos, já que o impacto passa a ser representativo. Ações simples podem minimizar os níveis de radônio nos ambientes internos e aumentar a segurança, minimizando as mortes induzidas por excesso de radiação derivada do radônio e progênie. A simples ventilação

natural ou forçada dos ambientes internos já possibilitam níveis seguros de radônio, entretanto, deve-se adotar a prática da monitoração passiva nos ambientes internos para garantia do funcionamento das ações de segurança que permitam minimizar esses níveis.

Considerando que o trabalho reflete uma pesquisa experimental, os resultados do estudo aplicado em campo possibilitaram a análise de risco da exposição ao radônio nos ambientes internos das áreas anômalas em urânio, promovendo condições científicas para avaliar a aplicação da variante do método, inferir diagnóstico radiométrico e possibilitar minimizar o impacto radioecológico nessas áreas.

Do ponto de vista sistemático e operacional, os resultados do trabalho são relevantes para critério da elaboração e aplicação de modelos capazes de descrever a influência do radônio nos ambientes de convívio humano na região, assegurando o uso de materiais nas construções que proporcionem atenuação ou dificultem a entrada desse gás, minimizando ou eliminando a exposição dos habitantes e promovendo a segurança radioecológica.

## 6 CONCLUSÕES

A variante do método de investigação do radônio em ambientes internos se mostrou com alta eficiência, baixo custo e aplicável em estudos radiométricos ambientais.

O modelo linear é funcional para determinação do fator de calibração e eficiência de detecção passiva, dispensando o cálculo do fator de leitura de traços.

Aplicado ao contexto operacional das investigações de campo, o modelo com variante do método passivo oportunizou a caracterização de ambientes influenciados pelas ocorrências de urânio no estado da Paraíba.

Análise específica por tipo de ambiente permitiu identificar que os maiores níveis de radônio estão correlacionados com os ambientes residenciais, especialmente aqueles localizados no estado da Paraíba, onde ocorrem afloramentos rochosos com urânio associado.

O modelo combinado possibilitou calcular com maior grau de confiabilidade os níveis de radônio para os residentes e trabalhadores de mesmo município, possíveis de serem estimados para São José do Sabugi/PB; Santana do Seridó/RN e Parelhas/RN.

Maiores exposições ao gás foram identificadas para projeção do fator de ocupação no período da pandemia da Covid-19, cujo incremento de dose ficou próximo de 25%.

Quando considerados os limites primários estabelecidos pelos órgãos de controle, até 40% dos ambientes monitorados estão desenquadrados do contexto de segurança radiométrica ambiental, onde devem ser investigados periodicamente com o objetivo de minimizar os impactos aos habitantes dessas áreas.

O Cálculo do ELCR evidenciou influência da frequência de casos de câncer de pulmão máxima para Santa Luzia e São Mamede, o que mostra a necessidade de novas avaliações no estado da Paraíba.

O LCC possibilitou entender sobre o impacto dos casos de câncer a nível de município e perspectivas para populações maiores, a exemplo do Brasil, onde o impacto passa a ser significativo para risco de câncer em consequência do radônio dentro das habitações.

O número de óbitos por câncer de pulmão decorrente da inalação desses radionuclídeos naturais foi significativo, com resultado que impactam negativamente na saúde da população dos municípios estudados e estudos prospectivos.

## 7 ARTIGOS CIENTÍFICOS PUBLICADOS

### 7.1 AUTORA PRINCIPAL

1. **Josineide Marques do Nascimento Santos**; José Araújo dos Santos Júnior; Romilton dos Santos Amaral; Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra; Thiago de Salazar e Fernandes; Lino Angel Valcárcel Rojas; Zahily Herrero Fernández; Eduardo Eudes Nóbrega de Araújo; Andrey José Isidoro de Araújo Rodrigues Azevedo; Filipe Lopes de Barros Correia; Marvic Ortueta Milan.  $\alpha$  Espec-222 as a variant to the radon monitoring method usin a Solid State Nuclear Track. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 178, p. 109948, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2021.109948>. 
2. **Josineide Marques do Nascimento Santos**, José Araújo dos Santos Júnior, Romilton dos Santos Amaral, Zahily Herrero Fernández, Jairo Dias Bezerra, Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra, Arykerne Nascimento Casado da Silva, Eduardo Eudes Nóbrega de Araújo, Lino Angel Valcárcel Rojas, Marvic Ortueta Milan, Filipe Lopes de Barros Correia. Monitoring and characterisation of new evidence of natural radionuclides in rock outcrops in Paraíba-Brazil. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 187, n. 3, p. 310-320, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1093/rpd/ncz166>. 

### 7.2 COAUTORA

1. Santos Júnior, J. A.; Fernández, Z. H.; Amaral, R. S.; **Santos, J. M. N.**; Bezerra, M. B. C. F.; Azevedo, A. J. I. A. R.; Correia, F. L. B.; Araújo, M. R. S. Influence of 2019-nCoV in the Increment of External Gamma Exposure in a Uranium Deposit Area in Brazil. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, p. 1-10, 2021. DOI <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.2004407>. 
2. Santos Júnior, José Araújo dos; Araújo, E. E. N.; Fernandez, Z. H.; Amaral, R. S.; **SANTOS, J. M. N.**; MILAN, M. O. Measurement of natural radioactivity and radium equivalent activity for pottery making clay samples in Paraíba and Rio Grande do Norte - Brazil. **Environmental Advances**, v. 6, p. 100121, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100121>. 
3. Rojas, Lino Valcarcel; dos Santos Júnior, José Araújo; Alvarado, José Antonio Corcho; Milan, Marvic Ortueta; Röllin, Stefan; Amaral, Romilton Santos; Fernández, Zahily Herrero; **do Nascimento Santos, Josineide Marques**. Natural uranium isotopes and  $^{226}\text{Ra}$  in surface and groundwater from a basin of a semiarid region in Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 326, p. 1081-1089, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07790-0>. 

4. Valcarcel Rojas, Lino; Santos Junior, José Araujo; Corcho-Alvarado, José A.; Santos Amaral, Romilton; Röllin, Stefan; Ortueta Milan, Marvic; Herrero, Fernández, Zahily; Francis, Kennedy; Cavalcanti, Mariana; Santos, **Josineide M. N.** Quality and management status of the drinking water supplies in a semiarid region of Northeastern Brazil. **Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering**, v. 55, p. 1247-1256, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1782668>. 
5. dos Santos Amaral, Romilton; dos Santos Júnior, José Araújo; da Silva Aquino, Fabiana; de Albuquerque Amaral, Bruno; Fernández, Zahily Herrero; Bezerra, Mariana Brayner Cavalcanti Freire; da Silva, Arykerne Nascimento Casado; dos Santos, Djalma Cordeiro; **do Nascimento Santos, Josineide Marques**; da Silva, Alberto Antônio; de Barros Correia, Filipe Lopes. Exposure risk assessment of uranium intake of the milk products from the region of Pernambuco, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 321, p. 927-933, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06645-z>. 
6. dos Santos Júnior, José Araújo; dos Santos Amaral, Romilton; **do Nascimento Santos, Josineide Marques**; da Silva, Arykerne Nascimento Casado; Rojas, Lino Angel Valcárcel; Milan, Marvic Ortueta; de Almeida Maciel Neto, José; Bezerra, Jairo Dias; Araújo, Eduardo Eudes Nóbrega de. Radioactive disequilibrium and dynamic of natural radionuclides in soils in the state of Pernambuco - Brazil. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 182, p. 448-458, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1093/rpd/ncy101>. 

## REFERÊNCIAS

- AGIR, Advisory Group on Ionising Radiation (2009). Radon and public health. Radiation, Chemicals and Environmental Hazards. **Health Protection Authority**. ([http://www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb\\_C/1243838496865](http://www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb_C/1243838496865)).
- ALBERIGI, S., PECEQUILO, B.R.S., CAMPOS, M.P. Um método alternativo para contagem de traços em detectores sólidos de traços nucleares. In: **International Nuclear Atlantic Conference**, VII ENAN, Santos, Brasil, 2005.
- ALBERIGI, S. **Avaliação da exposição ao  $^{222}\text{Rn}$  nas cavernas do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR)**. 2006. 73 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Comissão Nacional de Energia Nuclear, São Paulo, 2006.
- ALMEIDA, F. F. M. de; HASUI, Y.; BRITO NEVES, B. B. de; FUCK, H. **Províncias estruturais brasileiras**. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DO NORDESTE, 8, 1977, Campina Grande. Atas. Campina Grande: SBG, 1977. 499p. il. (Boletim do Núcleo Nordeste da SBG, 6) p.363 - 3391.
- ANTIGNANI, S.; VENOSO, G.; AMPOLLINI, M.; CAPRIO, M.; CARPENTIERI, C.; DI CARLO, C.; CACCIA, B.; HUNTER, N.; BOCHICCHIO, F. A 10-year follow-up study of yearly indoor radon measurements in homes, review of other studies and implications on lung cancer risk estimates. **Science of The Total Environment**, v. 762, 144150, 2021
- ANTONIAZZI, B. N.; SILVA, N. C.; CUNHA, T. N.; OTERO, U. B. **Projeto Planalto Poços de Caldas - Pesquisa Câncer e Radiação Natural - Incidência e Comportamento de Risco**. Belo Horizonte: Governo de Minas, 2013. 200p.
- AZHARPOOR, A.; HOSEINI, M.; SHAHSAVANI, S.; SHAMSEDINI, N.; GHAREHCHAHI, EHSAN. Assessment of excess lifetime cancer risk and risk of lung cancer due to exposure to radon in a middle eastern city in Iran. **Radiation Medicine and Protection**, no prelo, 2021.
- BEIR, Biological Effects of Ionizing Radiation, VI Report (1999). Health effects of exposure to indoor radon. BEIR, **National Academy Press**, Washington D.C.
- BIGAZZI, G., HADLER N., J. C., MARQUES, A. L. F., PAULO, S. R. Measurement of the relative efficiencies between plastic nuclear track detectors (LR-115 and CR-39) and K0 Ilford nuclear emulsion for the detection of radonium and daughters alpha radioactivity in air. **Nuclear Tracks**, v. 12, p. 713-716, 1986.
- BILLON, S.; MORIN, A.; CAËR, S.; BAYSSON, H.; GAMBARD, J. P.; BACKE, J. C.; RANNOU, A.; TIRMARCHE, M.; LAURIER, D. French population exposure to radon, terrestrial gamma and cosmic rays. **Radiat. Prot. Dosimetry**, 113:314-320, 2005.
- BRAND, K.; ZIELINSKI, J.; KREWSKI, D. Residential radon in Canada: an uncertainty analysis of population and individual lung cancer risk. **Risk Anal**, 25:253-269, 2005.

CAMPOS, T. F. C.; PETTA, R. A.; MALANCA, A.; PASTURA, V. F. S.; SICHEL, S. E.; MOTOKI, A. O gás radônio e a radiação natural em terrenos metagraníticos e pegmatíticos: O caso do município de Lajes Pintadas, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista de Geologia**, Fortaleza, v. 26, n; 2, p. 45-52, 2013a.

CAMPOS, T. F. C.; PETTA, R. A.; MALANCA, A.; PASTURA, V. F. S.; SICHEL, S. E.; MOTOKI, A. O Gás Radônio Doméstico e a Radioatividade Natural Em Terrenos Metamórficos: o Caso do Município de Lucrecia, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista de Geologia**, Fortaleza, v. 26, n; 2, p. 85-93, 2013b.

CATELINOIS O., et al. (2006). Lung cancer attributable to indoor radon exposure in France: impact of the risk models and uncertainty analysis. **Environ Health Perspect**, 114(9):1361-1366, 2006.

CAVALCANTE, F.; SILVA, N. C.; ALBERTI, H. L. C.; DE ALMEIDA, A. Effective dose rate evaluation from natural gamma radiation in the region of Ribeirao Preto, SP-Brazil. **Radioprotection**, v. 46, n. 6, p. 145-150, 2011.

CAZULA, C. D. **Dosimetria de Rn-222 no ar em ambientes localizados acima e abaixo do nível do solo**. 2015. 66 p. Dissertação (Mestrado em Ciência na área de Tecnologia Nuclear: Aplicações), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2015.

CEMBER, H. **Introduction to Health Physics**. New York: Pergamon Press Inc, 1983.

CHEN, J.; MOIR, D.; WHYTE, J. Canadian population risk of radon induced lung câncer a reassessment based on the recent cross Canada radon survey. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 152, p. 9 - 13, 2012.

CLARO, F. D.; CORRÊA, J. N.; PASCHUK, S. A.; DENYAK, V.; KAPPKE, J.; PERNA, A. F. N.; REQUE, M.; ROCHA, Z.; SANTOS, T. O. Evaluation of Radon-222 concentration in air of workplaces at Curitiba/PR. In: **International Nuclear Atlantic Conference**, Recife, Brasil, 2013, 9 p.

CNEN. **Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica**. CNEN-NN-3.01:2011. Rio de Janeiro/RJ, Brasil: [s.n.], 2011. 22 p.

CORRÊA, J. N. **Avaliação dos níveis de concentração de radônio em ambientes e águas de poços no estado do Paraná**. 2011. 112 p. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica e Informática Industrial), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2011.

COSTA, A. C.; PEDROSA, I. L.; MENDES, V. A. **Projeto Agreste de Pernambuco**. Convênio DNPM/CPRM, 1976.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Geologia e Recursos Minerais do Estado da Paraíba**. Serviço Geológico do Brasil, Recife, Pernambuco, Brasil, 2002, 142 p.

DIAS, D. C. S. **Estudos de validação da técnica de detectores de estado sólido de traços nucleares para determinação de radônio-222 no ar e monitoramento em centros de educação infantil de poços de Caldas-MG**. 2017. 109 p. Dissertação (Programa de Pós-

Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, Minas Gerais. 2017.

DURRANI, S. A.; ILIC, R. (1997). Radon measurements by etched track detectors: applications in radiation protection, earth sciences and the environment. **World Scientific Publishing Company**, Singapore.

EISENBUD M.; GESELL, T. Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources. 4 ed. California, USA: **Academic Press**, 1997.

EPA, Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, EPA'S Strategy to Reduce Risk of Radon, **Special Report of Journal of Environmental Health**, 1993.

EPA. United States Environmental Protection Agency, Radiation Protection – **Radionuclide Basics: Radon**. Disponível em: <https://www.epa.gov/radiation/radionuclide-basics-radon>, acesso em: 15 de setembro de 2018.

FIELD, R. W.; LYNCH, C. F.; STECK, D. J.; FISHER, E. L. Dosimetry Quality assurance: the Iowa residential radon lung cancer study. **Radiation Protection Dosimetry**, 78:295-303, 1998.

HEINRICH, W.; ROESLER, S.; SCHRAUBE, H. Physics of cosmic radiation fields. **Radiat. Prot. Dosim.** 86 (4): 253-258 (1999).

IAEA. International Atomic Energy Agency. Guidelines for Radioelement Mapping Using Gamma Ray Spectrometry Data. **Technical Report: TECDOC 1363**, Viena, 2003.

IAEA. International Atomic Energy Agency. Radiation Protection against Radon in Workplaces other than Mines, **Safety Reports Series 33**, Vienna, 79 p, 2003.

IAEA, International Atomic Energy Agency. National And Regional Surveys Of Radon Concentration In Dwellings. **Analytical Quality in Nuclear Applications**. Series No. 33, Viena, 2013.

IAEA - International Atomic Energy Agency. Protection of the Public against Exposure Indoors due to Radon and Other Natural Sources of Radiation. **Safety Standards**. Series N° SSG-32, Vienna, 2015.

IAEA - International Atomic Energy Agency. Design and conduct of indoor radon surveys. **Safety Reports**. Series ; ISSN 1020-6450 ; no. 98, Vienna, 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>, acesso em: 27 ago. 2018.

ICRP: International Commission on Radiological Protection. ICRP 26, Recommendations of the International Commission on Radiation Protection, **Annals of ICRP**, vol. 1, No. 3, Pergamon Press, Oxford, 1977.

ICRP: International Commission on Radiological Protection. ICRP 60, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. **Oxford**: Pergamon Press, v. 2, n. 1-3, 1991.

ICRP: International Commission on Radiological Protection. ICRP 65 – Protection Against Radon-222 at Home and at Work. **Oxford**: Pergamon Press, v. 23, n. 2, 1993.

ICRP: International Commission on Radiological Protection. ICRP 99 - Low Dose Extrapolation of Radiation Related Cancer Risk. **Oxford**: Pergamon Press, v. 35, n. 4, 2005.

ICRP: International Commission of Radiological Protection. **The 2007 Recommendations of the International Commission of Radiological Protection**. ICRP 103, 442 p., 2007.

ICRP: International Commission of Radiological Protection. **Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon**. ICRP 115, 66p., 2010.

ICRP: international commission on radiation protection. **Radiological Protection Against Radon Exposure**. Ann. ICRP. New York: ICRP Publication 126, 2014.

ICRU. International Commission on Radiation Units and Measures. **Quantities, Units and Terms in Radioecology**. J. ICRU, Report 65, v. 1, 2 (2002).

INCA. Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. Incidência de Câncer no Brasil. **Coordenação de Prevenção e Vigilância**. Rio de Janeiro, 2018, 126 p.

INCA. Instituto Nacional de Câncer José de Alencar Gomes da Silva. **Estimativa dos novos casos de câncer no Brasil para 2020**. Disponível em: <https://www.inca.gov.br/>, acesso em 17 de outubro de 2021.

IPSN. Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire. **Radioecology**: To know and understand the evolution of radioactivity in the environment. Epsim – Graphisme/Catherine Barluet, IPSN: 2001, 24p.

IRD. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. **Manual da OMS sobre radônio em ambientes internos**: uma perspectiva de saúde pública. Hajo Zeeb e Ferid Shannoun: São Paulo, SP, ed. 1, 120 p, 2016.

IRD. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. **NORM: Guia Prático**. Rócio Glória dos Reis: Rio de Janeiro, ed. 1, 236 p, 2016.

JACOBI, W. Lung Cancer Risk from Exposure to Radon Daughters. ICRP Publication 50. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 24, n.º. 1-4, p. 19-23, 1988.

KHAN, H. A.; QURESHI I. E.; TUFAIL M. Passive dosimetry of radon and its daughters using solid state nuclear track detectors (SSNTDs). **Radiation Protection Dosimetry**, v. 46, n. 3, p. 149-170, 1993.

LEICA, M. **Manual de operação do microscópio óptico DM-500**, 2015. Disponível em: [https://www.leicamicrosystems.com/fileadmin/downloads/Leica%20DM500/User%20Manuals/Leica\\_DM500\\_UserManual\\_PT.pdf](https://www.leicamicrosystems.com/fileadmin/downloads/Leica%20DM500/User%20Manuals/Leica_DM500_UserManual_PT.pdf). Acesso em: 27 de agosto de 2018.

LNMRI: Laboratório Nacional de Metrologia das Radiações Ionizantes. **Grandezas e Unidades para Radiação Ionizante (Recomendações e definições)**. Rio de Janeiro: IRD/CNEN/MCT, 2011, 27p

LÓPEZ-ABENTE, G.; NÚÑEZ, OLIVIER; FERNÁNDEZ-NAVARRO, PABLO; BARROS-DIOS, J. M.; MARTÍN-MÉNDEZ, I.; BEL-LAN, A.; LOCUTURA, J.; QUINDÓS, L.; SAINZ, C.; RUANO-RAVINA, ALBERTO. Residential radon and cancer mortality in Galicia, Spain. **Science of the Total Environment**, 610 - 611, p. 1125 - 1132, 2018.

LORENZO-GONZALEZ, M.; RUANO-RAVINA, ALBERTO; TORRES-DURAN, M.; KELSEY, K. T.; PROVENCIO, M.; PARENTE-LAMELAS, I.; PINEIRO-LAMAS, M.; VARELA-LEMA, L.; PEREZ-RIOS, M.; FERNANDEZ-VILLAR, A.; BARROS-DIOS, J. M. Lung cancer risk and residential radon exposure: A pooling of case-control studies in northwestern Spain. **Environmental Research**, 189, p. 1 - 5, 2020.

MACIEL, A. C.; CRUZ, P. R. **Perfil Analítico do Tório e Terras Raras**. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM). Boletim Nº 28. 72p. Rio de Janeiro, 1973.

MAYYA, Y.S., EAPPEN, K.P., NAMBI, K.S.V., Methodology for mixed field inhalation dosimetry in monazite areas using a twin-cup dosimeter with tree track detectors. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 77, p. 177-184, 1998.

MENZLER, S.; PILLER, G.; GRUSON, M.; ROSARIO, A. S.; WICHMANN, H-ERICH; KREIENBROCK, L. Population attributable fraction for lung cancer due to residential radon in Switzerland and Germany. **Health Phys**, 95:179-189, 2008.

NIH, National Institutes of Health, 2021. **ImageJ**. URL <https://imagej.nih.gov/ij>.

NRC, National Research Council, 1988. Committee on the Biological effects of Ionizing Radiations. Health Risks of Radon and other Internally Deposited Alpha-Emitters (BEIR IV- Washington, D.C.: **National Academy Press**. 602 pp.

NRC, National Research Council, 1991. Comparative dosimetry of radon in mines and homes, board on radiation effects research, Commission on Life Sciences, Panel on Dosimetric Assumptions Affecting the Applications of Radon Risk Estimates. **National Academy Press**, Washington D.C.

NRCP: National Council on Radiation Protection and Measurements (1988). **Measurement of radon and radon daughters in air**. NRCP, Bethesda, report no.97:1-174.

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development (1985). Metrology and monitoring of radon, thoron and their daughter products. **OECD Publications**, Paris, 1-148.

OLIVEIRA, E. P. **Comparação de técnicas ativa e passiva na medição de concentração de radônio (<sup>222</sup>Rn) no ar**. 2017. 96 p. Dissertação (Mestrado em Radioproteção e Dosimetria), Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD/CNEN, Rio de Janeiro, 2017.

OMS- Organização Mundial da Saúde- **Handbook on indoor radon, a public health perspective-France**, 2009.

PEREIRA, L. A. **Utilização do Detector CR-39 de Diferentes Tamanhos para a Detecção de Filhos do Radônio em Ambientes com Baixa Ventilação**. 2014. 63 p. Dissertação (Mestrado em Física), Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2014.

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

QUARTO, M.; PUGLIESE, M.; LA VERDE, G.; LOFFREDO, F.; ROCA, V. Radon Exposure Assessment and Relative Effective Dose Estimation to Inhabitants of Puglia Region, South Italy. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 12: 14948-14957, 2015.

QUINDÓS L.S.; FERNÁNDEZ, P.L.; SOTO, Y. L. Short versus long-term indoor radon measurements. **Health Phys**, 61:539-542, 1991.

RAHMAN, S., MATI, N., MATIULLAH, GHOURI, B. Radon exhalation rate from the soil, sand and brick samples collected from NWFP and Fata, Pakistan. **Radiation Protection Dosimetry**, v.124, n. 4, p. 392-399, 2007.

RAMOS, M. L. O. S. **Radônio-222 e a ocorrência de câncer de pulmão em municípios da Região metropolitana de Recife com afloramentos de fosforito uranífero**. 2020. 147 p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE, 2020.

ROCHA, S. Estatística geral para cursos de engenharia. 1ed. São Paulo: **Atlas**, 2014, 286 p.

SANTOS, T. O. **Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da região metropolitana de Belo Horizonte - RMBH**. 2010. 146 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares), Departamento de Engenharia Nuclear, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, 2010.

SANTOS, J. M. N.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; MELO, A. M. M. A.; AMARAL, R. S.; MENEZES, R. S. C.; FERNÁNDEZ, Z. H.; ROJAS, L. A. V.; BEZERRA, J. D.; SILVA, A. A.; DAMASCENA, K. F. R.; MEDEIROS, N. V. S. Investigation of natural radioactivity as a possible driver of cancer incidence in Paraíba, Northeastern Brazil. **Radiation Protection Dosimetry**, p. 1-4, 2017.

SANTOS JÚNIOR, J. A.; AMARAL, R. S.; MENEZES, R. S. C.; ÁLVAREZ, J. R. E.; SANTOS, J. M. N. S.; FERNÁNDEZ, Z. H.; BEZERRA, J. D.; SILVA, A. A.; DAMASCENA, K. F. R.; NETO, J. A. M. Influence of terrestrial radionuclides on environmental gamma exposure in a uranium deposit in Paraíba, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 141, p. 154-159, 2017.

SANTOS JÚNIOR, J. A.; FERNÁNDEZ, Z. H., AMARAL, R. S.; SANTOS, J. M. N.; BEZERRA, M. B. C. F.; AZEVEDO, A. J. I. A. R.; CORREIA, F. L. B.; ARAÚJO, M. R. S. Influence of 2019-nCoV in the increment of external gamma exposure in a uranium deposit area in Brazil. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, p. 1-10, 2021.

SHERAFAT, S.; MANSOUR, S. N.; MOSAFERI, M.; AMINISANI, N.; YOUSEFI, Z.; MALEKI S. First indoor radon mapping and assessment excess lifetime cancer risk in Iran. **MethodsX**, v. 6, 2205-2216, 2019.

SPURNÝ, F. Radiation doses at high altitudes and during space flights. **Radiat. Phys. Chem.** 61(3-6): 301-307 (2001).

SSK (2002). Leitfaden zur Messung von Radon, Thoron und ihren Zerfallsprodukten. Veröffentlichungen der SSK Bd. 47, **Urban & Fischer**, München.

TAUHATA, L.; SALATI, I. P. A.; DI PRINZIO, R.; DI PRINZIO, M. A. R. R. **Radioproteção e Dosimetria: Fundamentos**. Rio de Janeiro: IRD/CNEN, ver. 10, 2014, 344p.

TILLY JUNIOR, J. G. **Física Radiológica**. Rio de Janeiro/RJ: Guanabara Koogan Ltda, 2010. 263 p.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and Effects of Ionizing Radiation**, anexo A, 1993. UNSCEAR Report to the United Nations General Assembly.

UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and Effects of Ionizing Radiation**, anexo I, 2000. UNSCEAR Report to the United Nations General Assembly.

UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report: V. I: **Sources** - Report to the General Assembly Scientific Annexes a and B. United Nations, United Nations Office, Vienna, 2008. ISBN: 13: 9789211422740.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1992). Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Device Protocols. **USEPA Publication** 402-R-92-004, (<http://www.radon.com/pubs/devprot1.html>).

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1993). Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurement in Homes. **USEPA Publication** 402-R-92-003. Washington, D.C.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1997). National Radon Proficiency Programme Guidance on Quality Assurance. **USEPA Publication** 402-R-95-012, Montgomery, Alabama.

VASUDEVAN, L.; MCLAIN, L.; MILTON, E. Atmospheric pressure effects on the calibration constant of alpha-track radon detectors. **Health Phys**, 66(3):318-326, 1994.

VIEIRA, J.W., LIMA, F.R.A., 2009. A software to digital image processing to be used in the Voxel Phantom development. **Cell. Mol. Biol.** 55, 16 - 22.

WATSON, S. J.; JONES, A. L.; OATWAY, W. B.; HUGHES, J. S. Ionising radiation exposure of the UK population: 2005 review. HPA-RPD-001 (2005), 110p.

WHO, World Health Organization (2007). International Radon Project Survey on Radon Guidelines, **Programmes and Activities**. WHO, Geneva.

WHO, World Health Organization (2009). Handbook on Indoor Radon, a Public Health Perspective. Geneva: Hajo Zeeb and Ferid Shannoun, p. 94.

ZHANG, Z.; SMITH, B.; STECK, D. J.; GUO, Q.; FIELD, R. W. Variation in yearly residential radon concentrations in the Upper Midwest. **Health Phys**, 93:288-297, 2007.