



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

ALEXANDRO VASCONCELOS ALVES

**MODELO DE RISCO NA AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO EM
AMBIENTES OCUPACIONAIS LOCALIZADOS EM SUBSOLOS DE GRANDES
EDIFICAÇÕES**

Recife

2022

ALEXANDRO VASCONCELOS ALVES

**MODELO DE RISCO NA AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO EM
AMBIENTES OCUPACIONAIS LOCALIZADOS EM SUBSOLOS DE GRANDES
EDIFICAÇÕES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Área de concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral.

Coorientadora: Profa. Dra. Zahily Herrero Fernández.

Recife

2022

Catálogo na fonte:
Bibliotecária Sandra Maria Neri Santiago, CRB-4 / 1267

A474m Alves, Alexandro Vasconcelos.
Modelo de risco na avaliação da concentração de radônio em ambientes ocupacionais localizados em solos de grandes edificações / Alexandro Vasconcelos Alves. – 2022.
64 f.: il., figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral.
Coorientadora: Profa. Dra. Zahily Herrero Fernández.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Recife, 2022.
Inclui referências.

1. Energia nuclear. 2. Ambientes ocupacionais. 3. Dosimetria. 4. Radioatividade.
5. Radônio. I. Amaral, Romilton dos Santos (Orientador). II. Herrero Fernández, Zahily (Coorientadora). III. Título.

UFPE

612.01448 CDD (22. ed.)

BCTG/2022-14

ALEXANDRO VASCONCELOS ALVES

**MODELO DE RISCO NA AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO EM
AMBIENTES OCUPACIONAIS LOCALIZADOS EM SUBSOLOS DE GRANDES
EDIFICAÇÕES**

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

Aprovada em: 25/08/2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Josineide Marques do Nascimento Santos (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Ariosto Teles Marques (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus e ao Salvador Jesus Cristo por me proporcionar esta oportunidade maravilhosa de realizar este trabalho, pois foi Suas mãos poderosa que me deram força física e espiritual para vencer os desafios que surgiram no decorrer dessa jornada.

Agradeço a minha amada esposa Alixandra e meus amorosos filhos Amom, Samuel e Josué, que estiveram ao meu lado me apoiando com palavras e ações que foram fundamentais para o sucesso deste sonho.

Aos meus pais, José Maria e Maria do Socorro, por sua dedicação em priorizar os meus estudos, sacrificando tempo e recursos para minha formação inicial.

Ao meu orientador professor Dr. Romilton dos Santos Amaral, pela oportunidade e confiança depositadas em mim, pela transmissão de conhecimento e seu exemplo como educador e cidadão.

A minha coorientadora professora Dra. Zahily Herrero Fernández, por sua dedicação, apoio e orientação, sendo sempre solícita em todo o processo.

Ao professor Dr. José Araújo dos Santos Júnior, pela oportunidade e confiança, por sua dedicação ao projeto e seu caráter sempre altruísta na transmissão de conhecimento, sendo essencial para realização deste trabalho.

A professora Dra. Josineide Marques do Nascimento Santos, pelas suas contribuições que engradeceram esta dissertação,

Gratidão pelos amigos do grupo de Radioecologia, Maria Rita, Andrey, Cassya, que me deram apoio em todas as etapas do mestrado.

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN) da Universidade federal de Pernambuco e ao Grupo de Estudos em Radioecologia, pela disponibilização da infraestrutura necessária para a conclusão deste projeto. Aos professores e funcionários do Departamento de Energia Nuclear e da Universidade Federal de Pernambuco.

RESUMO

A exposição dos seres humanos à radiação ionizante tem como agente principal as fontes radioativas naturais. Dentre essas, destaca-se o ^{222}Rn e seus descendentes, responsáveis por mais de 50% da exposição global. O radônio emana do solo, rochas e materiais utilizados na construção civil, tendendo a concentrar-se no interior das residências, onde as pessoas permanecem a maior parte de seu tempo. A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) no ano de 1994 focou atenção em estudos de dosimetria em ambientes de trabalho localizados em solos, considerando que os profissionais que executam atividades nesses locais estão sujeitos a uma maior exposição decorrente do ^{222}Rn . A realização de um mapeamento radiométrico desses locais torna-se imprescindível, em decorrência do aumento de atividades laborais em solos das grandes cidades. Para monitoração tem sido utilizado o método de detecção passiva, com aplicação de Detectores de Traço Nuclear de Estado Sólido, tipo CR-39, pois atendem as recomendações da OMS e ICRP para monitoração em longo prazo, apresentando menor custo, facilidade no manuseio, pequena geometria e baixa dependência das condições ambientais. Utilizando a técnica proposta, esse estudo teve como objetivo, determinar a concentração de ^{222}Rn em solos de grandes edificações, utilizados para fins laborais, localizados na cidade de Campina Grande no estado da Paraíba. O tempo médio de monitoração foi de 134 dias. As concentrações de ^{222}Rn nos solos estudados ficaram abaixo do limite estabelecido na ICRP 126 (2014), de 300 Bq/m^3 para ambientes laborais localizados em edifícios utilizados por trabalhadores e o público em geral. Contudo, 31% dos dados foram superiores a 100 Bq/m^3 , o recomendado pela OMS (2009) para ambientes internos. Em todos os locais a dose efetiva manteve-se abaixo de 3 mSv/a , limite adotado pela OMS (2009). Os maiores valores foram registrados em ambientes de baixa circulação de ar localizado no segundo solo do Shopping que foi construído em 2001. As salas onde os menores resultados foram observados apresentava boa ventilação e estavam localizadas no edifício público construído em 1991. A ventilação, profundidade e ano de construção influenciaram nos valores de concentração de ^{222}Rn e dose efetiva obtidos nos ambientes monitorados.

Palavras-chave: ambientes ocupacionais; dosimetria; radioatividade; radônio.

ABSTRACT

The main agent of human exposure to ionizing radiation is natural radioactive sources. Among these, ^{222}Rn and its descendants stand out, responsible for more than 50% of global exposure. Radon emanates from the soil, rocks and materials used in civil construction, tending to concentrate inside homes, where people spend most of their time. In 1994, the International Commission on Radiological Protection (ICRP) focused attention on dosimetry studies in work environments located underground, considering that professionals who perform activities in these places are subject to greater exposure due to ^{222}Rn . Carrying out a radiometric mapping of these locations is essential, due to the increase in work activities in the basements of large cities. For monitoring, the passive detection method has been used, with the application of Solid State Nuclear Trace Detectors, type CR-39, as they meet WHO and ICRP recommendations for long-term monitoring, with lower cost, ease of handling, small geometry and low dependence on environmental conditions. Using the proposed technique, this study aimed to determine the concentration of ^{222}Rn in basements of large buildings, used for work purposes, located in the city of Campina Grande in the state of Paraíba. The mean monitoring time was 134 days. The concentrations of ^{222}Rn in the subsoils studied were below the limit established in ICRP 126 (2015), of 300 Bq/m³ for work environments located in buildings used by workers and the general public. However, 31% of the data were higher than 100 Bq/m³, recommended by the WHO (2009) for indoor environments. In all locations, the effective dose remained below 3 mSV/a, the limit adopted by the WHO (2009). The highest values were recorded in environments with low air circulation located on the second basement of the Shopping Mall, which was built in 2001. The rooms where the lowest results were observed had good ventilation and were located in the public building built in 1991. Ventilation, depth and year of construction influenced the values of ^{222}Rn concentration and effective dose obtained in the monitored environments.

Keywords: occupational environments; dosimetry; radioactivity; radon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Decaimento alfa, beta e emissão gama.	16
Figura 2 - Série radioativa do ^{238}U	20
Figura 3 - Evolução e transporte do ^{222}Rn e sua progênie.	23
Figura 4 - Formação de células malignas pela ação das partículas α	28
Figura 5 - Entradas do ^{222}Rn em residências.	29
Figura 6 - Localização das edificações a serem monitoradas.	36
Figura 7 - Sistema de medida α Espec-222.	38
Figura 8 - Revelação dos dispositivos	40
Figura 9 - Sistema microscopia optica.	41
Figura 10- Leitura do CR-39 feita com ImageJ.	42
Figura 11- Edifício S 2° subsolo Sala de material de limpeza.	45
Figura 12- Edifício S 1° subsolo cozinha/repouso e sala de manutenção.	45
Figura 13- Edifício EP almoxarifado, cozinha e depósito de material de escritório.	46
Figura 14- Edifício ECP, corpo e base do L.	46
Figura 15- Comparação com os valores referenciais da ICRP 126 e OMS.	51
Figura 16- Comparação com o limite de dose efetiva recomendado pela OMS.	51
Figura 17- Concentrações de ^{222}Rn em cada ambiente.	52
Figura 18- Dose efetiva por ambientes.	53
Figura 19- Valores de concentração de ^{222}Rn e dose efetiva em cada ponto monitorado.	54

LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Dose média anual e intervalo de doses individuais anuais.....	18
Tabela 2 - Propriedade do ^{222}Rn e seus descendentes.	22
Tabela 3- Estimativa de morte de pulmão em 1995.	25
Tabela 4 - Concentração e dose efetiva do radônio nos ambientes monitorados.	47
Tabela 5 - Análise comparativa do estudo com resultados obtidos mundialmente.....	48

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVO	14
2.1	GERAL.....	14
2.1.1	Específico.....	14
3	REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1	RADIOATIVIDADE	15
3.2	RADIOATIVIDADE AMBIENTAL.....	17
3.2.1	Exposição externa.....	17
3.2.2	Exposição interna	17
3.2.3	Séries radioativas.....	18
3.2.4	Radônio	21
3.2.5	²²²Rn e sua progênie	21
3.2.6	Formação e difusão do ²²²Rn no meio ambiente.....	22
3.2.7	²²²Rn e o risco a saúde.....	24
3.2.8	²²²Rn em ambientes internos de convívio humano	28
3.3	TÉCNICA DE MEDIDAS DO ²²² RN E SUA PROGÊNIE	30
3.3.1	Grandezas dosimétricas	32
4	METODOLOGIA	35
4.1	ÁREA DE ESTUDO	35
4.2	SISTEMA DE MEDIDAS	37
4.2.1	Calibração do sistema α Espec-222.....	39
4.2.2	Revelação dos dispositivos	39
4.2.3	Avaliação dos detectores.....	40
4.2.4	Tratamento das imagens.....	41
4.2.5	Determinação da densidade de traços	42
4.2.6	Fator de calibração.....	43
4.2.7	Determinação da concentração do ²²²Rn nos ambientes.....	43
4.3	DOSE EFETIVA DECORRENTE DA INALAÇÃO DO ²²² RN	43
4.4	INSTALAÇÃO DO SISTEMA DE MEDIDA A ESPEC-222	44
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
5.1	CONCENTRAÇÃO DO ²²² RN E DOSE EFETIVA	48
6	CONCLUSÕES	57

7	FUTUROS TRABALHOS.....58
	REFERÊNCIASERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.

1 INTRODUÇÃO

A exposição dos seres humanos à radioatividade natural é inevitável e traz consigo um fator permanente de risco à saúde, devido a sua característica peculiar de atingir à população mundial a uma taxa relativamente constante (UNSCEAR, 1988). De acordo com Bezerra (2015), sua maior contribuição provém dos elementos radioativos primordiais pertencentes às séries do ^{238}U e do ^{232}Th . Na série radioativa do ^{238}U , destaca-se o gás nobre ^{222}Rn , que junto aos seus descendentes, são responsáveis por quase 54% das exposições globais decorrentes de fontes radioativas naturais (CORRÊA, 2011). Tal fato confere ao ^{222}Rn e sua progênie destaque no âmbito da radioatividade natural (USEPA, 2009; UNSCEAR, 2000). Com o objetivo de minimizar os potenciais riscos da exposição ao ^{222}Rn em ambientes internos, a Organização Mundial de Saúde (OMS) por meio de estudos realizados na Europa, América do Norte e China, atribuiu o valor de 100 Bq/m^3 como referência para concentração desse radionuclídeo em ambientes internos. No entanto, se esse nível não puder ser alcançado nas condições específicas vigentes de cada país, o valor não deve superar 300 Bq/m^3 , que representa uma dose efetiva de 10 mSv/a , de acordo com cálculos efetuados pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (IRD, 2016).

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, por sua sigla em inglês) recomenda que os países estabeleçam planos de ação que visem controlar a exposição da população nos ambientes considerados de risco, identificando as áreas mais susceptíveis ao radônio e as características das residências que podem gerar um aumento na concentração de radônio (IAEA, 2012; 2014). O ^{222}Rn pode ser encontrado nas rochas e solo, assim como em materiais que são usados na construção civil, o que pode potencializar a exposição dos indivíduos, considerando o tempo de permanência da população em ambientes fechados (OLIVEIRA, 2013).

Segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA, por sua sigla em inglês), as elevadas concentrações de radônio no interior de imóveis residenciais ou em ambientes de trabalho aumentam a exposição da população aos seus efeitos danosos, sendo um agente carcinogênico comprovado. Em ambientes fechados e com pouca ventilação, a concentração desse gás radioativo aumenta consideravelmente, podendo representar um risco potencial aos indivíduos que residem ou frequentam esses locais (EPA, 2012, IARC, 2012).

O nível de ^{222}Rn em ambientes fechados depende da exalação do gás pelo solo ou materiais usados na construção, do clima e condições de ventilação local. Sendo o solo a principal via de entrada para a maioria das residências que apresentam elevadas concentrações deste gás (WHO, 2009). Em média estima-se que 95% do ^{222}Rn presente em residências seja

proveniente do subsolo, 5% dos materiais de construção e menos de 1% liberado a partir da água consumida (COSTA 2011).

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP, por sua sigla em inglês) no ano de 1993, focou atenção em estudos dosimétricos em ambientes de trabalho localizados em subsolos, tais como: túneis, minas e centros de radioterapia cujas máquinas de tratamento são instaladas abaixo da superfície terrestre, fazendo com que as pessoas que executam suas atividades laborais nestes ambientes, estejam mais expostas aos efeitos estocásticos desse radionuclídeo. O estudo indicou que o indivíduo passa aproximadamente 2.000 horas por ano em local de trabalho (ICRP, 1993). Diante disso, tem-se uma noção do tempo em que os trabalhadores dos ambientes localizados abaixo do nível do solo ficam expostos a esse gás radioativo.

Na cidade de Campina Grande, situada no estado da Paraíba, na região nordeste do Brasil, não existem estudos radiométricos do impacto da exposição ao ^{222}Rn e sua progênie em ambientes ocupacionais localizados nos subsolos, embora exista, em regiões vizinhas, a caracterização de ocorrências de urânio natural. Isso foi observado em um estudo realizado pela extinta empresa Nuclebrás, que segundo Silva (2018) no final da década de 1970 realizou um levantamento geológico, que identificou áreas uraníferas no município de Pocinhos. Nessa região foi encontrada uma anomalia, contendo concentrações significativas de ^{238}U , onde o valor médio de U_3O_8 nas rochas foi estimado em 1.800 mg/kg, ficando 643 vezes acima do teor médio do urânio na crosta continental (SOUSA, 2012; BEZERRA, 2015). No município de São José dos Espinharas, Paiva (2008) desenvolveu um estudo para avaliar a mobilidade e dispersão do ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra e ^{222}Rn presentes no solo, sendo constatado que as concentrações de ^{238}U variaram de 0 a 559 mg/kg. Já nas cidades de Junco do Seridó, Santa Luzia, São José do Sabugí e São Mamede, Damascena (2019) realizou estudo radiométrico em amostras de rochas, onde foram identificadas atividades específicas médias para o ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K de $1.913,6 \pm 2.358,9$; $887,6 \pm 972,4$; $152,8 \pm 111,1$ e $1.249,8 \pm 453,8$ Bq/kg, respectivamente, apresentando níveis médios de 3 a 58 vezes superiores às 10 médias da crosta terrestre. Estudo realizado por Bezerra (2015) mensurou a dose indoor nas residências localizadas nos municípios de São José dos Espinais, São Mamede, São José do Sabugí, Patos e Santa Luzia obtendo valores médios de dose equivalente efetiva de 0,90 mSv/a, 0,94 mSv/a, 1,13 mSv/a, 0,87 mSv/a e 1,18 mSv/a respectivamente. Todos os municípios apresentaram valores médios de dose efetiva maiores que o limite de referência estabelecido pela UNSCEAR (2008) que é de 0,41 mSv/a para ambientes fechados.

Dado o exposto, justifica-se a importância de investigar os níveis de ^{222}Rn e sua progênie em ambientes ocupacionais, a saber: lojas, escritórios, laboratórios e almoxarifados, localizados em subsolos de grandes edificações na cidade de Campina Grande no Estado da Paraíba. Isto possibilitará quantificar o grau de risco das pessoas que trabalham nesses lugares, buscando meios que promovam a otimização do trabalho e minimização de exposições, além de traçar o perfil radiométrico desses ambientes para fortalecer a aplicação de futuros modelos dosimétricos na investigação do radônio em ambientes internos.

2 OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo avaliar os níveis de concentração de ^{222}Rn no ar em ambientes laborais localizados em subsolos de grandes edificações. Pretende-se também determinar as doses efetivas recebidas pelos indivíduos que trabalham nesses locais.

2.1 GERAL

Determinar a concentração de radônio em ambientes internos ocupacionais localizados abaixo do nível do solo, aplicando técnica de detecção passiva.

2.1.1 Específico

a) Estimar a dose efetiva dos funcionários decorrentes da inalação do ^{222}Rn conforme as recomendações do Comitê Científico das Nações Unidas Sobre os Efeitos da Radiação Atômica.

b) Comparar as concentrações de ^{222}Rn estimadas nos subsolos com o ano de construção de cada edifício.

c) Inferir condições do ambiente que favorecem o aumento da concentração de radônio;

3 REVISÃO DE LITERATURA

Esta seção aborda as bases teóricas necessárias para o entendimento, desenvolvimento e interpretação dos resultados obtidos neste trabalho. Sendo destacado assuntos relacionados a radioatividade ambiental; características físicas e químicas do radônio; interação da radiação ionizante com a matéria; o impacto do radônio na saúde da população mundial; detectores utilizados para medida do radônio em ambientes internos.

3.2 RADIOATIVIDADE

A humanidade, desde os primórdios, vem sendo exposta à radiação ionizante ambiental. A ação dessas fontes de energia no habitat humano é inevitável e representa um fator permanente na vida cotidiana (UNSCEAR, 2000).

Até o final do século XIX, o conhecimento sobre as radiações ionizantes era desconhecido para o mundo científico. Somente em 8 de novembro de 1895, com a descoberta dos raios X por Wilhelm Conrad Röntgen, deu-se início ao grande despertar para o entendimento dessas formas de propagação de energia. Em março de 1896, Antoine Henri Becquerel descobriu que sais de urânio emitem radiação (FONSECA, 1992). No mesmo ano Becquerel incentivou o casal Pierre e Marie Curie a estudar as radiações por ele descoberta, após vários anos de trabalho conseguiram isolar dois novos elementos químicos, o polônio e o rádio. Essas descobertas proporcionaram o vasto campo de estudo e aplicação dessas novas formas de energia, sendo utilizadas em pesquisas nas áreas de ciências da saúde, indústria e materiais bélicos, o que proporcionou um grande avanço nos tratamentos oncológico, na melhoria e aperfeiçoamento dos processos industriais e no entendimento sobre os danos biológicos causados na população em decorrência dessas fontes radioativas. O termo radioativo foi aplicado por eles para caracterizar a energia liberada espontaneamente por esses radioisótopos (SANTOS, 2018).

Radioatividade é um fenômeno natural em que átomos instáveis emitem radiações corpusculares ou eletromagnéticas, com o objetivo de atingir a sua estabilidade (IPEN, 2002). As partículas e energia liberadas pelo núcleo dos átomos instáveis são denominadas radiação ionizante. Nesse processo conhecido como decaimento radioativo, o núcleo original (pai) decai, dando origem a um outro elemento (filho). Isso ocorre, devido a alteração do número de prótons e nêutrons após a desintegração, que está ligado diretamente com as características das partículas emitidas pelo radioisótopo. Dentre essas partículas destaca-se a radiação alfa (α), beta (β) e raios gama (γ), como se observa na Figura 1.

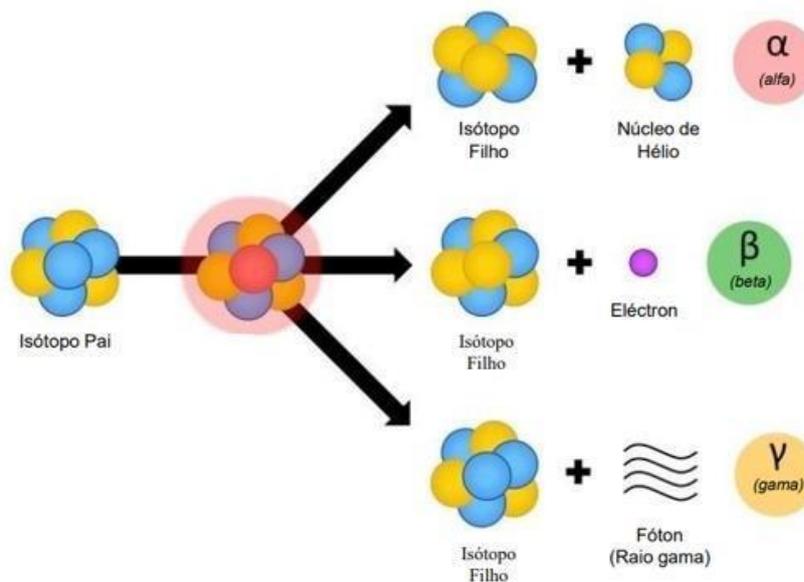
A partícula α é constituída por dois prótons e dois nêutrons. Quando um radioisótopo emite uma partícula α , tem seu número de massa diminuído em quatro unidades, e o número atômico decai duas unidades, dando origem a outro radionuclídeo. A partícula α tem baixo poder de penetração, conseguindo apenas atingir a superfície da pele, porém tem alto poder de ionização. Seu peso, carga e densidade são maiores que a partícula β e os raios γ (γ é radiação eletromagnética, não se pode falar em “peso”), no entanto, quando inalados ou ingeridos, os radioemissores α produzem danos biológicos com consequências prejudiciais para a saúde humana (EPA, 2020).

A partícula β pode ter carga positiva, conhecida como pósitron (β^+) ou negativa chamada de negatron (β^-). A emissão β^+ ocorre pela conversão de um próton em um nêutron, já no decaimento β^- o processo é inverso. Isso ocorre devido à instabilidade quantitativa entre o número atômico e de nêutrons. Em comparação com as partículas α , têm maior poder de penetração, conseguindo atingir até 1,56 cm no tecido humano (IPEN, 2002).

Os raios γ são ondas eletromagnéticas sem carga e sem massa, da mesma natureza da luz, oriundas do excesso de energia deixado no núcleo. Tem alto poder de penetração e baixo poder de ionização, podendo percorrer grandes distâncias no meio (IPEN, 2002).

A figura 1 descreve o processo de desintegração radioativa, onde o radionuclídeo pai transforma-se em um radioelemento filho pela emissão de partículas alfa e beta.

Figura 1-Decaimento alfa, beta e emissão gama.



Fonte: Adaptado de Marinha (2021).

3.3 RADIOATIVIDADE AMBIENTAL

A exposição da humanidade à radiação ambiental é oriunda de radionuclídeos cosmogênicos, primordiais e fontes antrópicas (SANTOS JÚNIOR, 2009).

Os radionuclídeos cosmogênicos são gerados pelas reações nucleares durante a interação entre raios cósmicos de alta energia e núcleos estáveis da atmosfera. O ^{14}C faz parte dessa família. Já os primordiais, são resíduos do Big Bang, de fontes cosmogênicas e de antigas explosões de supernovas que ocorreram antes da formação do sistema solar e têm meia-vida longa o suficiente para serem encontrados na Terra. O ^{40}K , ^{87}Rb e as séries do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U , fazem parte desse grupo (CONNOR, 2020).

As fontes artificiais de radiação são utilizadas tanto na área médica como na indústria. No entanto, a de maior relevância para exposição ambiental são os equipamentos utilizados na área médica para o diagnóstico e terapia de doenças (UNSCEAR, 2000).

Sendo assim, a radioatividade natural presente no meio ambiente, submete o ser humano a dois mecanismos de interação, a saber, a exposição externa, quando as radiações provêm de fontes que estão fora do corpo e interna quando o elemento radioativo é ingerido ou inalado (CCALLATA, 2005).

3.3.1 Exposição externa

Um dos principais responsáveis pela exposição externa são os raios cósmicos. Esta radiação chega até o planeta a partir do espaço exterior e atinge a atmosfera com aproximadamente 87% de prótons, 11% de partículas α , 1% de núcleos atômicos com números atômicos entre 4 e 26, e cerca de 1% de elétrons de alta energia. Todas essas partículas constituem a radiação cósmica primária com espectro de energia entre 108 e 1020 eV (UNSCEAR 2000). Outra fonte importante de exposição externa é constituída pelos raios gama emitidos pelos núcleos radioativos presentes no ar e solo. Estes núcleos instáveis podem ter sido formados pela interação dos raios cósmicos com o ar, ou podem existir na crosta terrestre desde suas origens. Assim, a quantidade de radiação ao ar livre de um ambiente está intimamente relacionada com a presença de núcleos radioativos no solo (CCALLATA, 2005).

3.3.2 Exposição interna

A exposição interna surge a partir da inalação ou ingestão de elementos radioativos naturais presentes no ar, água e alimentos (UNSCEAR, 2000). Entre outros são destacados o

^3H , ^{14}C , ^7Be e ^{22}Na , que fazem parte do grupo dos elementos cosmogênicos. Um segundo grupo de isótopos radioativos é formado pelo ^{40}K e aqueles das séries de desintegração do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U , responsáveis por uma fração importante da exposição interna (CCALLATA, 2005).

Em decorrência da exposição externa e interna da população à radioatividade natural, tem-se como consequência uma dose efetiva média anual de 2,4 mSv/a, sendo o ^{222}Rn e descendentes responsáveis por aproximadamente 64% desse valor (UNSCEAR, 2010). Segundo Bezerra (2015), o ser humano está sujeito a uma dose efetiva ambiental média de aproximadamente 3,41 mSv/a, sendo o maior valor 2,4 mSv/a, proveniente da radiação natural. A exposição interna é responsável por aproximadamente 2/3 da dose efetiva média anual recebida pela humanidade. Esses indicadores são observados na Tabela 1.

Tabela 1 - Dose média anual e intervalo de doses individuais anuais.

Fonte ou modo de exposição	Dose média anual (mSv)	Intervalo típico de doses anuais individuais (mSv)
Inalação de $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ e descendentes*	1,26	0,2 – 10
Dose externa*	0,48	0,3 – 10
Ingestão (^{222}Rn) *	0,29	0,2 – 10
Radiação cósmica*	0,39	0,3 – 1
Total**	2,4	1 – 13

Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2010).

*A soma das doses equivalentes. Exemplo, no caso da inalação do radônio a soma da dose equivalente de todos os tecidos expostos a radiação emitida pelo radônio.

**Dose efetiva.

3.3.3 Séries radioativas

Na natureza os núcleos dos elementos radioativos emitem radiações até que os núcleos atinjam uma configuração estável, decaindo sucessivamente até obter o equilíbrio. Esse processo forma uma série de gerações de núcleos se relacionando em um processo no qual o elemento pai transforma-se em filho (LARA, 2017).

Os núcleos instáveis de um mesmo elemento químico chamados de radioisótopos realizam as emissões de radiação de um modo imprevisível, não sendo determinado o momento em que o núcleo irá emitir a radiação. Para a grande quantidade de átomos existente em uma amostra, estima-se certo número de emissões ou transformações em cada segundo. Essa “taxa” de transformações é denominada atividade ou desintegração radioativa, sendo medida em Becquerel, unidade do sistema internacional, (SI) ($1\text{Bq} = \text{uma desintegração por segundo}$) e Curie ($1\text{Ci} = 3,7 \times 10^{10}\text{Bq}$) (AMARAL, 2016).

Quando um núcleo sofre decaimento radioativo há emissões de vários tipos de partículas. A velocidade de desintegração varia entre os radioisótopos, pois, é influenciada diretamente pela atividade, número de átomos presente na amostra, pela a probabilidade que cada radioisótopo tem de se desintegrar, conhecida como constante de decaimento (λ) e a meia-vida física, que é o tempo necessário para que metade dos átomos existente em uma amostra radioativa decaia a metade. Nessas fontes radioativas a constante de decaimento e a meia-vida física pode ser medida em segundos, minutos, dias, meses e ano.

A maioria dos radionuclídeos naturais apresentam elevado número atômico e pertencem à família das três grandes séries radioativas: série do ^{238}U , ^{232}Th e do ^{235}U . Em seus decaimentos produzem grupos de radionuclídeos com diferentes meias vidas físicas e propriedades químicas e físicas (SANTOS JÚNIOR, 2009).

Na crosta terrestre, o ^{238}U representa 99,28% destes isótopos e está em equilíbrio radioativo com o ^{234}U , que representa 0,0058%. O ^{235}U , isótopo pai da série do actínio, representa 0,71%. O urânio é encontrado em todas as rochas e solos, e as rochas ígneas ácidas contêm concentrações na ordem de aproximadamente 100 vezes maior do que aquela nas rochas ígneas ultrabásicas. Em rochas de fosfato, o índice de urânio pode ser cerca de 10 vezes o das rochas ígneas o que pode estar refletido em concentrações de urânio correspondentemente elevadas no fosfato comercial. O ^{232}Th , elemento da terceira série radioativa apresenta concentrações típicas para rochas predominantes na crosta são aproximadamente quatro vezes a concentração de urânio. Entretanto, a atividade específica do ^{232}Th , de $0,11\text{ pCi.g}^{-1}$ (4 mBq.g^{-1}) é cerca de três vezes menor, se comparada a $0,33\text{ pCi.g}^{-1}$ (12 mBq.g^{-1}) para o ^{238}U . Assim, devido a essa compensação, a radioatividade devido aos dois nuclídeos é aproximadamente igual. Em alguns locais da crosta, a quantidade de ^{232}Th é bastante alta, se comparada às concentrações típicas (CORREIA, 2011).

Nas séries de desintegração do ^{238}U observadas na Figura 2, destaca-se o radônio, devido a sua abundância quando comparado com os outros isótopos radioativos. Entre seus isótopos, o ^{222}Rn é o mais relevante, em razão da sua meia-vida física ser maior, permanecendo mais

tempo na atmosfera antes de decair. Fato que o torna relevante na exposição total à qual a humanidade está submetida, levando em consideração a dose de radiação oriunda de todas as fontes naturais (SANTOS, 2008).

Figura 2- Série radioativa do ^{238}U .

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

Fonte: TECDOC 1363 IAEA (2003).
Y: ano; m: mês; d: dia; h: hora; s: segundo

3.3.4 Radônio

O radônio foi descoberto por Friedrich Ernst Dorn em Halle, na Alemanha em 1900, observando a formação de gás em ampolas de rádio. Somente em 1908 William Ramsay e Robert Whytlaw-Gray, em Londres, Inglaterra, coletaram radônio suficiente para determinar as suas propriedades químicas (Santos, 2008).

O radônio é um gás nobre, radioativo, incolor, mas quando ele é congelado apresenta-se brilhante fosforescente e à medida que vai descongelando fica amarelo. É inodoro e insípido, constituído de 86 prótons e 136 neutros. Seu ponto de fusão e ebulição é 71°C e -61,8°C, respectivamente. Sua densidade é 9,73 g/L e no estado sólido é de 4g. É quimicamente inerte e o único que não possui isótopos estáveis. Só reage com outros elementos quando submetido a elevadas temperaturas, da ordem de 400°C (DICK; JÖNASSON, 2000).

A literatura aponta 61 isótopos radioativos do radônio, iniciando no isótopo ^{187}Rn , passando pelos isótopos metaestáveis até o ^{222}Rn . Destes, existem três isótopos naturais relevantes do ponto de vista de proteção radiológica, o ^{219}Rn pertencente à família do ^{235}U , que devido a sua meia-vida de 3,92s pode ser negligenciado no meio ambiente, o ^{220}Rn da série do ^{232}Th e o ^{222}Rn descendente do ^{238}U . Estes dois últimos têm a mesma taxa de exposição na atmosfera, porém apresentam tempo de meia vida diferentes, 55,6 segundos e 3,82 dias, respectivamente (CCALLATA, 2005).

O ^{222}Rn pode propagar-se através do material poroso e mover-se no ar. A distância de propagação é limitada pela sua meia-vida, isto é, ele será mais facilmente transportado enquanto não decair, este é o motivo pelo qual o ^{222}Rn pode mover-se em distâncias maiores que o ^{220}Rn (SANTOS, 2008).

3.3.5 ^{222}Rn e sua progênie

O ^{222}Rn pertence a série radioativa do ^{238}U , é mais pesado que o ar e com configuração eletrônica estável, mas do ponto de vista químico não se torna completamente inerte, formando o fluoreto de argônio, sendo mais estável que outros compostos formados por gases nobres radioativos como o ^{83}Kr e o ^{131}Xe (WHO, 2009). É produzido a partir da emissão de uma partícula alfa pelo seu progenitor, o ^{226}Ra . Ao decair o ^{222}Rn emite partícula alfa dando origem ao elemento ^{218}Po e depois de decaimentos sucessivos termina no chumbo (^{206}Pb) estável. Entre seus filhos se destacam o ^{218}Po emissor alfa, ^{214}Pb e ^{214}Bi emissores betas e ^{214}Po emissor alfa

(SANTOS, 2008). O ^{210}Pb e o ^{210}Po com meias vidas físicas de 22 anos e 138 anos respectivamente, são muito relevantes em proteção radiológica.

Seus descendentes são quimicamente ativos, metálicos, com carga elétrica e se ligam facilmente às substâncias presentes no ar ou superfície com as quais entram em contato. Os principais riscos à saúde humana são atribuídos a esses radioisótopos (CCALLATA, 2005). Na Tabela 2 estão descritas as propriedades do ^{222}Rn e sua progênie.

Tabela 2 - Propriedade do ^{222}Rn e seus descendentes.

Radionuclídeo	Meia-vida	Energia (MeV)		
		α	β	γ
^{222}Rn	3,823 dias	5,49	-	-
^{218}Po	3,05 min	6,00	-	-
^{214}Pb	26,8 min	-	1,02;0,70; 0,65	0,352; 0,295; 0,242
^{214}Bi	19,9 min	-	3,27;1,54;1,51	0,609; 1,77; 1,12
^{214}Po	164seg	7,69	-	-
^{210}Pb	22 anos	-	0,016;0,061	0,047
^{210}Bi	5,02 dias	-	1,16	-
^{210}Po	138,3 dias	5,30	-	-
^{206}Pb	estável	-	-	-

Fonte: Adaptado da ICRP (1993).

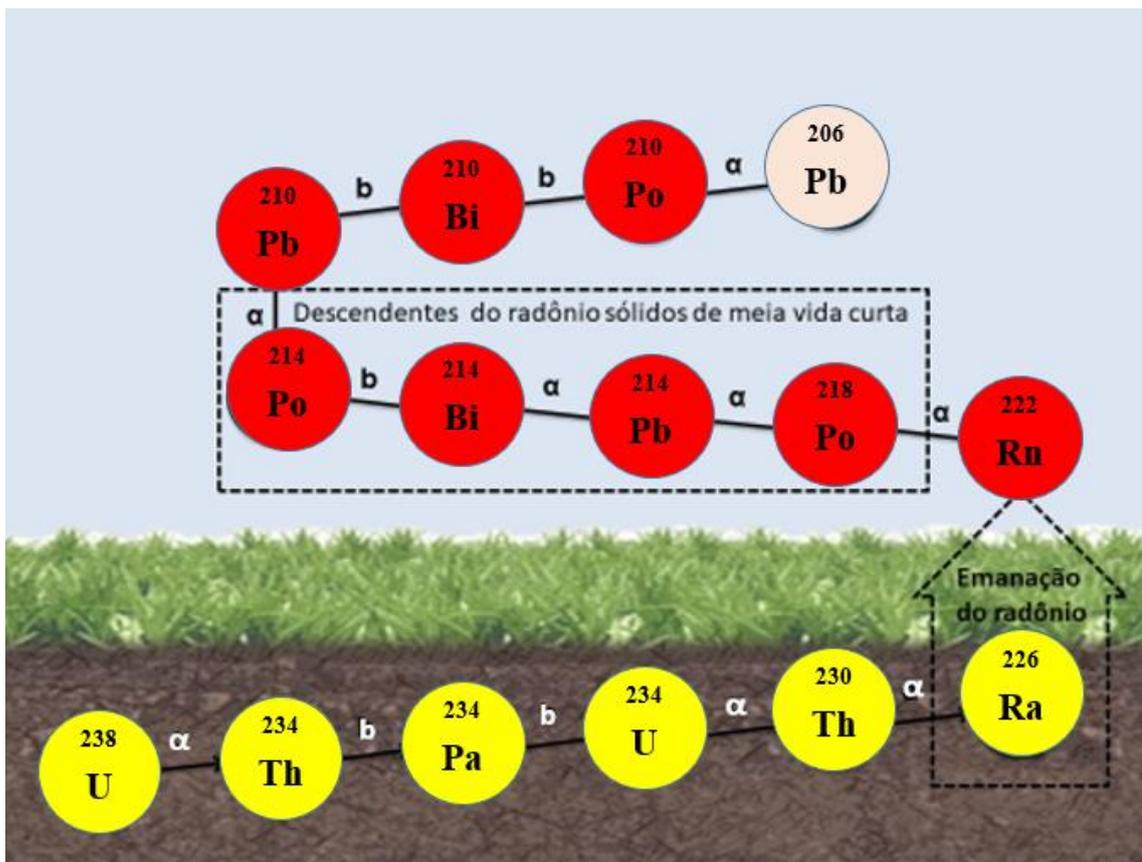
3.3.6 Formação e difusão do ^{222}Rn no meio ambiente

O ^{222}Rn é produzido no interior de rochas e solos devido ao decaimento do ^{226}Ra . Quando o ^{226}Ra emite uma partícula alfa uma fração do ^{222}Rn gerado em solos e rochas escapam da fase sólida destes materiais pelos poros. A fração de átomos de radônio liberada pelo ^{226}Ra nos poros das rochas e solo é chamada de coeficiente de emanção. Os fatores que influenciam neste coeficiente estão relacionados ao tamanho do grão, que determina quanto de rádio fica próximo suficientemente da superfície para permitir ao radônio escapar para os poros. Em geral o fator de emanção de radônio é inversamente proporcional ao tamanho do grão (UNSCEAR, 2000).

Os átomos são liberados da matriz sólida por recuo. Desta forma, para um átomo de ^{222}Rn escapar do grão mineral em direção ao espaço poroso, o decaimento deve ocorrer dentro da distância de recuo da superfície do grão e assumir essa posição. A faixa de distância de recuo é de 20 a 70 nm em minerais comuns, 100 nm na água e 63 μm no ar (LARA, 2017).

Uma vez que alcança o espaço dos poros, o gás se distribui entre as fases gasosa e líquida (UNSCEAR, 2000). Após ser emanado, tende a mover-se no sentido da superfície da crosta terrestre por difusão molecular onde é liberado para a atmosfera. Cerca de 1% do total gerado dentro das rochas escapa para seus poros e uma média de 20% do total originado no solo migra para seus interstícios. Experimentos de difusão e testes em campo indicaram que a distância média entre o local de origem até que ele decaia é de aproximadamente 8,0 metros no solo. O principal mecanismo para sua entrada na atmosfera é a difusão molecular (LARA, 2017). Na Figura 3 observa-se as fases para o ^{222}Rn entrar na atmosfera.

Figura 3-Evolução e transporte do ^{222}Rn e sua progênie.



Fonte: O Autor (2022).

Por ser um gás, o ^{222}Rn ao ser lançado na atmosfera tende a diluir, não implicando em consequência sérias a saúde dos seres humanos. No entanto, a concentração de ^{222}Rn aumenta

em locais fechados com baixa circulação de ar, o que constitui um risco para as pessoas que residem neste ambiente. A elevação da concentração de ^{222}Rn no ar faz com que ocorra um aumento da concentração de seus filhos de meia vida curta, que são adsorvidos nos particulados presentes no ar, dando origem a um aerossol radioativo (SANTOS, 2008).

3.3.7 ^{222}Rn e o risco a saúde

O ^{222}Rn e seus descendentes têm sido objeto de estudo em todo o mundo, isso é decorrente dos seus efeitos danosos aos seres humano. Ele é encontrado nos materiais utilizados na construção civil, solo e água. Devido a esse fato, ele adentra facilmente nos ambientes residenciais. Em decorrência das suas características físicas e químicas, é facilmente inalado ou ingerido pelas pessoas em suas habitações. Ao ser incorporado, o ^{222}Rn e sua progênie emitirão partículas ionizantes, que produzirão danos biológicos, que podem dar origem ao câncer de pulmão.

No entanto, o início dessas evidências ocorreu pela observação do aumento da mortalidade por doenças respiratórias entre determinados grupos de trabalhadores de minas subterrâneas na Europa Central foram registradas no século XVI, mas somente no século XIX foi compreendido que a doença de fato era câncer de pulmão. No século XX, apareceram as primeiras suspeitas de que o ^{222}Rn era a causa de câncer de pulmão em mineiros expostos, e na década de 1950 foi estabelecida a relação causal entre o ^{222}Rn e câncer de pulmão (IRD, 2016).

A partir da década de 1980, a contaminação ambiental por ^{222}Rn e progênie tem sido bastante estudada em todo o mundo (COHEN, 1993). Estes estudos quando analisados individualmente fornecem pouca evidência tanto para descartar como confirmar a existência dessa relação. Com o objetivo de comprovar o risco do câncer de pulmão em razão da exposição ao ^{222}Rn em ambientes residenciais, os principais estudos realizados na Europa, América do Norte, China e análise realizada pela Comissão sobre os Efeitos Biológicos das Radiações Ionizantes (BEIR) conhecido como relatório BEIR IV (BEIR,1999), foram unidos e reanalisados de forma combinatória (Lubin et al. 2004; Krewski et al. 2005; Darby et al. 2005). Os dados obtidos evidenciaram provas inegáveis da relação existente entre um considerável número de caso de câncer pulmão na população em geral e o ^{222}Rn , mesmo sua concentração estando abaixo de $200\text{Bq}/\text{m}^3$, limite que recomenda a realização de medidas de ação em muitos países (IRD,2016).

Nos estudos realizados no ano de 1995 pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) nos países da Espanha e Nova Escócia, foram registradas 157.400 mortes causadas por câncer de pulmão, foi possível inferir que do total contabilizado 21.100 estavam relacionadas diretamente com o ^{222}Rn , o que representando 13,4% do total de óbitos. Tornado relevante os estudos direcionados para os efeitos danosos que o ^{222}Rn provoca nos seres humanos. Na Tabela 3 é possível observar os dados referentes aos estudos realizados.

Tabela 3- Estimativa de morte de pulmão em 1995.

Gênero	Países	Número de mortes por câncer de pulmão em 1995	Fração Etiológica (IC 95%) Estimativa EPA	Número de mortes provocadas pelo radônio
Feminino	Espanha	90.600	0,129	11.700
	Nova Escócia	4.800	0,279	1.300
	Espanha e Nova Escócia	95.400	0,136	13.000
Masculino	Espanha	55.800	0,116	6.500
	Nova Escócia	6.200	0,252	1.600
	Espanha e Nova Escócia	62.000	0,131	8.100
Masculino e Feminino	Espanha	146.400	0,124	18.200
	Nova Escócia	11.000	0,263	2.900
	Espanha e Nova Escócia	157.400	0,134	21.100

Fonte: Adaptado de EPA (2003).

No período de 1993 a 2000 a UNSCEAR publicou diversos documentos que confirmam que a inalação do ^{222}Rn e seus produtos de decaimento, são o principal caminho para exposição dos pulmões. As estimativas atuais indicam que a proporção de casos de câncer de pulmão vinculados ao ^{222}Rn varia de 3% a 14%, levando em consideração a média e os métodos de cálculo utilizados no país. Considerado a segunda causa de câncer de pulmão, após o tabagismo e a primeira causa conhecida de câncer de pulmão em não fumantes, com taxa estimada em 25 a 30% dos casos em não fumantes (WHO, 2009).

Para indivíduos que nunca fumaram, vivendo em uma residência com uma concentração de radônio de 0, 100 ou 800 Bq/m³ o risco de morte por câncer de pulmão (na idade de 75) é de 4, 5 ou 10 por 1000, respectivamente. Contudo, para fumantes, esses riscos seriam maiores, respectivamente 100, 120 e 220 por 1000. Já ex-fumantes, os riscos ao radônio são substancialmente menores do que para aqueles que continuam a fumar, mas eles continuam sendo consideravelmente mais elevados do que os riscos para aqueles que nunca fumaram (IRD, 2016).

No ano de 1970 no nordeste do Brasil a empresa Nuclebrás realizou um levantamento geológico na cidade de Pocinhos no estado da Paraíba, onde foram identificadas áreas ricas em urânio, que apresentavam um teor médio de U₃O₈ estimado em 1.800 mg/kg, ficando 643 vezes acima do teor médio do urânio na crosta continental (SOUSA, 2012; BEZERRA, 2015). A partir desta descoberta vários estudos foram realizados tanto nesse município como em outras cidades próxima, destacando-se o estudo realizado por Paiva (2008) para avaliar a mobilidade e dispersão do ²³⁸U, ²³²Th, ⁴⁰K, ²²⁶Ra e ²²²Rn presentes no solo, onde as concentrações de ²³⁸U variaram do limite de qualificação a 559 mg/kg.

O estudo mais recente nessa região foi realizado por Santos et. al. (2022), que avaliou os níveis de radônio em ambientes internos residenciais e ocupacionais nas cidades de São José do Sabugi, Santa Luzia, São Mamede e Tapuruá no estado da Paraíba, Parelhas e Santana do Seridó no Rio Grande do Norte, onde foram obtidos valores de dose efetiva média de 2,80 ± 1,50 mSv/a, 5,41 ± 1,97 mSv/a, 5,20 ± 2,28 mSv/a, 4,30 ± 1,87 mSv/a, 1,83 ± 0,74 mSv/a, 1,79 ± 0,56 mSv/a respectivamente (Santos et. al., 2022). Em todos esses municípios a dose efetiva média ficou abaixo do limite estabelecido pelo ICRP (2000) de 10 mSv/a para ambientes fechados.

A estimativa de mortes por câncer de pulmão no Brasil entre os anos de 2018-2019 segundo o Instituto Nacional do Câncer (INCA) é de 31 mil pessoas, desse total 3.100 é decorrente da exposição ao radônio, acarretando aos cofres públicos um gasto de 57 milhões de reais por ano (Santos et. al., 2022). Dados que deveriam nortear as políticas governamentais de controle do radônio em ambientes internos residenciais e ocupacionais.

Segundo Santos et. al. (2021), dois projetos vêm sendo desenvolvidos para definir um mapa de risco do radônio para o Brasil, o primeiro deles é a Pesquisa Câncer e Radiação Natural realizados entre 2004-2014 conhecido como Projeto Planalto Poços de Caldas-MG. O segundo é o Programa de Risco de Radônio para o Brasil, dirigido pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (SGB/CPRM). Os dados gerados nesses projetos servirão para criar planos de ação para mitigação do radônio em ambientes internos residenciais.

O ^{222}Rn foi classificado como um agente cancerígeno pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC, 1988). A exposição prolongada ao gás ou as altas concentrações leva a possíveis casos de leucemia, enfisema, fibrose e alteração do material genético das células pulmonares, podendo levar ao câncer de pulmão. Segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), as elevadas concentrações de ^{222}Rn no interior de imóveis residenciais ou em ambientes de trabalho aumentam a exposição da população aos efeitos danosos desse agente carcinogênico (EPA, 2012).

O ^{222}Rn e progênie, ao interagir com o corpo humano, depositam parte de sua energia no meio celular, resultando na ionização e excitação de átomos e moléculas. As células irradiadas sofrerão alterações químicas que potencialmente podem levar ao surgimento de efeitos biológicos (EPA, 2011).

Os efeitos biológicos produzidos pelas radiações ionizantes são consequência de uma cadeia de eventos iniciados no processo de interação. Começa com um fenômeno físico onde ocorre a ionização e excitação dos átomos que resulta em troca de energia entre radiação e matéria. Após essa etapa, inicia-se o fenômeno químico, onde ocorre uma série de quebras de ligações químicas, tendo como consequência a formação de radicais livres e produtos moleculares. Finalmente ocorre uma série de fenômenos bioquímicos e fisiológicos (CCALATTA, 2005).

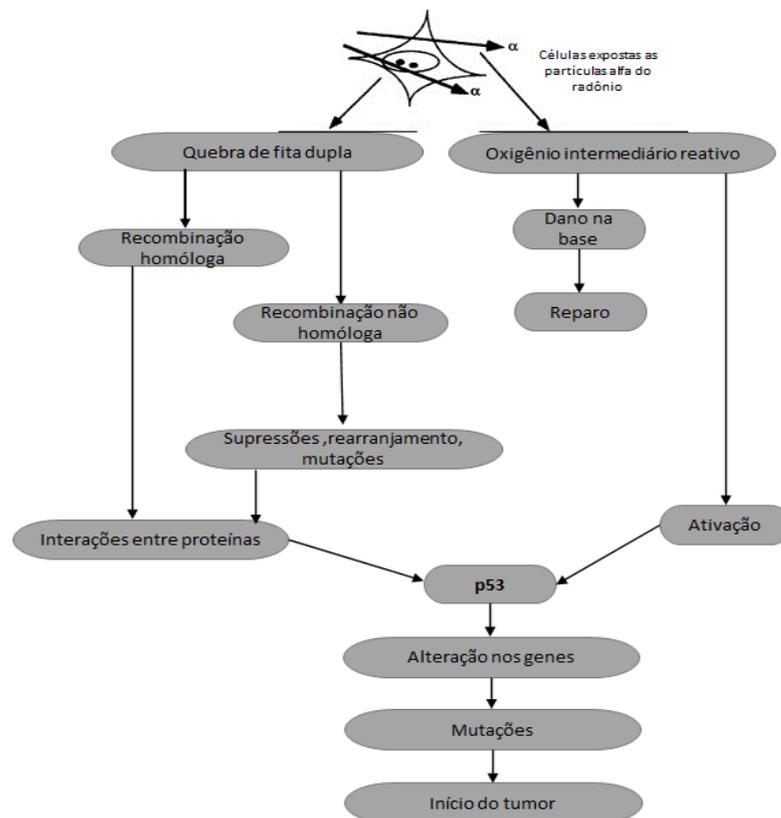
Os danos resultantes da interação da radiação ionizante com o meio biológico são classificados como efeitos estocásticos (probabilístico), que não necessitam de um limiar de dose para sua ocorrência, vindo a desenvolver-se após baixas exposições, durante um longo período entre 5 e 30 anos e efeito determinístico, que necessita de um limiar para que aconteça, o qual ocorre depois de altas doses, desenvolvendo-se rapidamente em horas ou dias. O dano mais importante é o que ocorre no DNA, a fase da alteração biológica inicia-se com reações enzimáticas, que originam lesões em grande parte do DNA (EPA, 2011).

Essas lesões podem provocar morte celular, a letalidade das células esféricas atingidas pela partícula alfa corresponde cerca de 1,2 a 1,5 partículas alfa por núcleos celulares, em células achatadas a faixa pode aumentar para 15 ou mais partículas alfas por núcleos celulares. As células que não sofreram morte celular passam por uma reparação no seu DNA, que pode ser executada de forma correta ou incorreta, mantendo respectivamente suas características celulares primárias ou produzindo mutações nas bases nitrogenadas e aberrações cromossômicas. A maioria dos danos do DNA é imediatamente reparada corretamente, contudo, uma porção de um cromossoma pode ser permanentemente alterada, surgindo mutação, resultando no surgimento do câncer (SANTOS, 2008). O prejuízo maior não está nas

células mortas pela partícula alfa e sim aquelas que foram afetadas, causando irregularidades genéticas.

Na Figura 4 observa-se as etapas para o surgimento da carcinogênese a partir da sua interação com as partículas α . A energia transferida pela partícula consegue quebrar DNA ativando a proteína p-53, que promove o atraso no ciclo celular, inativação dos genes, rearranjos, ampliações, instabilidade genética, mutações, perda das funções e perda de heterozigosidade, culminando no surgimento das células malignas (CLS, 1999).

Figura 4- Formação de células malignas pela ação das partículas α .



Fonte: Adaptado de CLS (1999).

3.3.8 ^{222}Rn em ambientes internos de convívio humano

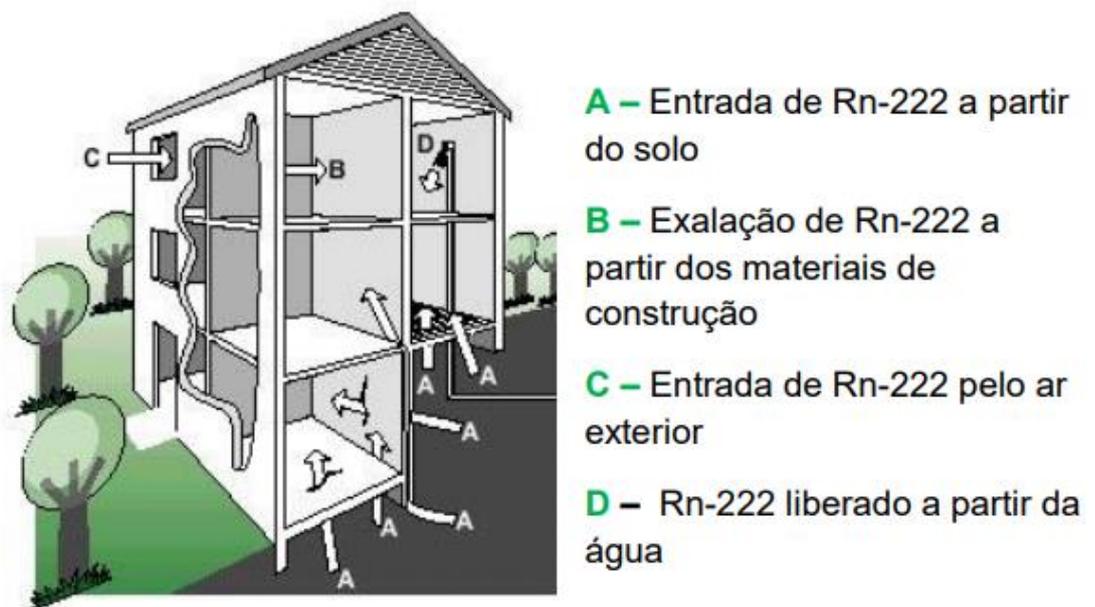
O ^{222}Rn adentra nos ambientes internos de convívio humano, por meio de quatro vias principais: o solo, materiais utilizados na construção civil, ar exterior e água, como mostra a Figura 5 (CAZULA, 2015). A geologia da região influencia diretamente na concentração do ^{222}Rn no interior das moradias, portanto o solo e os materiais de construção civil, sendo este de

origem geológica, têm a maior influência na presença do ^{222}Rn no interior das residências (LARA, 2017). Outros fatores como, pouca ventilação nas moradias e mudanças sazonais interferem diretamente na sua concentração nesses ambientes (CCALLATA, 2005).

Em um estudo realizado no Brasil por Santos (2011), foi indicado que cerca de 90% do ^{222}Rn presentes no interior das moradias emana dos solos. A UNSCEAR (2000) afirmou que a distância entre o solo e a laje estrutural do piso é o principal caminho de entrada nas moradias. No Brasil não existe limite nem legislação específica que regule a construção ou a ocupação de residências levando em consideração a análise do solo e dos materiais usados na construção civil.

Grande parte das pesquisas realizadas sobre o ^{222}Rn foram em residências localizadas acima do nível do solo. No entanto, há ambientes de trabalho que foram construídos em subsolos, como escritórios, hospitais e escolas, nas quais a ventilação é deficitária, podendo atingir níveis de concentração de ^{222}Rn muito elevados (SANTOS, 2008). Estima-se que os indivíduos chegam a passar 90% do seu tempo em locais fechados, sendo 7 mil horas por ano em residências e 2 mil horas por ano em locais de trabalho, podendo estar exposto nesse intervalo de tempo a algum tipo de contaminação interna, influenciada pela qualidade do ar em ambientes internos (ICRP, 1993).

Figura 5- Entradas do ^{222}Rn em residências.



Fonte: Subilis (2016).

Com o objetivo de reduzir as exposições ao ^{222}Rn em ambientes internos, a Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) recomenda que os países estabeleçam planos de ação que visem controlar a exposição da população nos ambientes considerados de risco, identificando as áreas mais susceptíveis e as características das residências que podem gerar um aumento na concentração de ^{222}Rn nas habitações (IAEA, 2012; 2014).

Alguns órgãos estabeleceram valores limites de concentração, dentre esses, a Organização Mundial de Saúde (OMS) que estabeleceu o valor de 100 Bq/m^3 como referência para concentração desse radionuclídeo em ambientes internos. No entanto, esse valor não deve exceder a 300 Bq/m^3 , que equivale a dose efetiva de 10 mSv por ano (OMS, 2009).

A UNSCEAR (2000), estabeleceu que os níveis devem ficar no máximo entre 150 e 200 Bq/m^3 . Os limites de concentração do gás radônio em ambientes internos são estabelecidos da seguinte forma: normal, até 200 Bq/m^3 ; estado de atenção, de 200 a 400 Bq/m^3 remediação, de 400 a 600 Bq/m^3 e intervenção, acima de 600 Bq/m^3 (ICRP, 2014). No entanto, com o objetivo de otimizar a exposição dos indivíduos nesses ambientes, será necessária uma prática de intervenção quando os valores obtidos estiverem acima de 148 Bq/m^3 (EPA, 2018). Para a WHO (2009), as concentrações devem ser menores que 100 Bq/m^3 , porém, adverte que, na impossibilidade de se manter esse valor, adota-se como referência o valor de 300 Bq/m^3 como limitante.

A Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), na Posição Regulatória 3.01/007 de 2005, recomenda o nível de 10 mSv ao ano para avaliação de implementação de intervenção que segundo a ICRP equivale a 300 Bq/m^3 (ICRP, 2008). Nas regiões monitoradas do Brasil, os valores médios de concentração de radônio não excedem significativamente a 200 Bq/m^3 (CORRÊA, 2011). Na publicação 65 da ICRP (1993) os limites para residências levando em consideração uma permanência de 7000 horas no ambiente residencial é de 200 a 600 Bq/m^3 .

3.4 TÉCNICA DE MEDIDAS DO ^{222}Rn E SUA PROGÊNIE

Sendo um gás, o ^{222}Rn é relativamente difícil de ser capturado, no entanto através de suas características radioativas pode ser detectado, tanto por seu próprio decaimento, como pelo decaimento de seus descendentes ^{218}Po , ^{214}Po e ^{218}Po . A maioria das técnicas baseia-se na detecção de partículas alfa emitidas pelo ^{222}Rn ou ^{218}Po e ^{214}Po , podendo ser ainda detectado pela radiação beta ou raios gama liberados pelo ^{214}Pb e ^{214}Bi (CCALLATA, 2005).

Existem várias técnicas utilizadas para determinar a concentração de ^{222}Rn no ar. As técnicas são classificadas em detecção ativa, que consiste basicamente no bombeamento de ar através de um filtro e medida desse filtro; e em detecção passiva, que consiste na exposição do detector ao ambiente a ser monitorado (CAZULA, 2015).

No método ativo uma amostra de ar é introduzida no sistema de detecção. Utilizando filtros e campos eletrostáticos negativos ou deixando a amostra de ar em repouso durante três horas é possível medir separadamente o ^{222}Rn de seus descendentes. Os dispositivos mais populares que usam esta técnica são as células de Lucas, câmaras de ionização, espectrômetros α , eletretos e AlphaGUARD (CCALLATA, 2005). Outras técnicas utilizadas também são o método de dois filtros e o método de contagem integrada.

Os principais métodos de detecção ativa para determinação de ^{222}Rn no ar são o de Kusnetz e o dos Dois Filtros. No método de Kusnetz o ar é bombeado através de um filtro para o interior de uma célula de cintilação (célula de Lucas), que acoplada a uma válvula fotomultiplicadora é medida em um sistema protegido contra a luz. No método dos Dois Filtros, um determinado volume de ar é bombeado através de um sistema composto por um filtro de entrada que retém aerossóis atmosféricos e os produtos de decaimento do radônio, uma câmara e um segundo filtro de saída que coleta os filhos produzidos no interior da câmara. Após o bombeamento do ar, o segundo filtro é medido e a partir das correções para o crescimento e decaimento dos produtos filhos e para a perda de filhos que ficaram retidos nas paredes do tubo obtêm-se a atividade do ^{222}Rn (NCRP-97, 1988).

O método passivo consiste na exposição de detectores ao ambiente a ser monitorado. Esses dispositivos armazenam informações em suas estruturas em decorrência da interação com ^{222}Rn e sua progênie. Para tal fim, utiliza-se o carvão ativado e os detectores Sólidos de traços nucleares (por sigla do inglês: SSNTD, Solid State Nuclear Track Detectors) (AZEVEDO, 2020).

Na técnica passiva utilizando os SSNTD, as partículas carregadas interagem com detector causando ionizações no material e esse processo primário de ionização desencadeia uma série de novos processos químicos e físicos que resultam em danos na sua estrutura, sendo apresentados na forma de traços latentes, que após ser submetido a um tratamento químico ou eletroquímico adequado, pode ser visível em um microscópio ótico (OLIVEIRA, 2017).

De acordo com Ccallata (2005), os detectores SSNTD mais utilizados são o nitrato de celulose (LR-115 e DNC1), o di alil carbonato de dietileno glicol (CR-39) e o policarbonato (Makrofol E). Entre estes destaca-se o CR-39, um detector plástico transparente, polímero conhecido como Columbia Resin 39, preparado a partir da polimerização do monômero líquido.

Quimicamente, apresenta-se como uma macromolécula insolúvel e resistente a recombinações mesmo a altas temperaturas, caracterizando-se como um polímero termofixo. Essa propriedade permite a integração de leituras durante vários meses. Seu intervalo de energia sensível é da ordem de keV até dezenas de MeV, permitindo assim a visualização de diferentes comprimentos de traços a múltiplos ângulos de incidência (OLIVEIRA, 2017).

Esse detector vem sendo utilizado por vários pesquisadores no mundo devido a sua alta sensibilidade, alta eficiência ao contraste ideal na visualização dos traços, baixa radiação de fundo, estabilidade em relação às condições ambientais e baixo custo (CAZULA, 2015). Essas características fazem do CR-39 o mais utilizado para determinação da concentração do ^{222}Rn no ambiente de convívio humano.

No Brasil, nas regiões sul, sudeste e nordeste, o CR-39 vem sendo utilizado nas pesquisas para determinar a concentração do ^{222}Rn no ambiente. No Estado de Santa Catarina Santos (2008), monitorou minas subterrâneas de fluorita e carvão e observou uma alta concentração de ^{222}Rn no ambiente. Na cidade de São Paulo, Cazula (2015), avaliou a dosimetria do ^{222}Rn no ar, em ambientes internos, abaixo e acima do nível do solo, e observou concentrações acima dos recomendados pela OMS. Na região metropolitana do Recife, Ramos (2020), avaliou a ocorrência de câncer de pulmão devido à inalação de ^{222}Rn e o afloramento de fósforo uranífero.

3.4.1 Grandezas dosimétricas

Os efeitos danosos das radiações ionizantes aos seres humanos podem ser qualificados e quantificados por meio de unidades de medidas que foram estabelecidas com tal propósito. Para instituir os conceitos, aplicações e limites dessas grandezas radiométricas em 1925 no Congresso Internacional de Radiologia foi criado a Comissão Internacional de Unidades e Medidas da Radiação (International Commission on Radiation Units and Measurements - ICRU).

Em 1955 a Organização das Nações Unidas (ONU) criou o Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos das Radiações Atômicas (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR), para avaliar as doses, efeitos e riscos da radiação ionizante em escala mundial. Em 1957 instituiu a Agência Internacional de Energia Atômica (International Atomic Energy Agency - IAEA), com a finalidade de formular diretrizes e recomendações para serem implantadas nos países signatários da ONU (Santos, 2022).

No Brasil, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) foi criada em 1957, órgão responsável para fomentar, aplicar e fiscalizar as normas e diretrizes no uso das radiações ionizantes naturais e antrópicas nas áreas da saúde, indústria e meio ambiente.

Os danos à saúde relacionados à radiação dependem da absorção da energia de radiação, e são aproximadamente proporcionais à concentração da energia absorvida pelo tecido. Por esta razão, a unidade básica de dose de radiação (D) é expressa em termos de energia por unidade de massa de tecido. Esta unidade, no SI, é chamada de gray (Gy) e é definida como: um gray é a energia de radiação absorvida por unidade de massa (J/kg). Outra unidade utilizada é o rad (Radiation Absorbed Dose), onde $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rads}$. Doses elevadas podem ter efeitos menores, se aplicadas com taxas de dose diluídas no tempo, inclusive para doses fracionadas. Todavia, reduzidas taxas de doses, ao longo de extensos períodos, podem ter efeitos reconhecíveis prováveis (CEMBER, 1983).

Com base no relatório da ICRU de 1980 que usa unidades do sistema internacional (SI) temos as seguintes grandezas:

Exposição (X) é a medida pela qual a radiação gama e X ionizam um volume elementar de massa de ar. Sua unidade é Coulomb por quilograma C/kg.

$$X = \frac{dQ}{dm} \quad (1)$$

A Dose Absorvida (D) é a medida que define a relação entre a massa de um material (m) e a energia absorvida (E), nessa relação é utilizada uma função em um determinado ponto, assim $D = dE/dm$. A unidade no SI da Dose Absorvida é o Gray (Gy), sendo $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$. Há uma unidade mais antiga que é o rad (radiation absorbed dose), sendo $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$.

$$D = \frac{dE}{dm} \quad (2)$$

Dose equivalente ou equivalente de Dose (H) é uma medida pela qual relaciona o efeito biológico com a Dose Absorvida, contudo multiplica-se o Fator de Qualidade (Q) com a Dose Absorvida (D), tendo a relação $H_t = D_t \cdot W_r$. A unidade no SI da Dose Equivalente é o Sievert (Sv), sendo $H = (\text{J/kg}) \times \text{Sv}$. A unidade utilizada é o rem (radiação equivalente no homem), sendo $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$.

$$H_t = D_t \cdot W_r \quad (3)$$

Dose efetiva é a soma das doses equivalentes ponderadas nos diversos órgãos e tecidos. A unidade no sistema internacional é o joule por quilograma (J/kg), denominada Sievert (Sv).

Equivalente de Dose Efetiva (H_E) ou Equivalente de Dose de Corpo Inteiro (H_{WB}) é uma medida na qual relaciona o fator de peso do órgão ou tecido (W_T) e o Equivalente de Dose no órgão (H_T). Sendo que W_T equivale a radiosensibilidade do órgão a radiação.

$$E = \sum_t w_t \cdot H_t \quad (4)$$

4 METODOLOGIA

A concentração de ^{222}Rn no ar no interior das edificações tem sido medidas através de aparatos e metodologias diversas, sendo os métodos passivos e ativos os mais utilizados. Para atingir o objetivo desse trabalho será adotado a técnica passiva com o uso do detector de traço nuclear de estado sólido Di Allil carbonato dietileno glicol (CR-39).

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se no município de Campina Grande, na mesorregião do agreste paraibano, situada entre a zona da mata e o sertão. É limitada ao sul com os municípios de Boqueirão, Caturité, Fagundes e Queimadas; ao norte com Lagoa Seca, Massaranduba, Pocinhos e Puxinanã; ao oeste com Boia Vista e ao leste com Riachão do Bacamarte. Se encontra nas coordenadas $7^{\circ}13'51''$ de latitude e $35^{\circ}52'54''$ de longitude, possui uma altitude de 512 metros acima do nível do mar. Sua extensão territorial é de 621 km^2 , equivalente a 1,0996% da área total do estado (PRODEEM; CPMR, 2005).

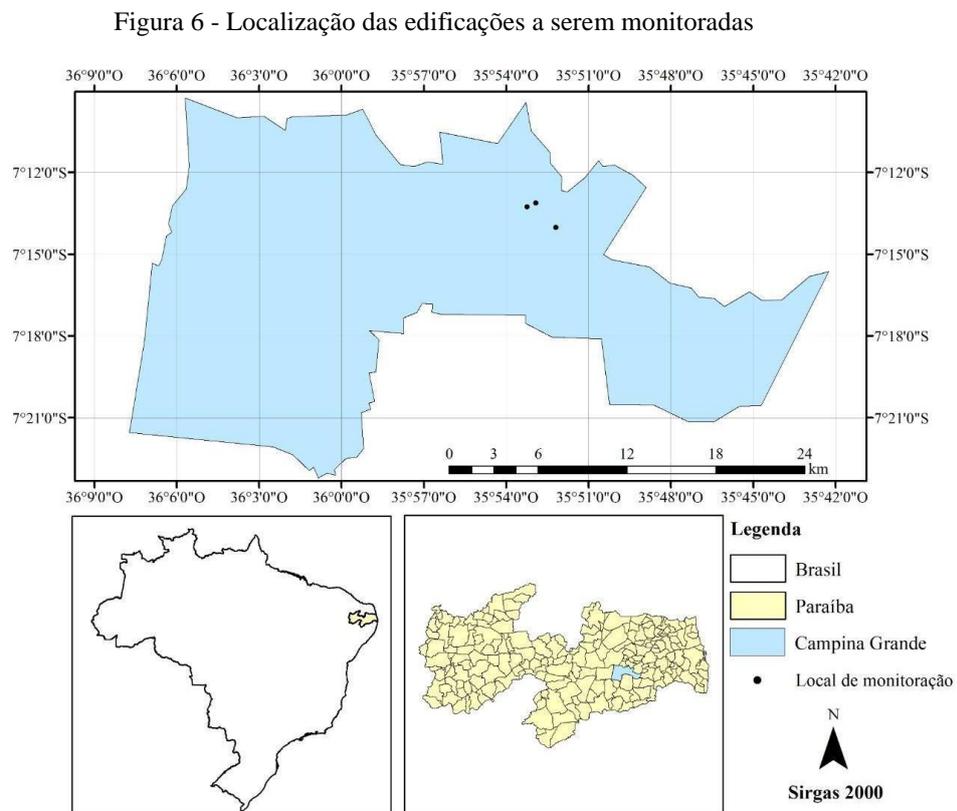
A vegetação é constituída de florestas subcaducifólica e caducifólica, próprias das áreas agrestes. O clima é do tipo tropical chuvoso, com verão seco. A estação chuvosa se inicia em janeiro/fevereiro com término em setembro, podendo se adiantar até outubro (PRODEEM; CPMR, 2005). Sua temperatura máxima média no verão é de 32°C e mínima média de 21°C , no inverno a temperatura máxima fica entre 26 e 28°C e a mínima média é de 19°C .

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), a população estimada para o ano de 2020 é de 385.213 habitantes, o que resulta numa densidade demográfica de $648,31$ habitantes/ km^2 . Suas principais atividades econômicas são a extração mineral, culturas agrícolas, pecuária, comércio varejista, atacadista e serviços. O município é grande produtor de software para exportação. Todas essas atividades influenciam diretamente no índice de desenvolvimento humano que era de 0,647 em 1991 e passou para 0,721 em 2000.

Campina Grande mescla uma arquitetura antiga de grande importância histórica, principalmente no chamado Centro Histórico de Campina Grande, sendo um dos mais importantes e bem conservados acervos de construções desse estilo no Brasil, onde os prédios são utilizados por empresas do ramo comercial, porém, sendo as mesmas obrigadas a preservar as fachadas, mesclada com grandiosos e modernos edifícios que vêm sendo largamente construídos na cidade desde o início da década de 2000 (PREFEITURA DE CAMPINA GRANDE, 2021). Em algumas dessas construções observa-se a utilização de subsolos para estacionamentos e atividades comerciais, que é uma característica dos centros das grandes

cidades do país. Nesse contexto, essas edificações tornam-se objeto de interesse para avaliar a concentração do ^{222}Rn e estimar a dose efetiva recebida pelos indivíduos que exercem suas atividades laborais nesses ambientes.

Para avaliar o nível do ^{222}Rn foram selecionadas três edificações, um shopping e dois edifícios, um da iniciativa privada e outro do poder público. Ambos localizados no centro comercial da cidade, região com o maior número de subsolos sendo usados para fins ocupacionais. Na Figura 6 são observados os três locais de estudo.



Fonte: Sirgas (2000).

O shopping foi construído no ano de 2000, possui dois subsolos, onde estão presentes o repouso, cozinha dos funcionários, sala de depósito de materiais de limpeza, oficina de manutenção do edifício. A ventilação nos subsolos é natural, em seus acabamentos nestes ambientes, está presente, porcelanato e pedra de cerâmica esmaltada nos pisos, pia, mesa e torre revestida de granito. Apresentando boa ventilação no primeiro subsolo e deficitária no segundo. Um total de quinze colaboradores circulam nesses locais durante a jornada de trabalho de oito horas diária.

O edifício da iniciativa privada foi construído no ano de 1994, possui um subsolo, onde estão presentes um escritório e uma ampla sala em forma de L utilizada para comércio de

aluguel de materiais de festas infantis e adultas. Seu piso é todo de cimento comum, com exceção do escritório, onde está presente a cerâmica esmaltada. Tendo quatro funcionários presentes neste ambiente no horário comercial. Apresenta boa ventilação próximo ao escritório, porém, na base do L da sala, a circulação do ar é ruim.

O edifício público foi construído em 1991, possui um subsolo com geometria retangular, contendo almoxarifado, cozinha, escritório de manutenção e sala de depósito de materiais. Com exceção do almoxarifado, todos os outros ambientes têm o piso revestido de cerâmica esmaltada. A sala de depósito de materiais somente é aberta para guarda e reposição de materiais do edifício. Todos os ambientes apresentam boa ventilação. Cinco funcionários permanecem nestas instalações por um período médio de oito horas diárias.

Essas edificações foram monitoradas pelo método de detecção passiva utilizando o sistema α Espec-222, entre os meses de agosto a dezembro do ano de 2021, compreendendo um período médio de 134 dias.

4.2 SISTEMA DE MEDIDAS

Foi utilizado o método de detecção passiva que possibilitou calcular a concentração e avaliar a dose efetiva anual em ambientes ocupacionais fechados localizados no município e edificações descritos na área de estudo, em decorrência da presença e inalação do ^{222}Rn .

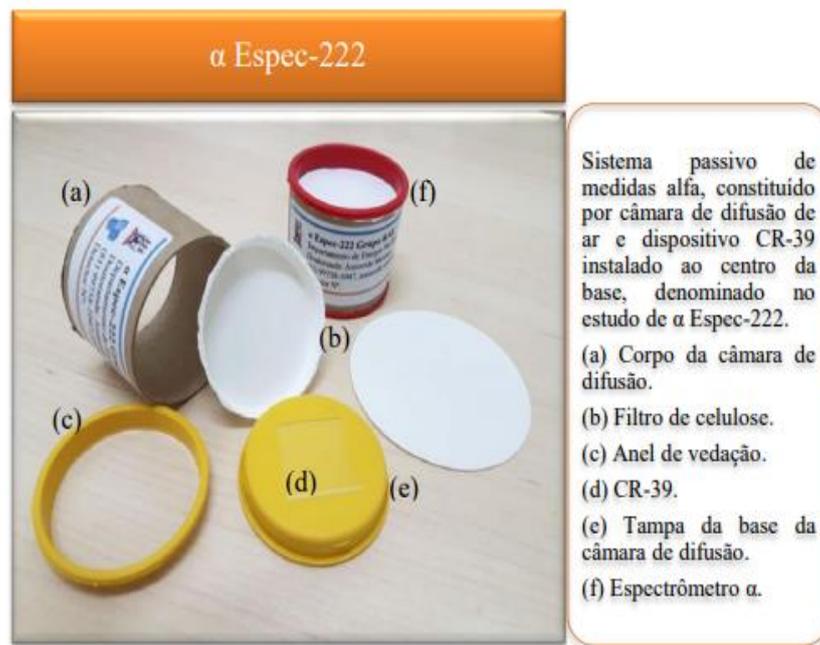
A monitoração desses locais foi realizada utilizando o α -Espec-222, que é um sistema de medida formado por um detector de traço nuclear de estado sólido (SSNTD: Solid State Nuclear Track Detector, do inglês), com variante da câmara de difusão de ar, desenvolvida por Santos et. al. (2022). Na Figura 8 observa-se as partes que constitui este sistema.

O CR-39, nome comercial, apresenta composição química molecular $\text{C}_{12}\text{H}_{18}\text{O}_7$, sendo produzido a partir do Di Allil carbonato dietileno glicol por polimerização, polímero do tipo thermoset (Santos et. al., 2022). Tem forma geométrica de um quadrado, sua área total de 9cm^2 ($3\text{cm} \times 3\text{cm}$), peso específico de $1,31 \text{ g/cm}^3$. Apresenta uma maior estabilidade de resposta em temperaturas superiores às suportadas por outros polímeros. Possui os seguintes pontos positivos:

a) pode ser usado em pequenas dimensões e são leves; b) praticamente invisível a fótons e elétrons mesmos em doses relativamente altas, o que permite seu uso em ambientes de campo misto; c) aceita revelação química ou eletroquímica.

O dispositivo foi fabricado na cidade Modena na Itália, pela empresa Interca Europe, produzido no formato de placas, apresentando em uma de suas faces uma ranhura com película de plástico dos dois lados, que tem a finalidade de impedir que o *background* forme trilhas no dispositivo, prejudicando o seu uso nesse tipo de dosimetria (Santos et. al., 2022). No momento da fixação do CR-39 para a monitoração, a película da face com ranhura (guia para direcionar a contagem das trilhas), foi removida.

Figura 7 - Sistema de medida α Espec-222.



Fonte: Santos et. al. (2022).

Os detectores foram disponibilizados pelo Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE) que é vinculado à Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN).

A câmara de difusão de ar utilizada foi desenvolvida pelo Grupo de Radioecologia do Departamento de Energia Nuclear da UFPE, que tem a função de difundir o ar no meio, garantir homogeneidade e padronizar o meio onde ocorrem as interações das partículas alfa. Tem formato cilíndrico e foi construída levando em consideração o tamanho do CR-39 e distância máxima percorrida por uma partícula α do ^{222}Rn , cuja energia de emissão é de 5,49 MeV, com 100% de probabilidade de ser emitida pelo núcleo do radionuclídeo, proporcionando um alcance máximo no ar de aproximadamente 4,2 cm, tornando a câmara com maior eficiência para as interações das partículas α com o dosímetro CR-39 (Santos et. al., 2022).

A montagem do espectrômetro alfa consistiu na fixação do filtro quantitativo em uma extremidade de seu corpo cilíndrico e a tampa de plástico flexível na outra. O CR- 39 foi colocado de forma individual no centro do interior das câmaras, como mostrado na Figura 7. A ranhura existente em sua estrutura deve estar voltada para o filtro quantitativo. Após prontas serão fixadas no local a ser monitorado, onde permaneceu pelo tempo mínimo de 3 (três) meses.

4.2.1 Calibração do sistema α Espec-222

O α Espec-222 utilizado nesse estudo foi calibrado no Laboratório do Serviço de Monitoração Ambiental (SEAMB) do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE) da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), localizado na cidade do Recife (Santos et. al., 2022).

De acordo com Santos et. al. (2022), para realização do processo de calibração foram utilizados uma câmara de calibração de radônio RN1-CRCN desenvolvida pelo Centro de Ciências Nucleares do Nordeste da Comissão Nacional de Energia Nuclear (Sheweikani; Raja, 2005), uma fonte de ^{226}Ra cuja meia vida física é de 1.602 anos, um detector Alpha Guard e 13 unidades de α Espec-222, que permaneceram no interior da câmara pelo período de até 37 dias. Sendo em seguida revelados e analisados.

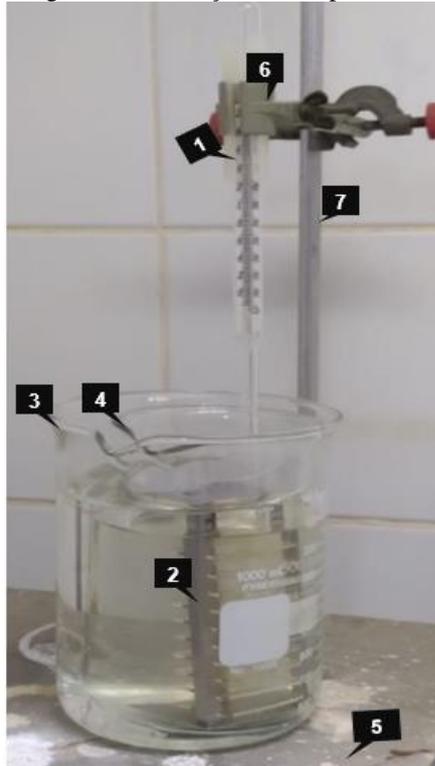
4.2.2 Revelação dos dispositivos

Após o período de exposição dos dosímetros nos ambientes de estudos, os CR- 39 foram levados ao Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE, para passarem pelo processo de revelação química.

O processo de revelação foi realizado por meio de um ataque químico utilizando uma solução alcalina de NaOH 6,25 M, em um banho termostatizado a uma temperatura de 80 °C, com o tempo médio de 6 horas (PEREIRA, 2014). A padronização dos fatores como: tempo, temperatura e concentração do reagente, são fundamentais para se obter trilhas nucleares de tamanhos ideais para serem analisados em um microscópio óptico, além de permitir a separação entre o radônio e sua progênie. Ao término dessa etapa, foram retirados os dosímetros e lavados com água deionizada, submetidos a um banho em solução de

CH_3COOH a 5% v/v e colocados em água deionizada novamente, sendo o processo finalizado com a sua secagem ao ar livre. Essa lavagem tem a finalidade de cessar imediatamente o processo de revelação dos CR-39 (Santos et. al., 2022). Na Figura 8 observamos os equipamentos utilizados para revelação dos dispositivos.

Figura 8 - Revelação dos dispositivos



Fonte: O Autor (2022).

¹termômetro, ²suporte de alumínio para dispositivo, ³copo de Becker de 500 mL para o banho termostatizado, ⁴copo de Becker de 300 mL para solução alcalina, ⁵ chapa de aquecimento, ⁶garra metálica para suporte universal, ⁷suporte universal.

4.2.3 Avaliação dos detectores

Para realizar a leitura e avaliação dos dispositivos após o processo de revelação, foi utilizado um microscópio óptico, marca Leica Microsystems®, modelo DM500®, modelo ICC50 E, que tem as seguintes características: iluminação LED de luz refletida, ocular de 10x que proporciona um aumento de até 100x, capacidade para quatro objetivas planacromáticas com correção infinita e capacidade fluorescente, para fazer a captação das imagens. Na Figura 9 é apresentado esse sistema de microscopia.

No processo seguinte, as imagens foram capturadas por uma câmera de alto desempenho da marca Leica Microsystems®, modelo ICC50 E®, que apresenta um campo de captura de imagem de aproximadamente 0,011 cm² e tratadas com auxílio do software Leica LAS EZ®

para sistemas operacionais Windows, permitindo a visualização de detalhes nos dispositivos analisados (Santos et. al., 2022).

Figura 9 - Sistema microscopia optica.



Fonte: Leica (2021).

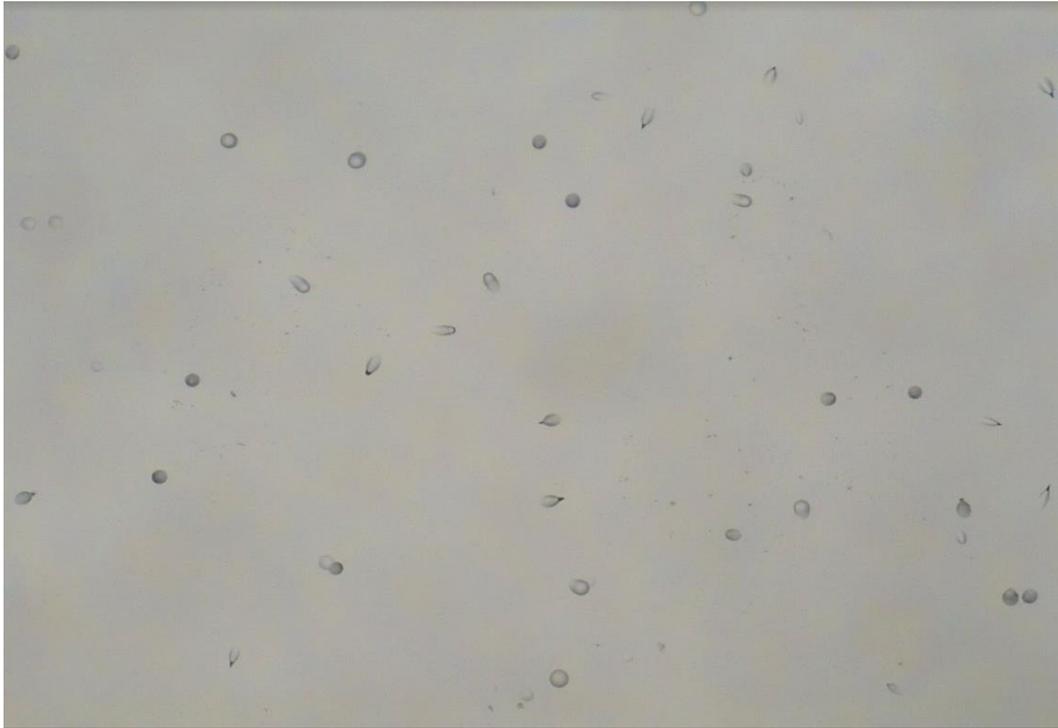
4.2.4 Tratamento das imagens

Para o processamento e tratamento das imagens foram utilizados programas computacionais. O Image Processing (DIP) para processar e agrupar as imagens e o ImageJ para realizar a contagem das trilhas alfas, ambos de acesso gratuito.

O DIP é um software de processamento de imagem desenvolvido pelo Grupo de Dosimetria Numérica (VIEIRA; LIMA, 2009). O programa pode ser encontrado no site do grupo (<http://dosimetrianumerica.org/software/>).

O ImageJ é um software de processamento de imagens Java de domínio público, sendo 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 apresenta as funções de 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.

Figura 10 - Leitura do CR-39 feita com ImageJ.



Fonte: O Autor (2022).

Na Figura 10 observa-se a imagem processada de um dos dispositivos CR-39 exposto ao ^{222}Rn , onde os pontos circulares escuros correspondem a uma partícula alfa incidente, podendo ser resultante das emissões do ^{222}Rn e seus descendentes. Os demais pontos podem ser originados de interações indiretas ou interferência do próprio dispositivo, não sendo levado em consideração para o cálculo da atividade do radônio.

4.2.5 Determinação da densidade de traços

A densidade de traços calculada para cada detector levou em consideração os traços relativos à radiação de fundo, obtida a partir da análise de um dispositivo não exposto ao ambiente monitorado (CAZULA, 2015).

Segundo Amaral (2016) o número total de traços em função da área do detector (c), determinará a densidade de traços (D) como descrito na Equação 5.

$$D = \frac{N_t}{A} \quad (5)$$

Onde Nt é o número total de traços, A a área (cm^2) do CR-39 e D a densidade de traços ($\text{traços}/\text{cm}^2$).

4.2.6 Fator de calibração

O fator de calibração relaciona a concentração do ^{222}Rn no ar ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) com a densidade de traços ($\text{traços}\cdot\text{cm}^{-2}$) na superfície de um detector formado pela sua exposição a uma fonte de ^{222}Rn de atividade conhecida.

Santos et. al. (2022) determinou esse fator utilizando os dados obtidos na calibração e pela razão entre a densidade de traços (D) ($\text{traços}/\text{cm}^2$) geradas na análise microscópica das trilhas nucleares gravadas nos CR-39 e o tempo de exposição (E) ($\text{Bq}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$). Conforme a Equação 6:

$$k = \frac{D}{E} \quad (6)$$

A eficiência da detecção das trilhas nucleares é determinada pelo fator de calibração, que permiti mensurar a concentração do ^{222}Rn nos locais monitorados.

4.2.7 Determinação da concentração do ^{222}Rn nos ambientes

A determinação da concentração de radônio no ar é baseada na relação entre a densidade de traços presente no detector, pelo produto do tempo de exposição do detector e o fator de calibração do instrumento de medição (DIAS, 2017). Portanto, as concentrações do ^{222}Rn dentro nas habitações, C_{Rn} , foram calculadas pela Equação 7 (ALBERIGI, 2006; CAZULA, 2015).

$$C_{Rn} = \frac{D}{Kt} \quad (7)$$

Onde D é a densidade de traços, k fator de calibração ($\text{traços}/\text{cm}^2$ por $\text{Bq}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$) e t é o tempo de exposição do CR-39.

4.3 DOSE EFETIVA DECORRENTE DA INALAÇÃO DO ^{222}Rn

As concentrações de atividade de radônio nos ambientes de convívio humano são diretamente relacionadas à dose efetiva causada pela exposição dos indivíduos ao radônio e seus produtos de decaimento (LARA,2017). Nos seres humanos a principal via de incorporação

de ^{222}Rn é a inalação. A dose recebida no sistema respiratório é fruto da sua inalação e de sua progênie. Por meio de modelos dosimétricos pode ser avaliado a quantidade de material inalado, depositado, retido e eliminado pelo trato respiratório.

Para avaliar o risco à inalação do ^{222}Rn a ICRP estabeleceu na publicação 126 (2014) o limite de 300 Bq/m³ para edifício que executam atividades comerciais e frequentados por trabalhadores e público em geral. A OMS (2009) recomendou o valor de 100 Bq/m³, como sendo o ideal para ambientes internos. Esses limites correspondem respectivamente a 3 mSv/a e 10mSv/a.

Observando os procedimentos adotados pela UNSCEAR (2000), é possível mensurar a dose efetiva do indivíduo em ambientes internos por meio da Equação 8.

$$E = CRn \times F \times f \times T \times D \quad (8)$$

Onde E é a dose efetiva devido à inalação do radônio (mSv/a), CRn a concentração de ^{222}Rn (Bq/m³), F o fator de equilíbrio (0,4), f fator de ocupação (0,8 para ambientes internos residenciais), T o tempo de exposição (2000 horas por ano) para ambientes ocupacionais e D: Fator de conversão de dose (9 nSv/(Bq.h/m³)).

4.4 INSTALAÇÃO DO SISTEMA DE MEDIDA A ESPEC-222

No presente estudo realizado na Cidade de Campina Grande localizada no Estado da Paraíba, os solos de três edificações utilizados para fins comerciais foram monitorados por meio do sistema α Espec-222 entre os meses de agosto a dezembro do ano de 2021, compreendendo um período médio de 134 dias. Um total de vinte e seis α Espec-222 foram instalados nas três edificações. A quantidade disponibilizada para cada edificação, foi proporcional ao tamanho do subsolo.

No Shopping foram posicionados onze dispositivos, 3 (três) no segundo subsolo no depósito de material de limpeza, 5 (cinco) na cozinha e repouso dos funcionários e 3 (três) na sala de manutenção. Permanecendo nesses locais por 136 (cento e trinta e seis dias). Nas figuras 11 e 12 observa-se a disposição dos dispositivos.

No edifício do poder público foram instalados oito dispositivos, 3 (três) no almoxarifado, 2 (dois) no depósito de material de escritório e 3 (três) na cozinha. Ficando nos ambientes pelo um período de 136 (cento e trinta e seis dias), como observa-se na figura 13.

No edifício da iniciativa privada foram fixados sete dispositivos, que foram distribuídos obedecendo a geometria em L do subsolo. Sendo 3 (três) instalados na base e 4 (quatro) no corpo do L, como pode ser observado na figura 14. Onde permaneceram pelo período de cento e trinta e um dias.

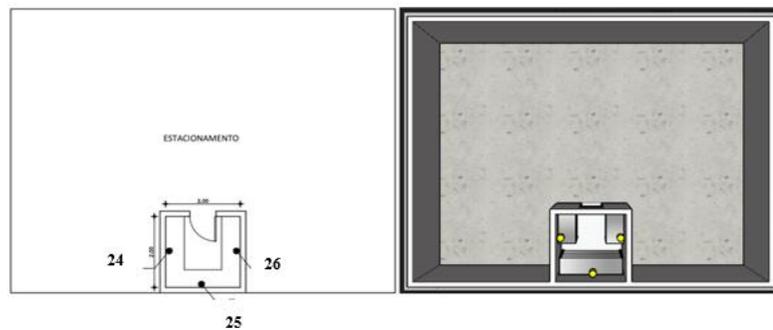
A escolha dos locais para a instalação do α Espec-222 foi pautada nas seguintes características do ambiente:

- a) maior número de circulação de pessoas.
- b) tempo de permanência das pessoas no ambiente.
- c) menor nível de circulação de ar.

Ao término da etapa de monitoração, os medidores foram removidos e levados para o Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE, onde foram submetidos ao processo de revelação química e posteriormente analisados por sistema de microscopia e programas computacionais.

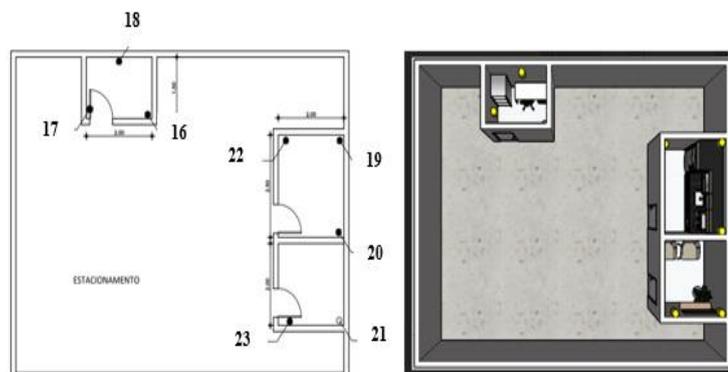
Os α Espec-222 foram instalados na altura aproximada de um adulto sentado. Porém nas salas de repouso dos trabalhadores eles foram posicionados na altura da cama.

Figura 11 – Edifício S 2° subsolo Sala de material de limpeza.



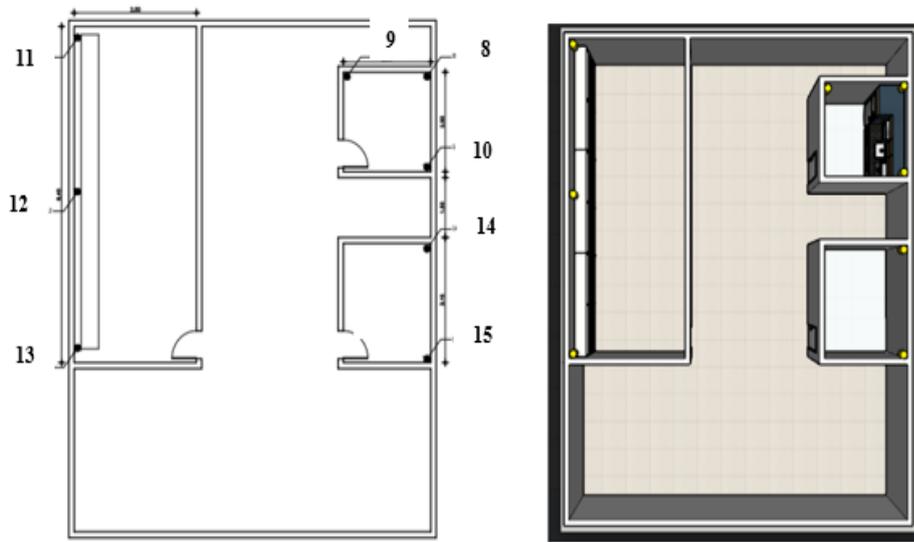
Fonte: O Autor (2022).

Figura 12 – Edifício S 1° subsolo cozinha/repouso e sala de manutenção.



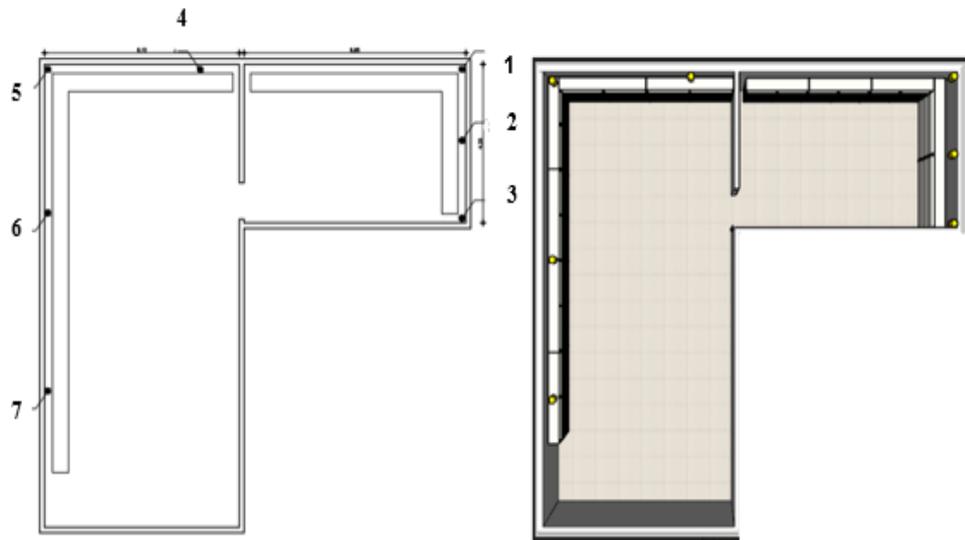
Fonte: O Autor (2022).

Figura 13 – Edifício EP almoxarifado, cozinha e depósito de material de escritório.



Fonte: O Autor (2022).

Figura 14 - Edifício ECP, corpo e base do L.



Fonte: O Autor (2022).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os valores medidos nos pontos de amostragens estabelecidos no item 4.4, permitiram analisar os níveis de concentração e dose efetiva média em decorrência da presença do ^{222}Rn nos ambientes internos monitorados.

Os resultados obtidos nesse estudo, torna-se relevante para consolidação do banco de dados que compõe o programa de mapeamento do radônio no Brasil. Além de dar visibilidade radioecológica aos ambientes laborais localizados nos subsolos.

Na Tabela 4, foram detalhados os resultados da concentração e dose efetiva ambiental nas três edificações monitoradas, com os respectivos desvios médios associados a cada medida e grandeza.

Tabela 4 – Concentração e dose efetiva do radônio nos ambientes monitorados.

Pontos de monitoração	Tempo de exposição(dia)	Local	Ventilação	C_{Rn}	Dose Efetiva
				Bq/m^3	mSv/a
00	136	CONTROLE	Natural	$2,30 \pm 0,72$	$0,02 \pm 0,00$
01	131	BASEL (ECP)	Natural	$144,64 \pm 1,09$	$1,05 \pm 0,01$
02	131	BASEL (ECP)	Natural	$41,48 \pm 0,72$	$0,30 \pm 0,01$
03	131	BASEL (ECP)	Natural	$97,28 \pm 0,72$	$0,71 \pm 0,01$
04	131	CORPOL (ECP)	Natural	$54,79 \pm 1,45$	$0,40 \pm 0,01$
05	131	CORPOL (ECP)	Natural	$21,76 \pm 0,36$	$0,16 \pm 0,02$
06	131	CORPOL (ECP)	Natural	$22,79 \pm 0,36$	$0,17 \pm 0,01$
07	131	CORPOL (ECP)	Natural	$21,76 \pm 0,36$	$0,16 \pm 0,01$
08	136	COZIN (EP)	Natural/artificial	$107,68 \pm 0,35$	$0,78 \pm 0,01$
09	136	COZIN (EP)	Natural/artificial	$3,12 \pm 1,05$	$0,02 \pm 0,01$
10	136	COZIN (EP)	Natural/artificial	$16,69 \pm 0,70$	$0,12 \pm 0,02$
11	136	ALMOX (EP)	Natural/artificial	$1,65 \pm 0,35$	$0,01 \pm 0,01$
12	136	ALMOX (EP)	Natural/artificial	$7,81 \pm 0,70$	$0,06 \pm 0,02$
13	136	ALMOX (EP)	Natural/artificial	$11,02 \pm 1,05$	$0,08 \pm 0,03$
14	136	DEPME (EP)	Natural/artificial	$19,89 \pm 0,35$	$0,14 \pm 0,01$
15	136	DEPME (EP)	Natural/artificial	$4,36 \pm 0,70$	$0,03 \pm 0,02$
16	136	SAMT1S (S)	Natural	$14,47 \pm 0,35$	$0,11 \pm 0,01$
17	136	SAMT1S (S)	Natural	$15,21 \pm 0,70$	$0,11 \pm 0,02$
18	136	SAMT1S (S)	Natural	$43,57 \pm 0,35$	$0,32 \pm 0,01$
19	136	RPCZ1S (S)	Natural	$104,97 \pm 0,70$	$0,76 \pm 0,02$
20	136	RPCZ1S (S)	Natural	$113,6 \pm 0,35$	$0,82 \pm 0,01$
21	136	RPCZ1S (S)	Natural	$106,94 \pm 0,70$	$0,78 \pm 0,02$
22	136	RPCZ1S (S)	Natural	$73,9 \pm 0,70$	$0,54 \pm 0,02$
23	136	RPCZ1S (S)	Natural	$81,79 \pm 0,70$	$0,59 \pm 0,02$
24	136	DML2S (S)	Natural	$144,67 \pm 0,35$	$1,05 \pm 0,01$
25	136	DML2S (S)	Natural	$163,9 \pm 1,05$	$1,19 \pm 0,03$
26	136	DML2S (S)	Natural	$173,27 \pm 1,74$	$1,26 \pm 0,04$

Fonte: O Autor (2022).

ALMOX : Almoarifado; BASEL: Base do L; CORPOL: Corpo do L; COZIN: Cozinha; DML2S: Depósito de material de limpeza segundo subsolo; DEPME: Depósito de material de escritório; ECP: Edifício comercial privado; EP: Edifício Público; ESCTÉ: Sala térrea; RPCZ1S: Repouso e cozinha primeiro subsolo; S: Shopping; SAMT1S: Sala de manutenção primeiro subsolo.

5.1 CONCENTRAÇÃO DO ^{222}Rn E DOSE EFETIVA

As concentrações de ^{222}Rn no ar interior dos solos monitorados foram obtidos observando a densidade de traço medida no detector, fator de calibração (traços/cm² por Bq/m³.dia) e tempo de exposição. A dose efetiva foi medida levando em consideração o fator de equilíbrio radioativo entre o ^{222}Rn e seus descendentes de 0,4, fator de conversão de dose de 9 nSv/(Bq.h/m³), fator de ocupação para ambientes internos residenciais de 0,23 e tempo de permanência de 2000 horas para ambientes internos de trabalho, como estabelecido pela publicação ICRP 65 (ICRP, 1993). Os valores de concentração registrados oscilaram entre $1,65 \pm 0,35$ e $173,27 \pm 1,74$ Bq/m³, com média de $59,83 \pm 0,36$ Bq/m³ e dose efetiva anual entre $0,03 \pm 0,01$ a $1,26 \pm 0,3$ mSv/a e valor médio de $0,43 \pm 0,15$ mSv/a.

Os valores obtidos nesta pesquisa, quando comparados com dados de trabalhos realizados no Brasil e em outros países, apresentam uma similaridade nos resultados. Os estudos selecionados para análise comparativa foram aqueles realizados em ambientes internos de trabalho localizados no térreo e solos de edifícios comerciais, residenciais e estação de metrô, que utilizaram o mesmo sistema de detecção passiva e com unidades de concentração em Bq/m³. Na tabela 5 é detalhado os valores referentes a esses estudos.

Tabela 5 - Análise comparativa do estudo com resultados obtidos mundialmente.

Local do estudo	C_{Rn} (Bq/m ³)	Referência
Campina Grande, PB Ambientes de trabalho (subsolo)	41,98 (3,95 - 955,53)	Presente estudo
São Paulo, SP Ambientes de trabalho, residenciais (subsolo)	67,4 (11 - 84)	Cazula, 2015
Curitiba, PR (postos de trabalho)	34,51 (3,08 - 67,50)	Corrêa, 2011
Curitiba, PR (ambiente de trabalho)	(36 - 164)	Claro et. al., 2013
PB/RN Ambientes de trabalho	93,76 (34,53 - 161,14)	Santos, 2022
Praga, República Tcheca	(11 - 32)	Sabol, 2013
Roma, Itália	(17 - 89)	Antignani et. al., 2009

Fonte: O Autor (2022).

*Valor médio formulado em dois períodos de monitoração

Cazula (2015), realizou medições em 23 pontos localizados no primeiro e segundo piso, térreo e solos de edificações na cidade de São Paulo e Peruíbe, sendo 7 no subsolo, 3 no térreo, 5 no primeiro piso e 8 no segundo. No subsolo os valores oscilaram entre $11,1 \pm 0,1$ a

84,2±1,6, com concentração média de 67,4 Bq/m³. Estes resultados estão de acordo com a maioria dos dados observado no presente estudo.

Na região metropolitana de Curitiba, Correia (2011) avaliou a concentração do ²²²Rn em ambientes internos residenciais e postos de trabalho pelo período de três meses. A faixa de concentração variou de 3,08 a 67,50 Bq/m³ para os ambientes de trabalho. No presente estudo, aproximadamente 57% dos dados ficaram dentro dessa variação, os demais valores apresentaram resultados acima do maior valor desse intervalo. Isto permitiu aferir que alguns ambientes laborais em subsolos podem apresentar concentração maiores quando comparados com ambientes de trabalho localizados no térreo, destacando a importância deste estudo.

Claro et. al. (2013) monitoraram três ambientes distintos pertencentes ao comércio e setor produtivo na região metropolitana de Curitiba, onde foram avaliados 58 postos de trabalho, pelo período de três meses. Os intervalos de concentração observados ficaram entre 36 e 164 Bq/m³. Nesta dissertação, 50% dos valores estavam nessa ordem de grandeza, 48% abaixo do menor valor e 2% acima da maior faixa. Essa diferença pode ter sido influenciada pela ventilação existente nos ambientes analisados no presente estudo.

Sabol (2013) monitorou estações de metrô em Praga, na República Tcheca, localizadas no térreo e subsolos, o valor máximo medido foi 32 Bq/m³ no subsolo. Já no presente estudo, a maior concentração registrada de 173,27 Bq/m³ foi no ponto 26 como visto na tabela 4. Essa diferença pontual pode ter influência do tipo de material utilizado na construção civil, da ventilação e profundidade.

Antignani et. al. (2009), nos anos de 2006 a 2009 realizaram um trabalho de monitoração nos subsolos e térreos de 40 edifícios no Instituto Superiore di Sanità (ISS) localizado em Roma. Para o subsolo, os resultados variaram entre 17 e 89 Bq/m³, esses intervalos encontram-se dentro da faixa de resultados obtidos no presente estudo.

Na maioria dos estudos citados, os dados obtidos estavam corroborando com os valores medidos no presente estudo, com exceção de pontos específicos dentro dos ambientes avaliados. Essas diferenças possivelmente foram resultantes de fatores ambientais e das características física inerentes aos subsolos monitorado.

Com o objetivo de ampliar o estudo comparativo dos dados obtidos nessa dissertação, faz-se necessário referenciar a ICRP 126 (2014) que estabeleceu o limite de 300Bq/m³ para ambientes laborais localizados em edifícios utilizados por trabalhadores e o público em geral, que equivale a 10 mSv/a. Com tudo, para prática de proteção das pessoas é recomendado o valor de 100Bq/m³ que corresponde a 3 mSv/a. Sendo esse o referencial mínimo adotado pela

OMS (2009) como ideal para ambientes internos. Esses limites se aplicam diretamente ao escopo deste trabalho.

Nas figuras 15 e 16 observa-se que a concentração e a dose efetiva média do ^{222}Rn no interior dos subsolos apresentou um resultado inferior aos limites adotados por esse estudo. Neste aspecto, a concentração registrada representou 59,83% e 19,95% e a dose efetiva foi equivalente a 43% e 14,3% do recomendado pela OMS (2009) e ICRP 126 (2014) respectivamente.

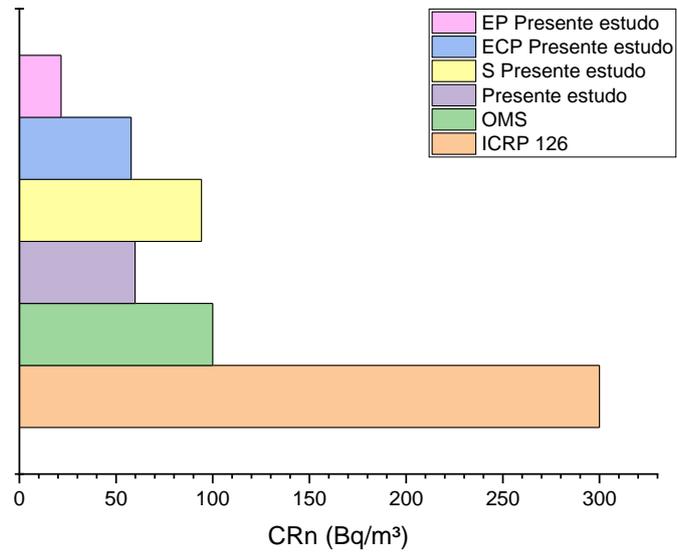
Aumentando perspectiva da análise comparativa com os valores referenciais adotados, foram analisados os resultados obtidos em cada edificação. Essa análise se fez necessário em decorrência das características de cada edifício, pois, fatores ligados a ventilação, ano de construção, tipo de matérias utilizados, são aspectos que influenciam diretamente a concentração de ^{222}Rn nos ambientes internos. A concentração e dose efetiva registrada no subsolo dos edifícios ECP, EP e S foram respectivamente $57,79 \pm 0,42 \text{ Bq/m}^3$ ($21,76 \pm 0,36$ a $144,64 \pm 1,09$) Bq/m^3 , $21,53 \pm 0,29 \text{ Bq/m}^3$ ($4,3 \pm 0,70$ a $107,68 \pm 0,35$) Bq/m^3 , $94,21 \pm 0,41 \text{ Bq/m}^3$ ($14,47 \pm 0,35$ a $173,27 \pm 1,74$) Bq/m^3 e $0,42 \pm 0,02$ ($0,16 \pm 0,01$ a $1,05 \pm 0,01$) mSv/a , $0,16 \pm 0,02$ ($0,02 \pm 0,01$ a $0,78 \pm 0,05$) e $0,68 \pm 0,2 \text{ mSv/a}$ ($0,11 \pm 0,01$ a $1,26 \pm 0,3$).

Analisando a figura 15 e 16 é possível inferir que todos os valores medidos se mantiveram abaixo dos limites adotados no presente trabalho. No entanto, é notório que entre os três subsolos avaliados, o maior resultado foi obtido em S. Esse foi construído em 2001, apresenta em suas estruturas dois subsolos, com ventilação natural deficitária. Já EP, onde foi registrado o menor valor, foi concluído em 1991, possui um subsolo com ventilação natural e artificial. Esses dados sobre os edifícios, podem ter relação com as diferenças de concentração de ^{222}Rn e dose efetiva registrado.

A concentração de ^{222}Rn e dose efetiva obtida em cada ambiente dos subsolos monitorados é descrita nas figuras 17 e 18. Em ECP a sala é em formato de L, onde foi posicionado 3 (três) dispositivos na base e 4 (quatro) no corpo, como visto na figura 14. Na base do L foi registrado uma concentração de $94,47 \pm 0,21 \text{ Bq/m}^3$ e dose efetiva de $0,69 \pm 0,2 \text{ mSv/a}$. Já no corpo os valores foram de $30,28 \pm 0,54 \text{ Bq/m}^3$ e $0,22 \pm 0,04 \text{ mSv/a}$. Na figura 13 observa-se que o subsolo de EP é dividido em cozinha, almoxarifado e depósito de material de escritório. Nessa ordem, o número de dispositivos, concentração de ^{222}Rn e dose efetiva foram: 3 (três), 4 (quatro), 2 (dois), $42,50 \pm 0,35$, $6,3 \pm 0,35$ e $12,13 \pm 0,25 \text{ Bq/m}^3$ e $0,31 \pm 0,02$, $0,05 \pm 0,02$ e $0,09 \pm 0,01 \text{ mSv/a}$. Já S tem dois subsolos, no primeiro está localizado a sala de manutenção, cozinha e repouso, no segundo, depósito de material de limpeza, como visto na figura 11 e 12. Obedecendo essa sequência, o número de medidores instalados em cada local

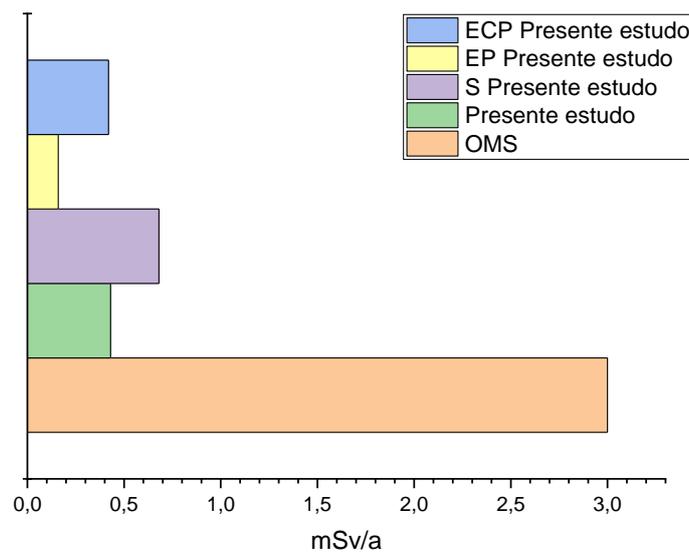
foi 3 (três), 5 (cinco) e 3 (três), com concentração e dose efetiva de $24,42 \pm 0,20$, $96,24 \pm 0,16$ e $160,61 \pm 0,60$ Bq/m³ e $0,18 \pm 0,05$, $0,70 \pm 0,06$ e $1,17 \pm 0,2$ mSv/a.

Figura 15- Comparação com os valores referenciais da ICRP 126 e OMS.



Fonte: O Autor (2022).

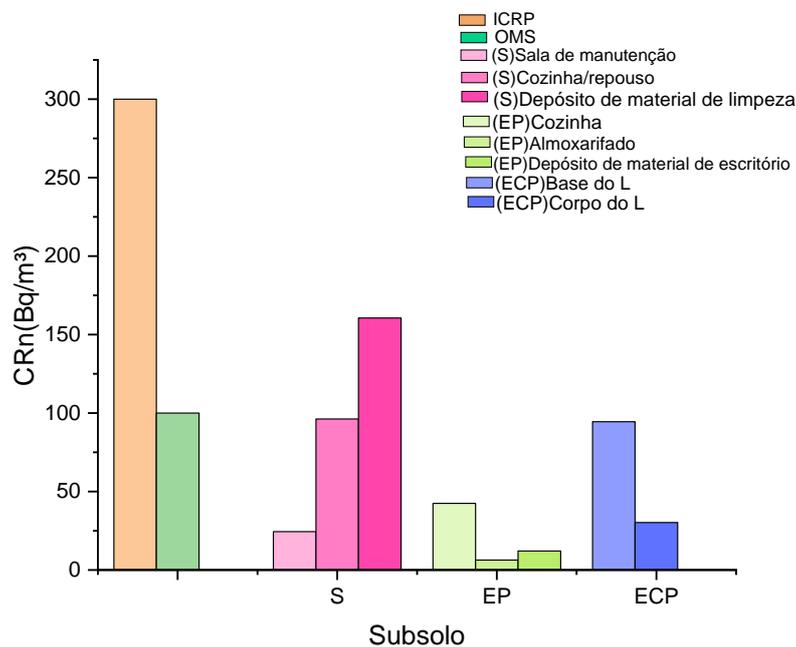
Figura 16- Comparação com o limite de dose efetiva recomendado pela OMS.



Fonte: O Autor (2022).

A concentração de ^{222}Rn e dose efetiva obtida em cada ambiente dos subsolos monitorados é descrita nas figuras 17 e 18. Em ECP a sala é em formato de L, onde foi posicionado 3 (três) dispositivos na base e 4 (quatro) no corpo, como visto na figura 14. Na base do L foi registrado uma concentração de $94,47 \pm 0,21 \text{ Bq/m}^3$ e dose efetiva de $0,69 \pm 0,2 \text{ mSv/a}$. Já no corpo os valores foram de $30,28 \pm 0,54 \text{ Bq/m}^3$ e $0,22 \pm 0,04 \text{ mSv/a}$. Na figura 13 observa-se que o subsolo de EP é dividido em cozinha, almoxarifado e depósito de material de escritório. Nessa ordem, o número de dispositivos, concentração de ^{222}Rn e dose efetiva foram: 3 (três), 4 (quatro), 2 (dois), $42,50 \pm 0,35$, $6,3 \pm 0,35$ e $12,13 \pm 0,25 \text{ Bq/m}^3$ e $0,31 \pm 0,02$, $0,05 \pm 0,02$ e $0,09 \pm 0,01 \text{ mSv/a}$. Já S tem dois subsolos, no primeiro está localizado a sala de manutenção, cozinha e repouso, no segundo, depósito de material de limpeza, como visto na figura 11 e 12. Obedecendo essa sequência, o número de medidores instalados em cada local foi 3 (três), 5 (cinco) e 3 (três), com concentração e dose efetiva de $24,42 \pm 0,20$, $96,24 \pm 0,16$ e $160,61 \pm 0,60 \text{ Bq/m}^3$ e $0,18 \pm 0,05$, $0,70 \pm 0,06$ e $1,17 \pm 0,2 \text{ mSv/a}$.

Figura 17- Concentrações de ^{222}Rn em cada ambiente.

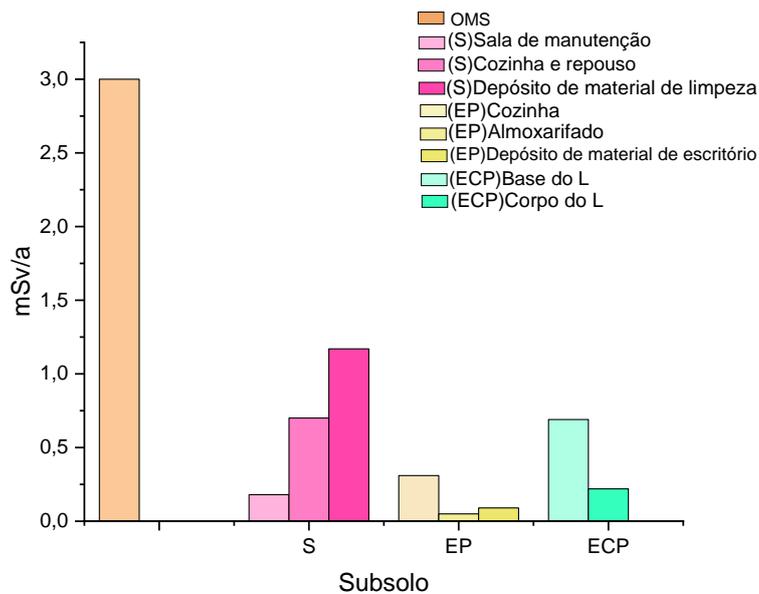


Fonte: O Autor (2022)

Os dados descritos na figura 17 e 18 mostram que o menor valor foi registrado em EP no almoxarifado e o maior no depósito de material de limpeza de S. Percebe-se ainda que em ambientes diferentes, mas no mesmo subsolo, ocorreram alterações significativas nos resultados. Isso pode ser visto pelo valor registrado em ECP, na base do L, que foi 68% maior

que o medido no corpo. Já confrontando os dados nos ambientes do edifício S, o menor valor obtido na sala de manutenção corresponde a 15% do observado no depósito de material de limpeza.

Figura 18- Dose efetiva por ambientes.



Fonte: O Autor (2022).

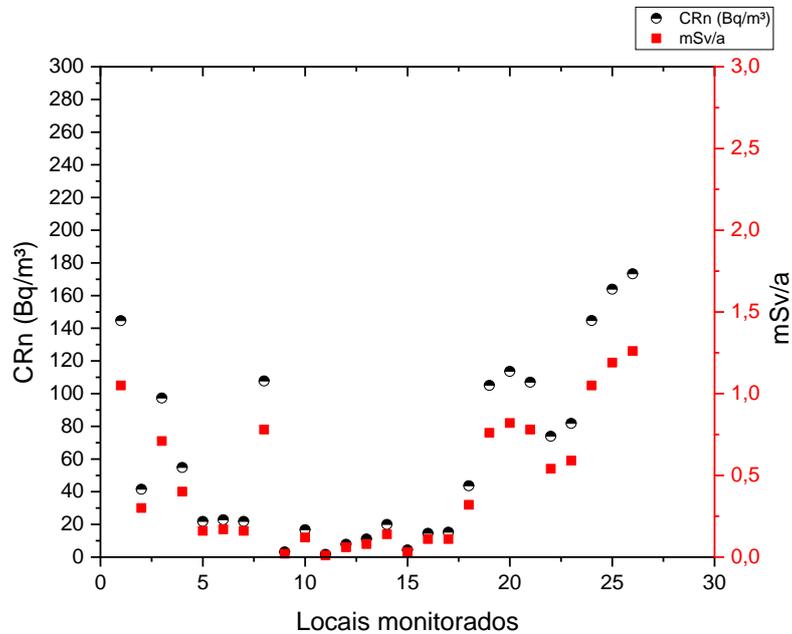
Entretanto, em todos os ambientes os resultados mantiveram-se abaixo dos valores referenciais adotados no presente trabalho. Com exceção da sala de depósito de material de limpeza, que ultrapassou o limite de concentração recomendado pela OMS em 60%. Esse ambiente permanece 90% do horário de trabalho fechado, está localizada no segundo subsolo do edifício S, ventilação natural e precária. Essas características podem ter sido a causa desse resultado.

Essas variações nos resultados analisados em cada subsolo e por ambiente, possivelmente foram influenciados pela ventilação, profundidade existente no subsolo e ano de construção do edifício, fatores que afetam diretamente a concentração de ^{222}Rn no ar interior dos ambientes.

Expandindo ainda mais essa relação avaliativa, a figura 19 detalha as concentrações de ^{222}Rn e dose efetiva registradas em cada ponto. Os menores valores foram obtidos nos pontos 5,6,7,9,10,11,12,13,14,15,16 e 17, que estão localizados respectivamente no corpo do L do edifício comercial privado, cozinha, almojarifado e depósito de material de escritório do edifício público e sala de manutenção no primeiro subsolo do edifício S. Os resultados

apresentaram valores intervalares de $1,65 \pm 0,35$ a $22,79 \pm 0,0,36$ Bq/m³ e $0,03 \pm 0,01$ a $0,18 \pm 0,06$ mSv/a.

Figura 19- Valores de concentração de ²²²Rn e dose efetiva em cada ponto monitorado



Fonte: O Autor (2022).

Os pontos 5,6 e 7 apresenta ventilação natural, utilização de ventiladores durante o horário de trabalho e está próximo do portão de entrada do subsolo que tem acesso direto com avenida. Nos pontos 9 e 10 a ventilação é natural, o ambiente contém porta e janela que ficam abertas durante o horário de trabalho e utiliza ventilador. Os pontos 11,12,13, 14 e 15 além de ventilador de teto e portão de entrada que permite o acesso direto com o estacionamento, utiliza-se 3 exaustores. Já os pontos 16 e 17 possui ventilação natural, porta e janela no ambiente.

Os pontos 1,8,19,20,21,24,25 e 26 observados na figura 19 que foram posicionados respectivamente na base do L do edifício comercial privado, cozinha do edifício público, repouso, cozinha e depósito de material de limpeza do primeiro e segundo subsolo de S, foram observados os maiores resultados. Os valores de concentração e dose efetiva oscilaram entre $113,6 \pm 0,35$ a $173,27 \pm 1,74$ Bq/m³ e $0,78 \pm 0,01$ e $1,27 \pm 0,01$ mSv/a.

O ponto 1 é o mais distante do portão de entrada do subsolo. Esse local é utilizado para armazenar louças de porcelana, sua ventilação é deficitária, principalmente pela ausência de porta e janela. Nos pontos 19,20 e 21 utiliza-se ventilador durante o horário das refeições e descanso dos funcionários, que compreende um período média de 2 horas por turno de trabalho,

ambiente com porta e janela que permanece 75% do tempo fechada. Já os pontos 24,25 e 26 apresenta maior profundidade e ventilação deficitária. Seu acesso só é feito para retirada de materiais, permanecendo fechada durante todo o expediente de trabalho.

Os valores obtidos nesses pontos analisados são decorrentes principalmente da ventilação no ambiente. Contudo, a temperatura, umidade, materiais utilizados na construção e presença de cisternas de armazenamento de água podem ter influenciado nos resultados, elementos que não foram analisados nesse trabalho. No ponto 8, a ventilação é oriunda da utilização de ventilador de parede e da presença de porta e janela, que permanecem abertas durante toda jornada laboral, proporcionando uma boa circulação de ar no ambiente. No entanto, o dispositivo foi fixado em contato direto com uma mesa de granito o que pode ser a causa do valor medido. Material que não foi perscrutado no presente estudo.

Algumas pesquisas no Brasil e em outros países avaliaram a influência que a ventilação, ano de construção e a profundidade exercem na concentração do ^{222}Rn no ar interno de edifício e residências. Fatores que podem ser vistos nas edificações que são objeto de estudo nesta dissertação.

Em 2015 na cidade de Minab, Irã, Fakhri et. al. (2015) realizou um estudo para determinar a dose efetiva no ar interno de residências, em decorrência da exposição ao ^{222}Rn , considerando o tempo da edificação como sendo de 4 e 25 anos. A média obtida nas habitações mais recentes foi de 42 Bq/m^3 e $1,06 \text{ mSv/a}$, enquanto nas outras residências foi medido o valor de 25 Bq/m^3 e $0,64 \text{ mSv/a}$.

Em um estudo realizado por Khan et. al. (2022) no Canadá e Suécia, analisaram a influência que as novas técnicas de construção exercem no aumento da concentração do ^{222}Rn no ar interno das residências. No Canadá, as habitações construídas entre 1941 a 1950 apresentaram uma concentração média de $76,3 \text{ Bq/m}^3$, enquanto que, naquelas construídas entre 2011 a 2020 o valor médio foi de $131,1 \text{ Bq/m}^3$.

No estudo realizado por Cavallo et. al. (1992) no Reino Unido, foi realizado uma monitoração de porões residenciais para constatar a influência que a ventilação exerce sobre a concentração do ^{222}Rn nesses locais. Nos ambientes de melhor ventilação, a concentração diminuiu. Cazula (2015) observou esse mesmo padrão quando comparou os dados obtidos entre apartamentos de baixa e alta ventilação localizados na cidade de São Paulo e Peruíbe.

Ccallata (2005) realizou medições na cidade de São Paulo em estações de metrô e centro de radioterapia. Nas estações do metrô a profundidade variou entre 4,5m a 21,6m, onde a maior concentração de 840 Bq/m^3 foi medida. Cazula (2015), monitorou ambientes térreos e subsolos

em universidade na cidade de São Paulo. Os dados registrados mostraram que o maior valor de $84,2 \pm 1,6$ Bq/m³ foi registrado no segundo subsolo.

Os estudos citados sinalizam que o ano de construção, ventilação e a profundidade podem influenciar na concentração do ²²²Rn em ambientes internos. Isso está de acordo com os resultados descritos no presente trabalho. Pois, possivelmente, foram esses fatores que influenciaram nos maiores valores de concentração de ²²²Rn registrada. Outros fatores que não foram objeto de análise no presente trabalho como temperatura, umidade e tipos de materiais utilizados na construção podem ter afetado os resultados.

6 CONCLUSÕES

Os solos analisados apresentaram concentração de ^{222}Rn abaixo de 300 Bq/m^3 , limite estabelecido na ICRP 126 (2015) para ambientes laborais localizados em edifícios utilizados por trabalhadores e o público em geral. No entanto, uma visão detalhada dos dados revela que em 31% dos valores medidos os níveis ficaram acima de 100 Bq/m^3 , valor recomendado pela OMS (2009) para ambientes internos.

Os resultados obtidos em cada subsolo indicam que os maiores e menores valores foram registrados respectivamente no edifício construído em 2001 e 1991. Isso está de acordo com os estudos já citados no presente trabalho.

No ambiente localizado no segundo subsolo onde a profundidade é maior, foi possível observar que as concentrações de ^{222}Rn no ar foram em média 68% maior que os resultados registrados nas salas localizadas no primeiro subsolo.

A maior concentração de ^{222}Rn nos solos monitorados foi de $173,27 \pm 1,74 \text{ Bq/m}^3$, registrado na sala de material de limpeza localizado no subsolo do edifício S, onde a circulação de ar é natural e deficitária.

Dentre os ambientes investigados os menores valores foram registrados justamente nos locais que utilizavam ventilação natural e artificial, o que promoveu uma melhor circulação de ar. Isso reforça o recomendado na literatura para mitigação do ^{222}Rn no ar interno dos ambientes.

Os resultados mostram que em todos os ambientes monitorados a dose efetiva anual manteve-se abaixo do limite de 3 mSv/a recomendado pela ICRP 126 (2015) OMS (2009).

Foi possível observar que os maiores valores de dose efetiva registrados estavam localizados no segundo subsolo que apresentava baixa circulação de ar no ambiente. O que resultou nas diferenças dos valores observados.

Observou-se que os fatores de ventilação, profundidade e ano de construção das edificações influenciaram nos valores de concentração e dose efetiva obtidos nos ambientes monitorados.

Embora os valores de concentração de ^{222}Rn e dose efetiva não tenham ultrapassado os limites estabelecidos pelos órgãos internacionais, faz-se necessário adoção de medidas que promovam uma melhoria na ventilação dentro desses ambientes. Isso pode ser feito pela adição de portas e janelas e a utilização de dispositivos elétricos que melhore a circulação de ar nesses locais.

7 FUTUROS TRABALHOS

Avaliar em um maior número de amostra a relação entre o ano de construção do edifício e a concentração de ^{222}Rn nos ambientes laborais localizados em subsolos.

Determinar a influência que a temperatura e umidade exerce na concentração de ^{222}Rn nos ambientes internos.

REFERÊNCIAS

ANTIGNANI, S.; BOCHICCHIO, F.; AMPOLLINI, M.; VENOSO, G.; BRUNI B.; INNAMORATI S.; MALAGUTI L.; STEFANO A. **Radon concentration variations between and within buildings of a research institute**. Radiation Measurements, v.44, p. 1040-1044, 2009.

AMARAL, P.G - **Quadro de Avaliação da alterabilidade e da exalação do gás radônio em rochas ornamentais**. Tese (Doutorado - Programa de Pós- Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Arquitetura, Urbanismo e Tecnologia) -- Instituto de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, 2016.

AZEVEDO, A. J. I. A. R. - **Avaliação do dosímetro BeOSL para dosimetria ambiental**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências.

BEZERRA, J. D. **Dosimetria termoluminescente na avaliação da dose “indoor” das residências do Município de São José de Espinharas-PB** / – Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós- Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Recife, 2015.

CAVALO A.; GADSBY K.; REDDY T. A., Use of natural basement ventilation to control radon in single family dwellings. Atmospheric Environment, v.26. n.12, p. 2251-2256, 1992.

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

COHEN, B.L (1993). Relationship between exposure to radon and various types of cancer, Health Physics, vol. 65, 529-531.

BRASIL. -MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA- **Programa de desenvolvimento energético dos estados e municípios- PRODEEM**. Secretaria de Minas e Metalurgia; CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2005.

CCALLATA, H. J. **Dosimetria gama e concentração de ^{222}Rn em ambientes de trabalho fechados da cidade de São Paulo**. São Paulo - 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo Instituto de Física - Departamento de Física Nuclear.

CAMPOS, M.P. Avaliação do impacto radiológico provocado por materiais de construção em moradores de casas populares. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 1994.

CAZULA, D. C. **Dosimetria de Rn-222 no ar em ambientes localizados acima e abaixo do nível do solo**. Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear. São Paulo, 2015.

CARLOS, E. L. S. Determinação dos Processos de Enriquecimento e das Concentrações de Radônio em Minas Subterrâneas de Fluorita e Carvão do Estado de Santa Catarina: Critérios

para Avaliação dos Riscos Radiológicos. Dissertação de Mestrado apresentada como requisito para obtenção do Título de Mestre em Geociências Porto Alegre – 2008.

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.

CLS - Commission on Life Sciences. **Risk assessment of radon in drinking water**. National academy press. Washington, 1999.

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

COSTA, L.P. Estudo da exalação de radônio em placas e tijolos de fosfogesso de diferentes procedências. São Paulo 2011 (Dissertação de Mestrado). Universidade de São Paulo.

DAMASCEN, K. F. R. **Caracterização radiométrica e mineralógica de áreas com potencial radioativo nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós- Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Recife, 2019.

DARBY S et al. (2005). **Radon in homes and risk of lung cancer**: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330(7485): 223-227.

DIAS, D. C. S. Estudos de validação da técnica de detectores de Estado Sólido de traços nucleares para determinação de radônio no ar e monitoramento em centros de educação infantil de Poços de Caldas. Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre no Programa de Pós- Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas. Poços de Caldas, 2017.

DICK, W.; JÖNASSON, I. R. Book radon. *Handbook of Exploration Geochemistry*, v. 7, Elsevier Science. 2000.

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.

EPA U.S – United States Environmental Protection Agency. **Citizen's Guide to Radon**. 402 - K - 09 - 001, 2009.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Radon (Rn)**. Disponível em: <http://www.epa.gov/radon/>. Acessado em: dezembro de 2020.

EVELISE, G. L. Potencial de Radônio no ar de ambientes interiores residenciais: Aspectos geológicos e construtivos da região metropolitana de Belo Horizonte. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências e Técnicas Nucleares como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências e Técnicas Nucleares. Belo Horizonte, 2017.

FARIAS - Calibração de detectores do tipo CR-39 para implementação da metodologia de determinação do ^{222}Rn no Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE). International Nuclear Atlantic Conference - INAC 2017 Belo Horizonte, MG, Brazil, October 22-27, 2017.

Fakhri Y.; , Mahvi A.H.;, Amirhajeloo L. R.; Jafarzadeh S., Langarizadeh G.; Zandsalimi Y.; Moradi B.; Mirzaei M; . Difference between the Effective Dose of Radon 222 in Old and New Dwellings; Minab City, Iran. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences ISSN**. Volume 4 Number 2 pp. 329-337, 2015.

FONSECA, M. R. M. **Química: físico-química**. v.1. São Paulo: FTD, 1992.

HASSANVAND, H.; BIRJANDI, M.; HASSANVAND, A. A. M.S.; B. KAMAREHIE, B. Investigation of indoor radon concentration in dwellings of Aleshtar (western part of Iran) and estimation of the annual effective dose from exposure to radon. **International Journal of Radiation Research**, October 2019.

IAEA - International Atomic Energy Agency. Sources and Measurements of Radon and Radon Progeny Applied to Climate and Air Quality Studies. Proceedings Series, Vienna, 2012. I

IAEA - International Atomic Energy Agency. **The Environmental Behaviour of Radium**: Revised Edition. Technical Reports Series N° 476, Vienna, 2014. IARC - International Agency for Research on Cancer. **IARC** monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 100D7: X- and c-radiation. 2012.

ICRP - International Commission of Radiological Protection. “Protection against Radon-222 at Home and at Work”. Annals of **ICRP** publication 65, 23, Canada, United States, 1993.

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

Instituto Brasileiro de geografia e estatística- **Cidade e Estados**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/campina-grande.html> > . Acesso em 24/05/2021.

IPEN, 2002 - BELLINTANI, S. A.; GILI, F. das Neves - **Noções Básicas de Proteção Radiológica**, Apostila do IPEN - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares 2002.

Disponível em: <http://www.engeworks.com.br/arquivos/> Acessado em: maio de 2020.

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.

Khan S. M.;, Pearson D. D.;, Rönnqvist, T.;, Nielsen, M. E.;, Joshua, M. T.;, Goodarzi A. A. Rising Canadian and falling Swedish radon gas exposure as a consequence of 20th to 21st century residential build practices. **Institutos Canadenses de Pesquisa em Saúde Saúde Canadá**, Pp 7-13, 2021.

KREWSKI D et al. (2005). **Residential radon and risk of lung câncer**: A combined analysis of seven North American case-control studies. *Epidemiology*, 16:137-145.

LUBIN JH et al. (2004). **Risk of lung cancer and residential radon in China**: pooled results of two stu[1]dies. *Int J Cancer*, 109:132-137.

NCRP-97. NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. MEASUREMENT OF RADON AND RADO DAUGHTER IN AIR. NOV. 15, 1988.

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

OLIVEIRA, Evaldo Paulo de. **Comparação de técnicas ativa e passiva na medição de concentração de radônio (^{222}Rn) no ar** - Dissertação (Mestrado) - Instituto de Radioproteção e Dosimetria. Rio de Janeiro, 2017.

Prefeitura Municipal de Campina Grande **História**. Disponível em: <<https://campinagrande.pb.gov.br/historia/>>. Acessado em 20/05/2021.

WHO - World Health Organization. **Radon and cancer** - Fact sheet N°291 Updated September 2009.

SABOL, J.; KYSILKO, P.; SESTÁK, B.; PODZIMEK, F.; **Radon Concentration in Sime Specific Locations of Prague Metro Station**, In: 7th International Conference on Protection Against Radon at Home at Work, 201.

SANTOS J.M. **Alfa Espec-222 como Variante da SSNTD na avaliação do risco RnD em áreas impactadas NORM. 2022** .P.34-68 Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE, 2022.

SANTOS JÚNIOR. J. A. **Avaliação radiométrica do U-238, Ra-226, Th-232 e K-40 em uma área anômala do Agreste de Pernambuco**. Tese de Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

SANTOS, T. O. Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte – **Dissertação** (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2010, Belo Horizonte.

SOUZA, E.M. Ocorrência de urânio em Pocinhos, Paraíba-anomalia de Sítio Bravo: Petrografia e radiometria. *Estudos Geologicos*, v. 22(2), p. 93-103, 2012.

SUBILIS, J.B., **NTP 440: Radón en ambientes interiores. Notas Técnicas de Prevención**. Centro Nacional De Condiciones De Trabajo, Espana, 2003.

TURKANALKAN and OZLEM KARADENIZ. Indoor ^{222}Rn Levels and Effective Dose Estimation of Academic Staff in Izmlr-Turkey. *Biomed EnvironSci*, 2014.

UNSCEAR- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and effects of ionizing radiation**. Vol. 1 (New York: United Nations Publication), 1988.

UNSCEAR- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and effects of ionizing radiation**. Vol. 1 (New York: United Nations Publication), 2000.