

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA ELÉTRICA E
INFORMÁTICA INDUSTRIAL

FLÁVIA DEL CLARO

**AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO-222 NO AR DE
POSTOS DE TRABALHO DE CURITIBA/PR**

DISSERTAÇÃO

CURITIBA
2013

FLÁVIA DEL CLARO

**AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO-222 NO AR DE
POSTOS DE TRABALHO DE CURITIBA/PR**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná como requisito parcial para obtenção do grau de “Mestre em Ciências” – Área de Concentração: Engenharia Biomédica.

Orientador: Prof. Dr. Sergei Anatolyevich Paschuk.

CURITIBA
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

- D345 Del Claro, Flávia
Avaliação da concentração de radônio-222 no ar de postos de trabalho de Curitiba/PR / Flávia Del Claro. – 2013.
103 f. : il. ; 30 cm
- Orientador: Sergei Anatolyevich Paschuk.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial. Curitiba, 2013.
Bibliografia: f. 86-92
1. Radon. 2. Ambiente de trabalho – Curitiba (PR). 3. Radiação de fundo. 4. Radiação – Dosimetria. 5. Solos – Contaminação. 6. Materiais de construção – Contaminação. 7. Radiação ionizante – Efeito fisiológico. 8. Engenharia elétrica – Dissertações. I. Paschuk, Sergei Anatolyevich, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial. III. Título.

CDD (22. ed.) 621.3

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial

Título da Dissertação Nº. 627

“Avaliação da Concentração de Radônio-222 no ar de Postos de Trabalho de Curitiba/PR.”

por

Flávia Del Claro

Esta dissertação foi apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de MESTRE EM CIÊNCIAS – Área de Concentração: Engenharia Biomédica, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial – CPGEI – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, às 14h do dia 20 de fevereiro de 2013. O trabalho foi aprovado pela Banca Examinadora, composta pelos doutores:

Prof. Sergei Anatolyevich Paschuk, Dr.

(Presidente – UTFPR)

Prof. Vanderley de Vasconcelos, Dr.

(CDTN)

Prof^a. Janine Nicolosi Corrêa, Dr.

(UTFPR)

Prof. Adalberto Matoski, Dr.

(UTFPR)

Visto da coordenação:

Prof. Ricardo Lüders, Dr.

(Coordenador do CPGEI)

AGRADECIMENTOS

Expresso aqui os meus sinceros agradecimentos:

Ao CPGEI pelo curso ofertado.

À CNEN, pelo suporte financeiro.

Ao meu orientador professor Sergei Paschuk pela ajuda e orientação.

A Janine pela amizade e ajuda.

Aos meus pais por tudo o que sou e pela ajuda, carinho e dedicação durante todos esses anos.

Ao Alan pela paciência e incentivo.

Ao professor Zildete e a Talita pelo auxílio prestado.

Ao professor Valeriy pelo auxílio essencial com os cálculos.

A todos os colegas do laboratório pela ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

DEL CLARO, Flávia. Avaliação da concentração de radônio-222 no ar de postos de trabalho de Curitiba/PR. 2013. 103 f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2013.

O ser humano está exposto diariamente a várias fontes de radiação natural sendo que a principal delas é o gás nobre ^{222}Rn , pertencente à cadeia radioativa do ^{238}U . A grande importância do estudo do ^{222}Rn se deve ao fato do mesmo ser responsável, juntamente com seus produtos de decaimento, por cerca da metade da dose efetiva proveniente das fontes de radiações ionizantes naturais que é recebida pela população mundial. Além disso, o gás ^{222}Rn ao ser inalado produz isótopos que passam por oito decaimentos radioativos (metade por emissão de partículas alfa e metade por emissão de partículas beta) para chegar ao isótopo estável de chumbo. Essa radiação interage com as células dos tecidos biológicos apresentando alta probabilidade de induzir o desenvolvimento de tumores pulmonares. O objetivo desta dissertação é avaliar os valores de concentração de ^{222}Rn em ambientes de trabalho da região de Curitiba – Paraná, assim como, mensurar os níveis de ^{222}Rn provenientes do solo e de materiais de construção que permeiam os postos de trabalho avaliados. Para o estudo dos níveis de ^{222}Rn *indoor* foram utilizados detectores de estado sólido CR-39, submetidos à revelação química e leitura manual em microscópio óptico. Os cálculos das concentrações de ^{222}Rn nos postos de trabalho foram obtidos a partir de metodologia de calibração desenvolvida pelo Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN) em conjunto com o Laboratório de Radiações Ionizantes da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). O detector ativo AlphaGUARD (Saphymo GmbH) foi utilizado para análise das concentrações médias de ^{222}Rn do solo e dos materiais de construção que também foram submetidos ao método de espectrometria gama para avaliação qualitativa e quantitativa dos radionuclídeos presentes nas amostras de areia, argamassa, brita azul, brita vermelha, concreto e tijolo vermelho. A metodologia utilizada para as medidas de solo permitiu encontrar as concentrações médias de ^{222}Rn (radônio) e ^{220}Rn (torônio) presentes no solo. Os resultados das concentrações médias de ^{222}Rn obtidos nas medidas *indoor* dos postos de trabalho encontram-se entre $36 \pm 49 \text{ Bq/m}^3$ e $164 \pm 51 \text{ Bq/m}^3$. Valores esses considerados dentro do limite de referência de 200 Bq/m^3 estabelecido por agências internacionais como *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR) e o *International Commission on Radiological Protection* (ICRP), mas um pouco acima do limite de 148 Bq/m^3 preconizado pela *United States Environmental Protection Agency* (EPA). Em relação aos materiais de construção, os valores de concentração de ^{222}Rn encontrados estão em uma faixa de $427 \pm 310 \text{ Bq/m}^3$ a $2053 \pm 700 \text{ Bq/m}^3$. As concentrações de ^{222}Rn no solo variaram de $31 \pm 2 \text{ kBq/m}^3$ a $35 \pm 4 \text{ kBq/m}^3$ e os valores médios encontrados de ^{220}Rn estão em um intervalo de $41 \pm 6 \text{ kBq/m}^3$ e $25 \pm 11 \text{ kBq/m}^3$, os quais constatarem que as concentrações do gás radônio do solo estão abaixo do critério sueco que determina que valores inferiores a 50 kBq/m^3 não caracterizam uma situação de alto risco.

Palavras-chave: Radônio. Postos de Trabalho. Radioatividade Natural. Solo. Materiais de Construção.

ABSTRACT

DEL CLARO, Flávia. Evaluation of radon-222 workplaces air concentration in Curitiba/PR. 2013. 103 f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2013.

In every day life people are exposed to various types of radiation arising from different artificial and natural sources and among all of them the main role belongs to the isotope of noble gas ^{222}Rn that makes part of the ^{238}U radioactive chain. The isotope ^{222}Rn is responsible for approximately half of the effective annual dose received by the world population. Being inhaled, the radon isotopes have to undergo 8 radioactive decay events (one half by emitting alpha particles and another half by emitting betas) to get to a stable isotope of lead. This radiation interacting with the cells of biological tissue have very high probability to induce the lung cancer. The goal of present research is to evaluate the activity concentration of ^{222}Rn in the air of workplaces at Curitiba – Paraná State. Simultaneously there were performed the measurements of ^{222}Rn emanation from soil and building materials occurred at evaluated workplaces. Indoor measurements of ^{222}Rn activity were performed using Polycarbonate track etched detectors CR-39 that after the exposition in air were submitted to chemical etching and manual reading using the optical microscope. The calculations of the activity concentration of ^{222}Rn in the air of workplaces were completed using the results of calibration performed by the Center of Nuclear Technology Development (CDTN) in cooperation with the Laboratory of Applied Nuclear Physics of the Federal University of Technology - Paraná (UTFPR). The instant radon detector AlphaGUARD (Saphymo GmbH) was used in the measurements of the average concentrations of ^{222}Rn in soil gas and building materials. Building materials were also submitted to gamma spectrometry analysis for qualitative and quantitative evaluation of the radionuclides present in samples of sand, mortar, blue crushed stone, red crushed stone, concrete and red bricks. The method used for the measurements of radon activity in soil gas allowed to find the average concentrations of two isotopes ^{222}Rn and ^{220}Rn . The average concentration of indoor ^{222}Rn obtained in the measurements in air of workplaces vary between $36 \pm 49 \text{ Bq/m}^3$ and $164 \pm 51 \text{ Bq/m}^3$. These values are considered within the reference limit of 200 Bq/m^3 established by international agencies such as the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) and the International Commission on Radiological Protection (ICRP), but slightly above the limit of 148 Bq/m^3 established by the United States Environmental Protection Agency (USEPA). The measurements involving building materials presented the concentration values of ^{222}Rn in a range from $427 \pm 310 \text{ Bq/m}^3$ to $2053 \pm 700 \text{ Bq/m}^3$. The ^{222}Rn concentrations in soil ranged from $31 \pm 2 \text{ kBq/m}^3$ to $35 \pm 4 \text{ kBq/m}^3$ and the average values of ^{220}Rn are found in a range of $41 \pm 6 \text{ kBq/m}^3$ and $25 \pm 11 \text{ kBq/m}^3$, thus the concentrations of radon gas soil are below the swedish criterion of 50 kBq/m^3 that represent the minimum value for high-risk situation.

Keywords: Radon. Workplaces. Natural Radioactivity. Soil. Building Materials.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	- Percentual da exposição do ser humano aos tipos de radiação natural e artificial conhecidos. O radônio representa 55% de toda a radiação presente no ambiente	12
Figura 2	- Séries radioativas do urânio - 235, urânio - 238 e Tório - 232 com as principais partículas emitidas em seus processos de decaimento radioativo e a meia-vida aproximada de cada radionuclídeo	17
Figura 3	- Atributos do ^{222}Rn e de sua progênie. Dados obtidos das cartas de nuclídeos do <i>National Nuclear Data Center</i>	20
Figura 4	- Mecanismos de entrada do gás ^{222}Rn em ambientes	23
Figura 5	- Mecanismos de transporte do radônio presente em materiais de construção para ambientes <i>indoor</i>	36
Figura 6	- Divisões do solo em camadas e a mobilidade do gás ^{222}Rn no solo (setas vermelhas)	37
Figura 7	- Localização dos átomos de rádio e mobilidade dos átomos de radônio dentro do grão mineral	38
Figura 8	- Detector CR-39	45
Figura 9	- Conjunto de detecção (câmara de difusão, detector CR-39 e filtro de vidro de borossilicato) instalado nos postos de trabalho avaliados para detecção do gás ^{222}Rn	46
Figura 10	- Desenho esquemático da montagem do conjunto de detecção	46
Figura 11	- Identificação das câmaras de difusão	47
Figura 12	- Critérios utilizados na instalação do conjunto detector nos ambientes físicos dos postos de trabalho avaliados	48
Figura 13	- Imagem microscópica dos traços presentes em um detector CR-39	50
Figura 14	- Distribuição dos detectores passivos e ativos no arranjo experimental do sistema de calibração	52
Figura 15	- Circuito utilizado para as medidas do <i>container</i> de baixa exposição	53
Figura 16	- Fonte de ^{226}Ra de alta atividade (A). Fonte de ^{226}Ra de baixa atividade (B).....	54
Figura 17	- Amostra de tijolo armazenada no frasco de vidro para medida da concentração de ^{222}Rn	57
Figura 18	- Detalhes do circuito de entrada e saída de ar do frasco de vidro onde as amostras de materiais de construção foram acomodadas para as medidas de concentração de ^{222}Rn	58
Figura 19	- Desenho esquemático do circuito aberto de ventilação	59
Figura 20	- Desenho esquemático do circuito fechado para medidas de <i>background</i> e amostras de materiais de construção	60
Figura 21	- Medida do frasco de vidro de <i>background</i>	60
Figura 22	- Experimento para a determinação do volume da amostra de brita azul no ar (A) e na água (B) pelo conceito de empuxo	62
Figura 23	- Moinho de bolas de porcelana	63
Figura 24	- Moinho de bolas Solotest. Técnica Abrasão Losangeles	63
Figura 25	- Espectrômetro gama	64
Figura 26	- Desenho esquemático do circuito fechado utilizado para as medidas de <i>background</i> na avaliação do solo	66
Figura 27	- Esquema do circuito utilizado para as medidas de solo	66
Figura 28	- Medida de solo	68
Figura 29	- Primeira medida do solo do posto de trabalho C	79

Figura 30 - Segunda medida do solo do posto de trabalho C	79
Figura 31 - Terceira medida do solo do posto de trabalho C	80
Figura 32 - Primeira medida do solo do posto de trabalho A.....	80
Figura 33 - Segunda medida do solo do posto de trabalho A.....	81
Figura 34 - Terceira medida do solo do posto de trabalho A	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Propriedades físico-químicas do gás ^{222}Rn	20
Tabela 2	- Concentrações de radônio <i>indoor</i> em países da OECD*	24
Tabela 3	- Concentrações de radônio <i>indoor</i> em residências	26
Tabela 4	- Concentrações de ^{222}Rn <i>indoor</i> obtidas em estados brasileiros.....	30
Tabela 5	- Concentrações de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K encontrados em materiais utilizados pela indústria da construção civil	33
Tabela 6	- Concentrações de ^{238}U , ^{40}K e ^{232}Th associados a diferentes tipos de rochas	39
Tabela 7	- Características das amostras de solo analisadas em estados brasileiros.....	40
Tabela 8	- Alcance das partículas de acordo com a sua energia	42
Tabela 9	- Distribuição dos detectores nos postos de trabalho.....	49
Tabela 10	- Dados dos equipamentos utilizados na calibração dos detectores CR-39.....	55
Tabela 11	- Dados das medidas de solo realizadas nos ambientes A e C.....	68
Tabela 12	- Concentração <i>indoor</i> de ^{222}Rn nos postos de trabalho	69
Tabela 13	- Concentração final de ^{222}Rn das amostras de materiais de construção	74
Tabela 14	- Coeficientes de exalação (<i>f</i>) dos materiais de construção	75
Tabela 15	- Atividade específica (Bq/kg) dos materiais de construção submetidos à análise por espectrometria gama	76
Tabela 16	- Rádio equivalente (Ra_{eq}) dos materiais de construção	77
Tabela 17	- Valores dos índices de concentração de atividade (I) dos materiais de construção.....	77
Tabela 18	- Medidas de solo nos postos de trabalho dos ambientes A e C.....	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CDTN	Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
DNA	Ácido desoxirribonucleico
EDTA	<i>Ethylenediamine tetraacetic acid</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EUA	<i>United States of America</i>
EURATOM	<i>The European Atomic Agency Community</i>
IAEA	<i>International Atomic Energy Agency</i>
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
ICRP	<i>International Commission on Radiological Protection</i>
LET	<i>Linear Energy Transfer</i>
LIM	Laboratório Integrado de Materiais
MINEROPAR	Minerais do Paraná AS
NIST	<i>National Institute of Standards and Technology</i>
NNDC	<i>National nuclear Data Center</i>
NORM	<i>Naturally Occurring Radioactive Materials</i>
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
OMS	Organização Mundial da Saúde
UFBA	Universidade Federal da Bahia
UFRN	Universidade Federal do Rio Grande do Norte
UNSCEAR	<i>United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
WHO	<i>World Health Organization</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
1.1	MOTIVAÇÕES	12
1.2	OBJETIVOS	13
1.2.1	Objetivo Geral	13
1.2.2	Objetivos Específicos	14
1.3	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	Radioatividade natural	16
2.2	Radônio- 222	19
2.2.1	Radônio em ambientes internos	21
2.2.2	Radônio em materiais de construção	31
2.2.3	Radônio no solo	37
2.3	Efeitos biológicos das radiações ionizantes	41
3	METODOLOGIA	44
3.1	Medidas em ambientes <i>indoor</i>	44
3.1.1	Sistema de calibração dos detectores CR-39	51
3.2	Medidas em materiais de construção	55
3.2.1	Espectrometria gama	64
3.3	Medidas de ²²² Rn no solo	65
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	69
4.1	Medidas <i>indoor</i>	69
4.2	Medidas em materiais de construção	74
4.3	Medidas em solo	78
5	CONCLUSÕES	84
5.1	Conclusões gerais	84
5.2	Sugestões para trabalhos futuros	85
	REFERÊNCIAS	86
	APÊNDICE A – PUBLICAÇÕES SOBRE RADÔNIO ASSOCIADAS AO TRABALHO	93
	APÊNDICE B – CÁLCULOS DO SISTEMA DE CALIBRAÇÃO DO DETECTOR CR-39 PARA DETECÇÃO DE RADÔNIO <i>INDOOR</i>	94
	APÊNDICE C – CÁLCULOS PERTINENTES ÀS MEDIDAS DOS MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO	99
	APÊNDICE D – PARECER DAS MEDIDAS DE RADÔNIO <i>INDOOR</i> NOS POSTOS DE TRABALHO	102

1 INTRODUÇÃO

Todos os dias o ser humano está exposto a diferentes fontes de radiações naturais, também conhecidas como radiação de fundo ou *background*, que estão presentes no meio ambiente. Dentre essas fontes naturais destaca-se o radônio pela sua importância e impacto na qualidade de vida.

O Radônio (^{222}Rn) é um gás, com meia-vida de aproximadamente 3,8 dias, proveniente do decaimento do Rádio (^{226}Ra) que, por sua vez, é produto da desintegração do Urânio (^{238}U). O ^{222}Rn pode ser encontrado naturalmente em águas subterrâneas, solos e rochas, sendo exalado também por materiais de construção para o ar por se tratar de um gás. É imperceptível pelos sentidos humanos por ser inodoro, incolor e insípido (ATSDR, 2000).

A importância do ^{222}Rn , assim como de alguns de seus produtos de decaimento, se deve ao fato do mesmo ser um gás radioativo emissor de partículas alfa (α) que, ao ser inalado ou ingerido, pode provocar danos às células dos tecidos biológicos podendo apresentar como resultado final dessa interação o desenvolvimento, principalmente, de tumores pulmonares. No caso de ingestão de água que contenha o ^{222}Rn , apesar de menor, o risco a saúde é também associado à absorção de emissores de partículas alfa, decorrentes do processo de decaimento radioativo do radionuclídeo, pela corrente sanguínea possibilitando a interação das mesmas com demais órgãos do corpo (HOPKE *et al*, 2000).

Estudos indicam que o radônio, juntamente com seus produtos de decaimento, é responsável por cerca da metade da dose efetiva, recebida pela população, proveniente das fontes de radiações ionizantes naturais (UNSCEAR, 2006). A Figura 1 ilustra o percentual da contribuição de diversas fontes de exposição à radiação natural e artificial conhecidas.

O ^{222}Rn é um gás cerca de sete a oito vezes mais pesado que o ar e, por isso, tende a acumular-se a uma altitude próxima do solo que corresponde ao nível do ar respirado pelos seres humanos. Fatores como a temperatura, pressão atmosférica, umidade e o fluxo da ventilação interferem na taxa de exalação do ^{222}Rn do solo.

Desde o ano de 1979, a Organização Mundial da Saúde (OMS) vem se preocupando com os efeitos das exposições ao radônio. Em 1993, a própria OMS promoveu um encontro internacional com especialistas e cientistas de países da Europa, Ásia e América do Norte com a finalidade de discutir medidas de controle à exposição ao radônio (WHO, 2009). Órgãos como a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA, 2009) produzem guias com medidas de proteção e prevenção ao radônio. A Comissão internacional

de Proteção Radiológica (ICRP), em sua publicação de número 65 (1993) revisada pela publicação 115 (2010), também estabelece recomendações que visam reduzir a presença de radônio em áreas habitacionais.

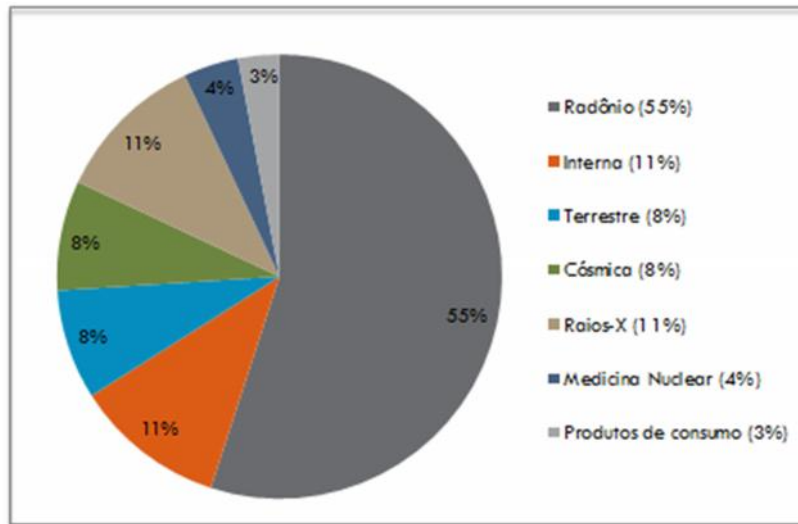


Figura 1- Percentual da exposição do ser humano aos tipos de radiação natural e artificial conhecidos. O radônio representa 55% de toda a radiação presente no ambiente

Fonte: CORRÊA (2011) adaptado de UNSCEAR (2000)

Estudos realizados no Brasil (CORRÊA, 2006; AMARAL, 1992; VEIGA *et al.*, 2003; MELO, 1999; MAGALHÃES, 1999; GERALDO, 2005; NEMAN, 2000, SANTOS, 2010) apresentam resultados que confirmam que em algumas regiões as concentrações de ^{222}Rn são elevadas, já que algumas residências apresentam valores de concentração de ^{222}Rn que variam de 200 Bq/m^3 a 600 Bq/m^3 .

No Brasil, embora crescente, a quantidade de dados adquiridos de concentrações de ^{222}Rn ainda não é suficiente para que a exposição média da população brasileira a este gás seja estimada. Dessa forma, esta pesquisa visa conhecer os valores de concentrações de ^{222}Rn em ambientes de convívio humano (postos de trabalho) da região de Curitiba-Paraná.

1.1 MOTIVAÇÕES

Os impactos dos efeitos provenientes da exposição ao radônio na qualidade de vida da população tornam-se a cada dia mais reconhecidos e a preocupação com esse problema é perceptível em todo o mundo, o que pode ser constatado pela quantidade de trabalhos científicos na área (UNSCEAR, 2000).

Há aproximadamente 12 anos, o grupo de pesquisa do Laboratório de Radiações Ionizantes da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) mantém parceria com demais laboratórios de pesquisa do Brasil, como o Laboratório de Radioatividade Natural do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN/CNEN), com o principal objetivo de coletar medidas da concentração de ^{222}Rn no ar, solo, água e materiais de construção em todo o território nacional. Dados esses que permitem o mapeamento de várias regiões do país com o propósito de proporcionar análises estatísticas relevantes o suficiente para o fomento de uma legislação nacional que estabeleça valores limites de referência quanto às concentrações de ^{222}Rn .

A indústria da construção civil vem nos últimos tempos utilizando com maior frequência materiais graníticos e cerâmicos em suas construções. Além disso, materiais alternativos e recicláveis também vêm sendo incorporados aos edifícios sejam eles residenciais ou comerciais. Nesses casos, a verificação da possibilidade desses materiais representarem uma fonte de exposição natural, e quão significativa é a sua contribuição para as doses recebidas pelo ser humano, é imprescindível para que os riscos à saúde da população sejam inexistentes.

A importância do estudo do gás ^{222}Rn como um problema de saúde pública, assim como a necessidade de um maior número de medidas de concentrações de ^{222}Rn que possam vir a contribuir com o banco de dados de agências reguladoras nacionais que visam estabelecer limites de exposição humana ao gás ^{222}Rn com o intuito de reduzir os riscos à saúde, foram os elementos motivadores deste trabalho.

No interesse de conhecer as concentrações de radônio em ambientes fechados de ocupação, definidos como postos de trabalho nesta pesquisa, representados por locais de trabalho comerciais e do setor produtivo, foram realizadas medidas *indoor* das concentrações de ^{222}Rn , na área urbana de Curitiba, associadas a medidas da concentração do mesmo gás em solo e materiais de construção pertencentes aos locais de trabalho avaliados neste estudo.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar os níveis de concentração do gás ^{222}Rn no ar em postos de trabalho na região de Curitiba, no estado do Paraná.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Identificar os níveis de exalação de ^{222}Rn de diferentes materiais de construção utilizados na construção dos prédios analisados quanto às medidas *indoor* de ^{222}Rn .
- Caracterizar os principais radionuclídeos presentes nos materiais de construção estudados.
- Medir os níveis de ^{222}Rn provenientes do solo onde se encontram os prédios dos postos de trabalho envolvidos nas medidas *indoor*.
- Estudar a possível influência do ^{222}Rn exalado dos materiais de construção e do solo na contribuição das concentrações de ^{222}Rn *indoor* dos postos de trabalho avaliados.
- Elaborar metodologia para as medidas de concentração de ^{222}Rn em materiais de construção.
- Verificar se os valores médios de concentração de ^{222}Rn encontrados nas medidas *indoor*, no solo e nos materiais de construção atendem os valores limites de referência estabelecidos por organismos internacionais.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação está organizada em capítulos, os quais são descritos a seguir:

O capítulo 1 apresenta a introdução, onde o tema é apresentado de forma geral, as motivações, onde a problemática acerca do tema é exposta juntamente com a justificativa da escolha do tema do trabalho, e os objetivos gerais e específicos deste trabalho que apresentam em linhas gerais a pretensão deste estudo.

No capítulo 2 uma revisão da literatura é apresentada e conhecimentos da área científica de que trata este trabalho são explanados a fim de reunir informações necessárias que comportam e embasam a metodologia de pesquisa utilizada.

O capítulo 3 aborda detalhes dos materiais e métodos utilizados em cada etapa do desenvolvimento desta pesquisa.

No capítulo 4 os resultados obtidos ao final deste trabalho são demonstrados e discutidos.

No capítulo 5 são expressas as conclusões deste trabalho e correlações relevantes com os dados apresentados no referencial teórico são feitas.

Por fim, são exibidas as referências seguidas dos apêndices, os quais contêm detalhes técnicos desta pesquisa, e de publicações associadas a este trabalho.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Radioatividade natural

O ser humano está exposto diariamente a fontes de radioatividade natural que são compostas pela radiação cósmica e por radionuclídeos presentes naturalmente no sistema geológico. Basicamente, os radionuclídeos ou materiais radioativos de ocorrência natural (NORM) podem ser classificados de duas formas diferentes de acordo com a sua origem. Os radionuclídeos ditos primordiais são aqueles que possuem meia-vida longa o suficiente para que os mesmos existam desde o surgimento da Terra que data de, aproximadamente, cerca de 4,6 bilhões de anos (UIEDA e PALEARI, 2003). Já, os elementos conhecidos como cosmogênicos são os produtos do processo de bombardeio de núcleos estáveis pelos raios cósmicos. São exemplos de elementos cosmogênicos o trítio (^3H), o berílio (^7Be), o carbono (^{14}C) e o sódio (^{22}Na) (EISENBUD e GESSEL, 1997; UNSCEAR, 2000).

Os radionuclídeos primordiais podem ocorrer isoladamente, como o potássio (^{40}K), ou pertencerem às cadeias de decaimento radioativo como as das séries do urânio (^{238}U), tório (^{232}Th) e do actínio que é originada do urânio (^{235}U) (EISENBUD e GESSEL, 1997).

As séries radioativas naturais do ^{238}U , ^{232}Th e do ^{235}U correspondem aos elementos primordiais de maior interesse de estudo da dosimetria associada à exposição humana à radioatividade natural. Razão essa justificada pela meia-vida longa desses radionuclídeos que correspondem a, aproximadamente, 4,5 bilhões de anos, 19,9 bilhões de anos e 713 milhões de anos, respectivamente. A Figura 2 mostra os nuclídeos e radionuclídeos componentes das três séries radioativas mencionadas acima no texto.

Eisenbud e Gessel (1997) afirmam que cerca de 70 nuclídeos dos 340 encontrados na natureza são radioativos e, ainda que, em muitos lugares do planeta a radioatividade natural apresenta concentrações que variam pouco quando comparadas a outras localidades nas quais as concentrações dos radionuclídeos são elevadas devido aos solos minerais radioativos.

Radionuclídeos de ocorrência natural estão presentes em todos os ambientes (irradiação externa) e no interior do corpo humano devido à ingestão (frutas e vegetais, por exemplo) e inalação dos mesmos (irradiação interna). O ^{40}K , e os radionuclídeos provenientes das séries radioativas do ^{235}U , ^{238}U e ^{232}Th são os que mais contribuem para a radioatividade ambiental (BONOTTO e SILVEIRA, 2006).

SÉRIES RADIOATIVAS NATURAIS

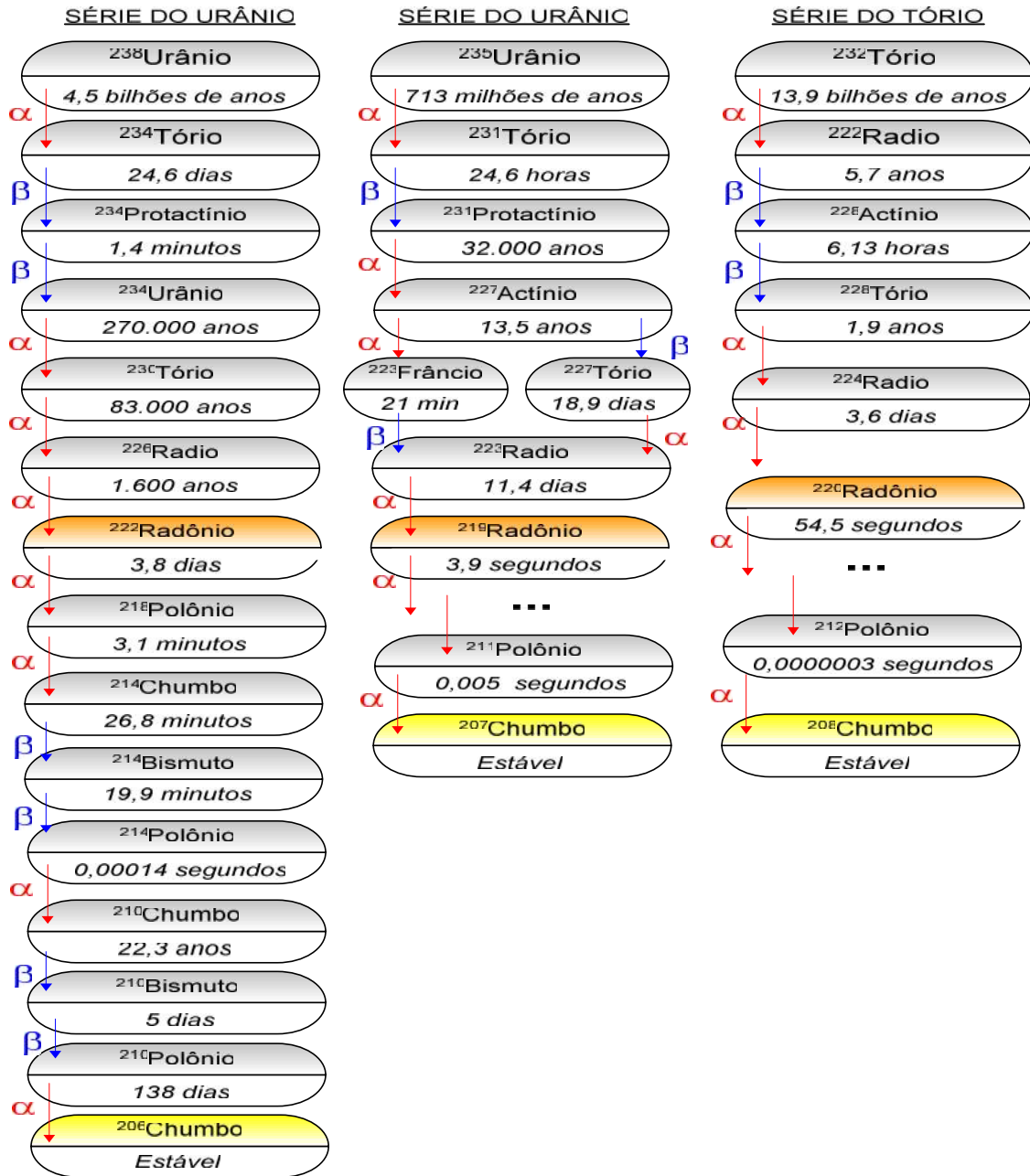


Figura 2- Séries radioativas do urânio - 235, urânio - 238 e Tório - 232 com as principais partículas emitidas em seus processos de decaimento radioativo e a meia-vida aproximada de cada radionuclídeo

Fonte: Adaptado de NNDC (2013)

Os produtos do decaimento dos radionuclídeos primordiais existem nos ambientes em quantidades suficientes para contribuir de maneira significativa para a exposição humana. Nuclídeos radioativos presentes no solo, emissores de radiação gama, pertencentes

principalmente à família do ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th são os que mais contribuem para a exposição externa (UNSCEAR, 2008).

O urânio é um radionuclídeo que tem sua deposição associada a brechas ou falhas que estabelecem zonas de inconformidades regionais. O fato de o urânio ser altamente solúvel em águas subterrâneas e de superfícies, quando o mesmo apresenta valência igual a +6, pode representar um problema para a população que utiliza dessas águas (HOBDAEY e GALLOWAY, 1999). Além disso, outros elementos como o rádio (^{226}Ra) e o radônio (^{222}Rn) também ganham a atenção dos estudiosos da área por fazerem parte da cadeia radioativa da série do urânio que neste caso é o ^{238}U .

O ^{232}Th pode ser encontrado em materiais como areia monazítica, rochas e alguns minerais, sendo um elemento estável, do ponto de vista químico, quando no estado de oxidação +4. Contudo, quando o ^{232}Th está imerso em solução de potencial hidrogeniônico (pH) maior que 3 o processo de hidrólise desse radionuclídeo é desencadeado (CAMARGO, 1994).

Radionuclídeos como o ^{238}U e ^{232}Th são liberados para a atmosfera, água e solo por meio da destruição física e decomposição química das rochas devido à ação de agentes atmosféricos e biológicos. Uma vez introduzidos na água ou na atmosfera os radionuclídeos são diluídos, dispersos e distribuídos se acumulando, por fim, no meio ambiente (CAMARGO, 1994).

A questão da radioatividade vem sendo amplamente discutida ao longo dos anos à medida que o número de pesquisas e estudos sobre o assunto aumentam. A crescente preocupação com a radioatividade natural se deve principalmente ao fato da mesma ser responsável por um percentual significativo de exposição do ser humano, principalmente se tratando do gás ^{222}Rn que representa mais de 50% da dose efetiva recebida pelo homem de toda a radiação presente no ambiente. A inalação do gás ^{222}Rn é considerada, também, a principal causa de câncer de pulmão depois do cigarro (UNSCEAR, 2000).

Segundo a UNSCEAR (2008) a grandeza básica utilizada para descrever a exposição dos indivíduos do público às fontes de radiação é a dose efetiva, apresentada em milisievert (mSv). A dose efetiva anual corresponde à soma das doses internas e externas as quais o indivíduo está exposto.

Na natureza existem três isótopos do radônio de ocorrência natural dos 61 isótopos radioativos de radônio existentes listados pela revista *Chemical Abstracts* (DYCK e JONASSON, 2000). Os três radioisótopos de radônio originados por decaimento radioativo natural são mostrados na Figura 1, anteriormente no texto.

O ^{222}Rn é filho do ^{226}Ra e pertencente à série de decaimento radioativo do ^{238}U . Já o actinônio (^{219}Rn) é filho do ^{223}Ra o qual é originado na série de decaimento radioativo do ^{235}U . Por fim, o terceiro e último radioisótopo é o torônio (^{220}Rn) proveniente do ^{224}Ra que faz parte da série do ^{232}Th .

Da perspectiva da proteção radiológica, os radioisótopos ^{222}Rn e o ^{220}Rn são os de maior relevância para estudo, já que o ^{219}Rn deriva da série do actínio que tem como elemento inicial o ^{235}U , o qual está contido no urânio natural em um percentual de 0,72% (CIGNA, 2005).

Normalmente, o ^{222}Rn é o radioisótopo mais estudado devido ao fato do mesmo ter meia-vida longa o suficiente (3,8 dias) para a detecção desse gás nobre. A meia-vida curta dos demais isótopos do radônio, da ordem de segundos, dificulta e até mesmo impede que a concentração desses gases no ambiente seja mensurada. Sendo assim, o foco deste trabalho é o estudo do elemento ^{222}Rn que será discutido em detalhes a seguir, no item 2.2.

2.2 Radônio- 222

O ^{222}Rn é um gás nobre inerte de ocorrência natural que está presente em todos os ambientes por ser formado pelo ^{226}Ra e, conseqüentemente, pelo ^{238}U que são radionuclídeos provenientes do interior de rochas, solos e águas subterrâneas. No seu processo de decaimento o gás ^{222}Rn emite partículas alfa (α) de energias bem definidas que variam de 4 a 7 MeV, aproximadamente.

Por se tratar de um gás incolor, inodoro e insípido a presença do ^{222}Rn em temperatura ambiente só pode ser detectada e sua concentração medida através de equipamentos específicos capazes de contabilizar ou registrar a presença de partículas alfa, como é o caso de algumas câmaras de ionização, como por exemplo o AlphaGUARD da SAPHYMO, e de detectores de estado sólido de traços como o CR-39. Quando o gás ^{222}Rn é resfriado a temperaturas abaixo do seu ponto de congelamento (-71 °C) exhibe um aspecto fosforescente brilhante e se torna amarelado à medida que a temperatura é reduzida (DYCK e JONASSON, 2000). As propriedades físico-químicas do ^{222}Rn podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1– Propriedades físico-químicas do gás ^{222}Rn

Propriedades	Valores
Número de massa (A)	86
Número atômico (Z)	222,0175
Diâmetro atômico aproximado	$4,5 \times 10^{-8}$ cm
Meia-vida ($T_{1/2}$)	3,825 dias
Constante de decaimento ($\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}$)	$2,097 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$
Tipo $\frac{\text{tar}}{\text{de}}$ decaimento e energia	
alfa (α)	5,486 MeV
alfa ($\frac{\alpha}{d}$)	4,98 MeV
Ponto de ebulição	- 61,8 °C
Ponto de fusão	- 71 °C
Densidade (gás)	9,73 g/L
Potencial para primeira ionização	10,8 eV
Solubilidade a 1 atm	
na água a 0°C	510 mL
na água a 20°	230 mL
na água a 40°C	139 mL
na água a 60°C	96 mL

Fonte: Adaptado de DYCK e JONASSON (2000)

Vários elementos são gerados a partir do decaimento radioativo do ^{222}Rn sendo que a maioria deles possui meia-vida relativamente curta da ordem de segundos ou alguns dias. O chumbo (^{206}Pb) é o nuclídeo estável gerado ao final dessa série de decaimento radioativo. Características do ^{222}Rn e sua progênie, fornecidas pelo *National Nuclear Data Center* (NNDC, 2013) são apresentadas na Figura 3.

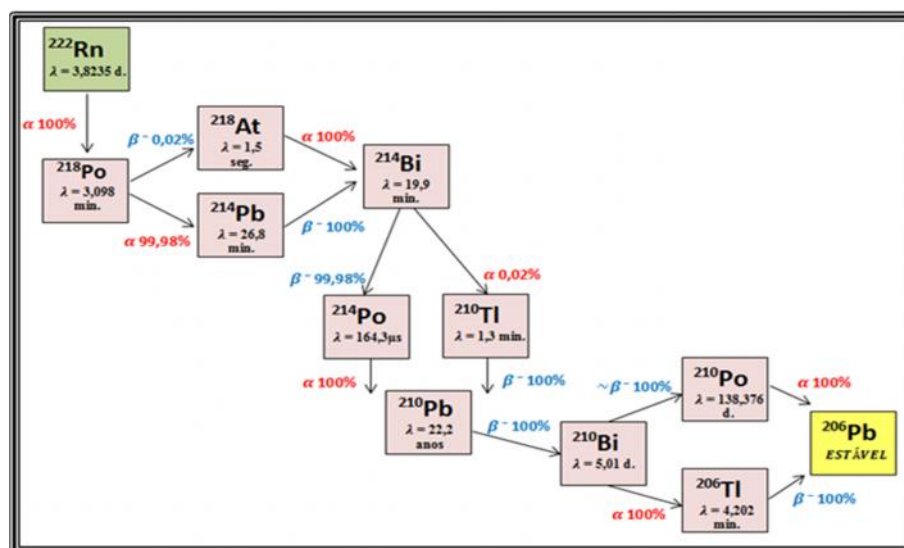


Figura 3– Atributos do ^{222}Rn e de sua progênie. Dados obtidos das cartas de nuclídeos do *National Nuclear Data Center*
Fonte: NNDC (2013)

A solubilidade do ^{222}Rn depende de seu coeficiente de partição (K_T) que é dependente da temperatura, e representa a razão entre a concentração de radônio na água e no ar. Com o aumento da temperatura a solubilidade do gás ^{222}Rn diminui (SANTOS, 2010). Assim, considera-se que o ^{222}Rn é relativamente insolúvel na água (HOPKE *et al.*, 2000), mas apresenta alta solubilidade em líquidos orgânicos, com exceção da glicerina que proporciona menor solubilidade do que a água, e é absorvido por materiais como o carvão vegetal e a sílica - gel (CIGNA, 2005 apud Tommasino, 1995). A característica de pouca solubilidade do ^{222}Rn na água facilita o transporte do gás para o ar ambiente (HOPKE *et al.*, 2000).

O ^{222}Rn é um gás cerca de sete a oito vezes mais pesado que o ar o que define o seu acúmulo em altitude próxima do solo que corresponde ao nível do ar respirado pelos seres humanos facilitando, assim, sua inalação. Por esse motivo, as medidas de concentração do ^{222}Rn em ambientes são realizadas somente nos níveis mais baixos das construções, como subsolo e primeiro andar. O fluxo de concentração de ^{222}Rn varia ao longo do dia já que fatores como a temperatura, pressão atmosférica e o fluxo da ventilação interferem em sua taxa de exalação. Esses fatores serão discutidos em detalhes a seguir.

2.2.1 Radônio em ambientes internos

A concentração de radônio no ar em ambientes fechados (*indoor*) varia de acordo com a quantidade de rádio e de urânio presentes na água, solo e nos materiais de construção que permeiam ou estão próximos a esses ambientes. Os níveis de concentração de ^{222}Rn diferem entre regiões e países diferentes, dependendo da riqueza da composição geológica dos solos, podendo variar de 10 Bq/m^3 , como no Oriente Médio (UNSCEAR, 2006) por exemplo, a 33 kBq/m^3 em países da Europa (VAUPOTIC *et al.*, 2010). Outros estudos mostram que a presença de uma concentração de 1000 Bq/L na água aumenta em média em 100 Bq/m^3 a concentração de radônio no ar (EURATOM, 2001) e, ainda, que 1 m^2 de solo com concentração de rádio de $0,03 \text{ Bq g}^{-1}$ exala uma taxa de radônio para a atmosfera entre 1000 e 2000 Bq/dia (MAGED, 2008).

Mediante a presença do ^{238}U e do ^{226}Ra , em região caracterizada pela distribuição uniforme dos átomos constituintes de um mineral, o ^{222}Rn se localiza em uma posição favorável à sua remoção e transporte que ocorre por meio dos processos de difusão ou arraste em meio aquoso (BONOTTO e SILVEIRA, 2006 *apud* Tanner, 1964). Já, o transporte do

^{222}Rn para a água ocorre quando a mesma entra em contato com uma região que possua o ^{226}Ra independente da presença ou não de ^{238}U (BONOTTO e SILVEIRA, 2006).

A entrada do ^{222}Rn em ambientes se dá principalmente pela infiltração do gás existente no solo (WHO, 2009). Essa infiltração ocorre quando o solo apresenta permeabilidade suficiente que permita que o ^{222}Rn migre por meio de rachaduras, buracos, encanamentos e fossas para o interior dos níveis mais baixos das construções (EPA, 2001).

Os filhos do radônio podem se unir a partículas de aerossóis presentes no ar formando um composto de moléculas denominado de anexado, cujo tamanho irá influenciar na distribuição do aerossol no ambiente. Já, os descendentes do ^{222}Rn que não se anexam aos aerossóis da atmosfera permanecem livres no ambiente e, por isso, são conhecidos como partículas desanexadas variando o seu tamanho de 0,5 a 5 nm, aproximadamente (IAEA, 2003).

Segundo a IAEA (2003), os estudos sobre a radioatividade natural expressam as concentrações de radônio existentes nos ambientes ao invés das concentrações dos seus elementos descendentes pela facilidade maior de mensurar as concentrações do radônio do que de sua progênie. Além disso, é constatado que os compostos de moléculas desanexados representam um maior risco do que os anexados quando inalados considerando a deposição e distribuição de dose nos pulmões.

Ambientes fechados e pouco ventilados propiciam um aumento na concentração de ^{222}Rn . O mecanismo de penetração do ^{222}Rn em residências, por exemplo, é explicado pelas diferenças de pressão entre os lados internos e externos na base da construção. A pressão no interior da residência normalmente é menor do que a do ar que a circunda e do solo, e essa diferença de pressão exerce um efeito que suga os gases do ambiente externo e do solo para o interior da construção. Dessa forma, um fluxo de gases é gerado propiciando, assim, a entrada do ^{222}Rn no ambiente. Equipamentos como ar condicionado podem interferir nas diferenças de pressão (EPA, 2001). A Figura 4 ilustra os mecanismos de entrada do gás ^{222}Rn em ambientes *indoor*.

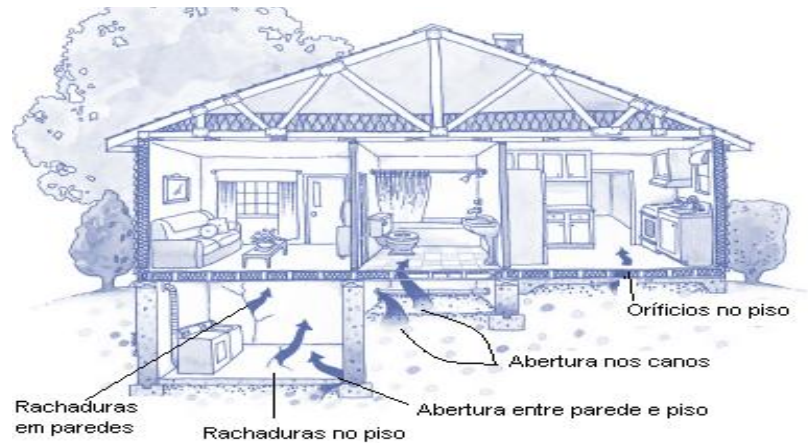


Figura 4- Mecanismos de entrada do gás ²²²Rn em ambientes

Fonte: Adaptado de EPA (2001)

Neman (2000) afirma que a mobilidade do ²²²Rn é variável e dependente de fatores como a ventilação, existência de campos eletrostáticos e de fatores meteorológicos como temperatura, pressão e umidade. Dessa forma, a taxa de deposição dos filhos do ²²²Rn é alterada ao longo do dia o que impacta nos estudos das medidas de concentração de ²²²Rn devido ao grande número de fatores variáveis envolvidos.

O percentual de exalação de ²²²Rn varia de acordo com a umidade. Nas situações de valores da umidade relativa do solo maiores do que 17% observa-se que a exalação do ²²²Rn diminui. Já, nos casos de pressão atmosférica menor os átomos de ²²²Rn do solo se direcionam com maior facilidade para a superfície. Pressões atmosféricas maiores forçam uma massa de ar contra a região do solo beneficiando a não concentração dos gases na superfície do mesmo (SANTOS, 2010 *apud* ASHER-BOLINDER *et al*, 1993).

As informações sobre a influência da temperatura na concentração de ²²²Rn no ambiente variam entre os estudiosos da área. Alguns autores como Da Silva (2005) afirmam que a temperatura, assim como a umidade, não exerce influência significativa nas concentrações do gás. Segundo a WHO (2009), os resultados das concentrações de ²²²Rn podem sim ser afetados por fatores como umidade, correntes de ar, temperatura, calor, presença de raios gama (γ) e tório.

Alguns estudos, a partir da utilização de cálculos teóricos, mostram que fatores como a ventilação e a distribuição de aerossóis no ambiente exercem um importante papel na distribuição espacial do radônio e de seus filhos. Em contrapartida, outros estudos experimentais constataam que a própria distribuição dos filhos do radônio no ambiente, assim como do gás e sua progênie que estão próximos a materiais de construção, tende a não ser

uniforme. Portanto, a variação da ventilação do ambiente, por exemplo, não caracterizaria, necessariamente, uma modificação significativa da condição de distribuição do radônio e de seus filhos já existente (GODOY *et al.*, 2002).

Hábitos diários que venham a interferir no fluxo de ventilação e na pressão interna do ambiente e o uso de equipamentos que impactem em mudanças de temperatura e umidade garantem a presença de uma concentração média de ^{222}Rn maior ou menor e, conseqüentemente, em uma exposição maior ou menor do ser humano que ali habita. Elementos decorativos como, por exemplo, granito, também contribuem com a presença do gás ^{222}Rn .

De acordo com a *International Atomic Energy Agency* (IAEA, 2003) ambientes de trabalho como lavanderias e cozinhas de restaurantes podem apresentar altos níveis de concentração de ^{222}Rn devido ao uso de águas que contenham ^{226}Ra . Ainda, a IAEA (2003) traz um estudo interessante sobre estações de tratamento e distribuição de água que utilizam águas subterrâneas na Alemanha, afirmando que nesses locais foram encontradas concentrações de ^{222}Rn de centenas de milhares de Bq/m³.

A concentração de ^{222}Rn em países estrangeiros é bastante variável dependendo da região analisada. Devido a preocupação com o número de casos de câncer relacionados à exposição ao gás ^{222}Rn documentos como o da WHO (2009) registram alguns valores de concentração de ^{222}Rn medidos em residências, os quais são mostrados na Tabela 2.

Segundo a WHO (2009), a distribuição do radônio, na maioria dos estudos, segue uma distribuição log normal e, por isso, muitos países informam os seus dados referentes às medidas de radônio utilizando a média geométrica e o padrão geométrico. Contudo, para que uma comparação entre os dados de países diferentes possa ser feita, a média aritmética também é apresentada.

Tabela 2– Concentrações de radônio *indoor* em países da OECD*

País	Concentração de ^{222}Rn (Bq/m ³)		
	<i>Média aritmética</i>	<i>Média geométrica</i>	<i>Desvio padrão geométrico</i>
Alemanha	49	37	2,0
Austrália	11	8	2,1
Áustria	99	15	-
Bélgica	48	38	2,0
Canadá	28	11	3,9

(continua)

Tabela 2 – Concentrações de radônio *indoor* em países da OECD*

Coréia	53	43	1,8
Dinamarca	59	39	2,2
Eslováquia	87	-	-
Espanha	90	46	2,9
Estados Unidos	46	25	3,1
Finlândia	120	84	2,1
França	89	53	2,0
Grécia	55	44	2,4
Holanda	23	18	1,6
Hungria	82	62	2,1
Irlanda	89	57	2,4
Islândia	10	-	-
Itália	70	52	2,1
Japão	16	13	1,8
Luxemburgo	110	70	2,0
México	140	90	-
Nova Zelândia	22	20	-
Noruega	89	40	-
Polônia	49	31	2,3
Portugal	62	45	2,2
Reino Unido	20	14	3,2
República Tcheca	140	44	2,1
Suécia	108	56	-
Suíça	78	51	1,8
Média Mundial	39		

*OECD: Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico.

Fonte: Adaptado de WHO (2009)

UNSCEAR (2006) relata valores de concentração de ^{222}Rn *indoor* de residências de vários países. A Tabela 3 reúne esses valores de concentração dos quais alguns valores são significativamente preocupantes por estarem em um nível bem acima dos limites estabelecidos pela própria UNSCEAR, como no caso de países como Cazaquistão, Irã e Suécia.

Tabela 3– Concentrações de radônio *indoor* em residências

Região/país	<i>Média aritmética</i>	<i>Média geométrica</i>	<i>Valor máximo</i>	<i>Desvio padrão geométrico</i>
África				
Argélia	30	-	140	-
Egito	9	-	24	-
Gana	-	-	340	-
América do Norte				
Canadá	34	14	1720	36
Canadá	28,35	11,2	1720	3,9
Estados Unidos	46	25	-	3,1
México	140	90	1193	-
América do Sul				
Argentina	35	25	211	2
Brasil	81,95	-	310,0	-
Chile	25	-	86	-
Cuba	7,7	5,2	15,2	3,3
Equador	200	-	-	-
Paraguai	28	-	51	-
Peru	32,29	-	50,20	-
Venezuela	52,50	-	346	-
Leste da Ásia				
Cazaquistão	-	-	5000	-
China	43,8	34,4	596	-
China	24	20	380	2,2
Coréia	53,4	43,3	1350	1,8
Filipinas	23	22	62	1,13
Filipinas	23	23	62	±6
Hong Kong SAR	41	-	140	-
Índia	57	42	210	2,2
Indonésia	35,1	35,1	165	1,2

(continua)

Tabela 3 – Concentrações de radônio *indoor* em residências

Japão	16	13	310	1,8
Malásia	14	-	20	-
Paquistão	30	-	83	-
Rússia	50-60	-	-	-
Taiwan	10,0	8,5	63,5	0,6
Tailândia	23	16	480	1,2
Oeste da Ásia				
Arábia Saudita	16	-	36	-
Armênia	104	-	216	1,3
Irã	82	-	3070	-
Irã	2745	-	31000	-
Irã	600	-	1000	-
Kuwait	14	10,6	119,2	0,74
Palestina (Gaza)	34	-	105	-
Síria	44	-	520	-
Norte da Europa				
Dinamarca	59	39	1200	22
Estônia	120	92	1390	-
Finlândia	120	84	20000	2,1
Islândia	10	-	26	-
Lituânia	49	38	1900	-
Lituânia	55	36,5	636	-
Noruega	73	40	50000	-
Suécia	108	56	84000	-
Oeste da Europa				
Alemanha	50	40	>1000	1,9
Áustria	-	15	190	-
Bélgica	48	38	12000	2
França	62	41	4690	2,7
França	89,3	53,5	4964	-

(continua)

Tabela 3 – Concentrações de radônio *indoor* em residências

Holanda	23	18	380	1,6
Inglaterra	90	50	-	-
Irlanda	89	57	7000	2,4
Listenstaine	80	-	1098	-
Luxemburgo	110	70	2500	2,0
País de Gales	84	48	-	-
Reino Unido	20	14	17000	3,2
Suíça	75	41	10000	-
Suíça	142	81	15000	2,6
Suíça	73	59	15000	1,8
Leste da Europa				
Bielorrússia	31,8	-	221	-
Bulgária	-	22	250	2,1
Eslováquia	87	-	3750	-
Hungria	107	82	1990	2,7
Polônia	49,1	-	1300	-
Polônia	49	31	3260	2,3
Romênia	25,0	-	564	-
República Tcheca	118	94,4	70000	1,84
República Tcheca	442	-	20000	-
República Tcheca	214	-	20000	-
República Tcheca	124	-	70000	-
República Tcheca	112	-	20000	-
República Tcheca	136	-	6000	-
República Tcheca	214	-	6500	-
Sul da Europa				
Albânia	120	105	270	2,0
Croácia	35	32	92	-
Chipre	7	7	78	2,6

(continua)

Tabela 3 – Concentrações de radônio *indoor* em residências

Eslovênia	87	60	1330	2,2
Espanha	90,38	45,69	15400	-
Espanha	748,5	242,64	15400	-
Espanha	90,4	45,7	15400	2,9
Espanha	610,0	-	1400,0	-
Grécia	73	52	490	-
Grécia	55	44	1700	2,4
Itália	75	57	1040	2,0
Itália	70	52	1036	2,1
Iugoslávia	184	110	1128	2,74
Portugal	62	45	2700	2,2
Oceania				
Austrália	11	8	420	2,1
Nova Zelândia	21,5	19,5	80	-

Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2006)

No Brasil, os níveis médios de concentração de ^{222}Rn apresentados por estudos desenvolvidos (CORRÊA, 2006; GERALDO, 2005) encontram-se em sua maioria abaixo de 200 Bq/m^3 atendendo a recomendação de agências internacionais como a *United Nations Committee on the Effects of Atomic Nuclear* (UNSCEAR) e o *International Commission on Radiological Protection* (ICRP). Contudo, em algumas regiões do país são observadas concentrações de ^{222}Rn *indoor* acima dos limites estabelecidos pelos organismos internacionais. A *US Environmental Protection Agency* (USEPA) preconiza que concentrações de ^{222}Rn acima do limite de 148 Bq/m^3 , que corresponde a 4pCi/L , representam um elevado nível de ^{222}Rn (EPA, 2009).

No Brasil, a Posição Regulatória 3.01/007 da Comissão nacional de Energia Nuclear (CNEN-NE 3.01, 2005) estabelece um valor genérico de referência de 10 mSv/a para que sejam realizadas ações de intervenção em situações de exposição crônica (persistente ao longo do tempo) dos membros do público. Segundo a CNEN (Posição Regulatória 3.01/007), caracterizam-se situações de exposição crônica de indivíduos do público aquelas decorrentes da presença de radionuclídeos naturais em teor elevado no solo e da radiação proveniente de materiais de construção que apresentam alto teor de elementos pertencentes às séries

radioativas do urânio e do tório. De acordo com cálculos fornecidos pelo *International Commission on Radiological Protection – ICRP 106* (ICRP, 2008) o valor de 10 mSv/a corresponde a 300 Bq/m³.

O número de medidas *indoor* ainda é insuficiente para que se possa estabelecer um panorama do risco à saúde da exposição ao ²²²Rn nos diversos estados brasileiros. Na Tabela 4 é possível observar as concentrações de ²²²Rn *indoor* encontradas no Brasil.

Tabela 4– Concentrações de ²²²Rn *indoor* obtidas em estados brasileiros

Região	Estado	Concentração de ²²² Rn (Bq/m ³)			Número de ambientes medidos	Referência
		Mínima	Média	Máxima		
Poços de Caldas (área rural)	Minas Gerais	50	204	1046	-	AMARAL, 1992
Poços de Caldas (área rural)	Minas Gerais	27	220	1024	19	VEIGA <i>et al</i> , 2003
Poços de Caldas (área urbana)	Minas Gerais	12	61	920	68	VEIGA <i>et al</i> , 2003
Monte Alegre (área rural)	Pará	40	116	338	35	MELO, 1999
Monte Alegre (área urbana)	Pará	22	75	188	87	MELO, 1999
Rio de Janeiro	Rio de Janeiro	9	40	200	-	MAGALHÃES, 1999
Campinas	São Paulo	20	80	254	70	NEMAN, 2000
Santos	São Paulo	124	-	-	25	GERALDO, 2005
São Paulo	São Paulo	33	147	562	170	DA SILVA, 2005
São Paulo	São Paulo	31	131	615		DA SILVA, 2005
Campo Largo	Paraná	6	60	123	69	CORRÊA, 2006
Campo Largo	Paraná	2	186	637		CORRÊA, 2006
Curitiba	Paraná	6	42	126		CORRÊA, 2006
Curitiba	Paraná	5	85	486		CORRÊA, 2006
Curitiba	Paraná	5	76	268		CORRÊA, 2006
Belo Horizonte	Minas Gerais	4	108	1531	540	SANTOS, 2010

Em países como os Estados Unidos da América (EUA) a prática da realização de medidas de ^{222}Rn é algo incorporado à rotina da população influenciando, inclusive, nos setores econômicos como o imobiliário, por exemplo. No país, a venda de uma residência é feita somente depois da avaliação da concentração de ^{222}Rn presente na mesma com o intuito de garantir que os níveis de ^{222}Rn do local estejam abaixo dos limites estabelecidos pelos órgãos regulamentadores. Medições de curto prazo são uma prática comum para transações imobiliárias (WHO, 2009).

Contudo, há uma preocupação com os resultados fornecidos por medidas de ^{222}Rn de curto prazo já que essa técnica pode levar a conclusões errôneas devido à variação do fluxo do gás ^{222}Rn no ambiente ao longo do dia. Normalmente, as medidas de curto prazo fornecem resultados confiáveis para os casos de ambientes que apresentam uma concentração de ^{222}Rn elevada ao longo do dia mesmo com a influência dos fatores ambientais já discutidos anteriormente no texto. Por isso, o ideal é que os detectores de ^{222}Rn monitorem as residências por tempo prolongado (medidas de longo prazo) garantindo, assim, que todas as variações de alta e baixa concentração de ^{222}Rn sejam registradas ao longo do estudo (WHO, 2009). Além disso, medidas de longo prazo são importantes para a identificação da necessidade de medidas de mitigação, assim como para a escolha da ação de mitigação a ser executada.

Países como a Suécia e Finlândia, por exemplo, recomendam ainda que a monitoração de ^{222}Rn seja feita observando as estações do ano. Em períodos do ano onde há um aumento de temperatura, maiores concentrações do gás ^{222}Rn são esperadas. Também, é importante considerar que ambientes físicos como residências, escolas e edifícios comerciais diferem entre si em sua estrutura o que, conseqüentemente, interfere nas concentrações de ^{222}Rn encontradas. Todas essas variações e fatores de influência devem ser previstos pelos protocolos de medidas utilizados (WHO, 2009).

2.2.2 Radônio em materiais de construção

A radioatividade natural está presente não somente nos solos, mas também em materiais de construção que são formados por elementos constituintes da terra e das rochas. Por isso, muitos materiais como cimento, concreto, areia, tijolo, granito, mármore, calcário e gesso representam uma fonte de exposição por conterem em sua composição radionuclídeos naturais que incluem o ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th e seus produtos de decaimento (FATHIVAND *et al.*, 2006; TURHAN *et al.*, 2008).

Materiais de construção normalmente contêm níveis de rádio expressivos que em combinação com a alta porosidade do material permite que o gás ^{222}Rn escape e se concentre no interior dos ambientes. Dessa forma, os materiais de construção podem representar uma fonte importante de radônio *indoor* (IAEA, 2003).

Os materiais podem absorver a radiação presente no ambiente externo às construções, mas a principal contribuição para aumento do nível de concentração em ambiente *indoor* é advinda desses materiais devido aos radionuclídeos inerentes a sua composição. Considerando que a maioria da população permanece um tempo de no mínimo 12 horas (BRICKUS e NETO, 1999) no interior de residências, por exemplo, a contribuição dos radionuclídeos dos materiais de construção para a exposição dos indivíduos deve ser levada em consideração (EISENBUD e GESSEL, 1997). Edifícios comerciais (locais de trabalho) nos quais as pessoas normalmente permanecem uma média diária de 8 horas, assim como edifícios escolares também são objetos importantes de estudo.

Se for considerado um indivíduo que habita um ambiente construído de blocos de concreto com concentrações médias de atividade de rádio, tório e potássio de 40 Bqkg^{-1} , 30 Bqkg^{-1} e 400 Bqkg^{-1} , respectivamente, a dose anual efetiva recebida pelo indivíduo será cerca de $0,25 \text{ mSv}$ (EUROPEAN COMMISSION, 1999).

Devido ao fato de mais de um radionuclídeo presente no material de construção contribuir com a dose que é recebida pelo indivíduo devido à exalação desses elementos, o estudo da contribuição dos radionuclídeos na dose recebida pelo indivíduo pode ser baseado no índice de concentração de atividade (I), que é calculado de acordo com a relação proposta pela *European Commission* (1999) apresentada na Equação 2.1 abaixo, onde C_{Ra} , C_{Th} e C_{K} correspondem as concentrações de atividade específica do ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em Bq kg^{-1} .

$$I = (C_{\text{Ra}} / 300) + (C_{\text{Th}} / 200) + (C_{\text{K}} / 3000) \quad \text{Eq. 2.1}$$

Para os materiais comumente utilizados, como o concreto, valores de $I \leq 0,5$ correspondem a uma dose efetiva anual menor ou igual a $0,3 \text{ mSv a}^{-1}$, e $I \leq 1$ corresponde a uma dose efetiva anual menor ou igual a 1 mSv a^{-1} . A CNEN (CNEN-NE 3.01, 2005) estabelece o valor de 1 mSv como sendo o limite de dose efetiva anual a ser recebida por indivíduo do público.

A exposição à radiação associada a materiais de construção pode ser classificada em exposição interna e externa. A exposição interna é proveniente da inalação de radionuclídeos

como o ^{222}Rn e ^{220}Rn e de seus produtos de decaimento de meia-vida curta. Já a exposição externa é causada pelos raios γ emitidos pelo processo de decaimento dos radionuclídeos encontrados nos materiais de construção (EUROPEAN COMMISSION, 1999).

Normalmente, os materiais de construção não constituem fontes significativas de elevação dos níveis de radônio. Porém, em alguns casos, como por exemplo, de materiais contaminados por rejeitos radioativos (ATSDR, 2000), os materiais de construção podem acrescentar a concentração de radônio *indoor* em 10 Bq/m^3 a 20 Bq/m^3 , podendo chegar a valores acima de 1000 Bq/m^3 . Os materiais de construção também são considerados como sendo a principal ou mais importante fonte de ^{232}Th , apesar de muitas vezes as concentrações de torônio (^{220}Rn) encontradas serem relativamente baixas (EUROPEAN COMMISSION, 1999).

A Tabela 5 mostra o intervalo de concentração do ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , encontrados em matérias-primas comumente utilizadas pela indústria de construção civil e em materiais de construção, em estudos brasileiros e de país estrangeiro.

Tabela 5– Concentrações de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K encontrados em materiais utilizados pela indústria da construção civil

País/local	Material	^{226}Ra (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)	Referência
Israel/Yavne	Areia de quartzo	3-39	3-56	12-1008	HAQUIN, 2008
	Basalto	10-22	10-21	231-420	
	Cascalho	10-33	ND-33	14-9333	
	Calcário	*ND-24	ND-11	ND-205	
	Argila	32-53	41-75	518-843	
	Madeira	ND-10	ND-4	4-166	
	Concreto	18-67	3-43	16-1100	
	Concreto leve	10-60	6-66	51-870	
	Tijolos	7-140	8-127	227-1140	
	Cimento	13-107	7-62	48-564	
	Cerâmica	25-193	29-66	320-1049	
	Granito	ND-160	ND-354	24-2355	
	Azulejo	33-61	45-66	476-788	
Mármore	1-63	0,4-142	9-986		
Brasil/Curitiba	Tijolo vermelho de argila	38,9±1,7	46,1±1,8	188±12	FIOR <i>et al.</i> , 2012
	Bloco de concreto	21,1±0,9	19,7±0,9	737±44	

(continua)

Tabela 5 – Concentrações de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K encontrados em materiais utilizados pela indústria da construção civil

Brasil/São Paulo	Placas de fosfogesso tipo 1	15,9±0,5	26,1±2,6	< 39	COSTA, 2011
	Placas de fosfogesso tipo 2	392±10	253±3	< 81	
	Placas de fosfogesso tipo 3	294±3	151±6	< 56	
	Tijolos de fosfogesso tipo 1	29,2±6,1	37,3±5,3	14,3±6,6	
	Tijolos de fosfogesso tipo 2	388±4	273±5	12,0±0,8	
	Tijolos de fosfogesso tipo 3	307±2	175±4	8,3±4,1	
	Tijolos de fosfogesso tipo 4	2,8±0,3	1,7±0,3	16,6±4,2	

*ND: não definido.

Segundo a UNSCEAR (2008) a média dos valores de concentração dos radionuclídeos naturais em muitos materiais de construção são maiores do que as encontradas no solo. Materiais como mármore e granito apresentam valores médios de ^{226}Ra de 77 Bq/kg. Em granitos são encontrados, também, valores médios altos de ^{232}Th (84 Bq/kg) e ^{40}K (1.200 Bq/kg).

O nível do risco associado à exposição à radiação proveniente dos materiais de construção, que contém ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , pode ser expresso também a partir de um único índice através do qual a radioatividade é definida em termos da atividade de rádio equivalente (Ra_{eq}), que é expresso em Bq/kg. O Ra_{eq} é encontrado por meio da Equação 2.2. Os termos A_{226} , A_{232} e A_{40} correspondem às concentrações de atividade de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , respectivamente. O valor de Ra_{eq} sugerido citado pela literatura é de 370 Bq/kg (AL-SULAITI *et al.*, 2008 *apud* BERETKA e MATHEW, 1985).

$$Ra_{eq} = A_{226} + (1,43.A_{232}) + (0,077.A_{40}) \quad \text{Eq. 2.2}$$

O fluxo de ^{222}Rn proveniente dos materiais é liberado para os ambientes *indoor* por meio de mecanismos específicos conhecidos como emanção, difusão, convecção e exalação, sendo que as etapas de emanção e exalação são as principais determinantes do fluxo de radônio dos materiais para a superfície.

A emanção é definida como o processo de liberação do gás ^{222}Rn das partículas sólidas do material para os poros do mesmo preenchidos com ar ou água (SOUZA, 2009; FIOR, 2008). Quando os átomos de ^{226}Ra decaem, ainda no solo, os isótopos de ^{222}Rn precisam, primeiramente, se deslocar dos grãos do solo para os seus poros. A relação entre a

fração de ^{222}Rn presente nos grãos do solo com a fração de ^{222}Rn que migra para os poros dentre os grãos é denominada de poder de exalação, coeficiente ou simplesmente de fração de exalação (PORSTENDÖRFER, 1993; UNSCEAR, 2000). O raciocínio do coeficiente de exalação descrito para o ^{222}Rn presente no solo pode ser estendido para o caso dos materiais de construção.

O coeficiente de exalação (f) é utilizado para representar a fração de radônio gerada no material de construção que escapa para o ambiente (BIKIT *et al.*, 2011 *apud* LEE *et al.*, 2001) e pode ser calculado através da razão entre a atividade de radônio liberada do material $Rn(n_1)$ e a atividade de rádio $Ra(n_0)$ presente dentro do material (CORRÊA, 2006 *apud* KOVLER *et al.*, 2005). A Equação 2.3 apresenta essa relação:

$$f = Rn(n_1) / Ra(n_0) \quad \text{Eq. 2.3}$$

O coeficiente de exalação dos materiais normalmente varia de um intervalo de 1% a 30%. Materiais que são expostos a temperaturas elevadas durante seus processos de produção, como o tijolo vermelho e cimento, apresentam coeficiente de emanção entre 1% e 2%. Já, para materiais que não são submetidos a altas temperaturas, como por exemplo, a areia, o coeficiente varia de 10% a 20%. Dessa forma, a taxa de exalação do radônio diminui quando altas temperaturas são empregadas nos materiais. Isso ocorre porque a microestrutura do material é alterada na presença de temperaturas elevadas (BIKIT *et al.*, 2011 *apud* BOSSEW, 2003).

Alguns estudos experimentais mostram que o coeficiente de exalação do ^{220}Rn é cerca de duas a dez vezes menor do que o do ^{222}Rn . Fato esse que pode estar relacionado com a longa vida do ^{222}Rn (PORSTENDÖRFER, 1993 *apud* FOLKERTS, 1983). O coeficiente de emanção típico para rochas e solo varia de 0,05 a 0,7 (UNSCEAR, 2000).

Para que o ^{222}Rn e o ^{220}Rn alcancem a superfície os mesmos são transportados através dos poros existentes no material de modo que determinados isótopos atingem a superfície antes de sofrer decaimento radioativo. Esse transporte dos isótopos dos interstícios dos poros até a superfície é denominado de difusão e pode ocorrer, também, por meio de movimentos convectivos nos quais os isótopos são conduzidos para a superfície devido a diferenças de pressão criadas por mudanças nas condições ambientais. Condições estas que não podem ser facilmente quantificadas ou caracterizadas por serem variáveis no tempo (PORSTENDÖRFER, 1993).

No caso dos materiais de construção o transporte convectivo apresenta menor importância quando comparado com o difusivo já que, em geral, os materiais de construção apresentam baixa permeabilidade (UNSCEAR, 1993).

O mecanismo de exalação corresponde ao transporte efetivo de transferência dos átomos de radônio presente nos poros dos materiais para o ambiente (SOUZA, 2009). O fluxo de radônio proveniente da superfície do material é caracterizado como taxa de exalação que pode ser medida em $\text{Bq/m}^2 \cdot \text{s}$ (UNSCEAR, 2000). A Figura 5 ilustra os principais mecanismos responsáveis pela liberação do radônio em ambientes *indoor*.

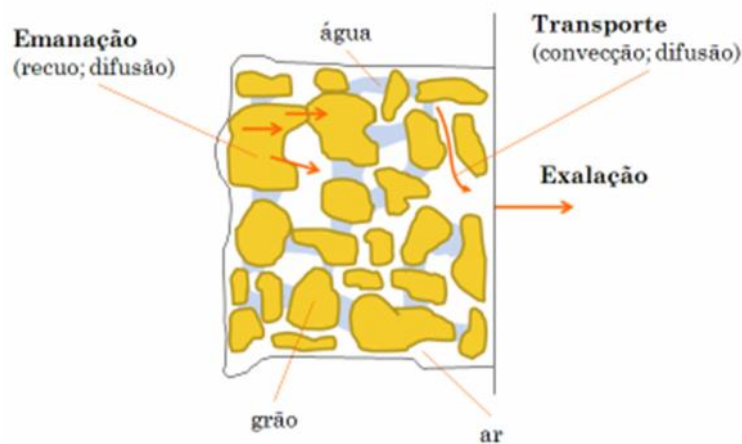


Figura 5- Mecanismos de transporte do radônio presente em materiais de construção para ambientes *indoor*

Fonte: COSTA (2011)

Fatores como diferenças de temperatura entre o interior e exterior das construções, sistemas de ventilação, pressão atmosférica e umidade exercem influência na taxa de exalação. Além disso, a localização do radioisótopo dentro do material de construção também interfere na taxa de exalação já que quando os átomos se encontram em uma posição mais interna do material sua exalação é dificultada independente se a direção assumida pelo átomo está no sentido da superfície da matriz sólida ou não (PORSTENDÖRFER, 1993; MELO, 1999).

2.2.3 Radônio no solo

Segundo Gusmão Filho (2008) o solo pode ser definido como a camada mais superficial da crosta terrestre que possui uma disposição física complexa resultante de processos intempéricos sobre um substrato constituído de sedimentos ou rochas. Como já mencionado anteriormente, o solo representa a principal fonte de exalação de radionuclídeos, como o ^{222}Rn , para os ambientes contribuindo, assim, com a radioatividade ambiental e para a dose efetiva proveniente de fontes de radioatividade natural recebida pela população. Quanto maior a abundância dos elementos no solo, como ^{238}U , ^{232}Th e ^{226}Ra , maiores serão os níveis de concentração de radônio encontrados na superfície.

Os radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th tem normalmente a sua distribuição associada a rochas ígneas e sedimentares. As concentrações desses elementos podem variar significativamente dependendo de características químicas e físicas das rochas como: granulação, condição ácida e básica e contribuição mineralógica. Elevadas concentrações de urânio podem ser encontradas em rochas ígneas básicas (ARAÚJO, 2003 *apud* WOSBURN, 1965).

O radônio possui grande mobilidade, fluindo por meio de fendas e poros no solo, pelo fato de ser um gás. Contudo, elementos como o urânio, por exemplo, não possuem tal mobilidade devido ao estado físico no qual o mesmo se apresenta na natureza (sólido). O ^{222}Rn apresenta maior mobilidade em terras permeáveis (areia) do que as impermeáveis (argila) (ARAÚJO, 2003). A Figura 6 ilustra as divisões do solo em camadas e a mobilidade do gás ^{222}Rn .

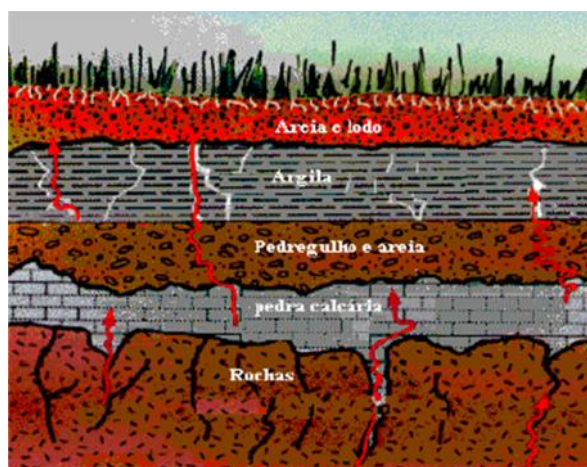


Figura 6- Divisões do solo em camadas e a mobilidade do gás ^{222}Rn no solo (setas vermelhas)
Fonte: ARAÚJO (2003)

Nas situações onde os poros encontram-se saturados de água, como no caso de solos e rochas dispostas sob lençóis freáticos, o radônio é dissolvido na água e então transportado. Solos, por exemplo, que apresentam uma porosidade de 20% e uma concentração de rádio de 40 Bq/kg, quando saturados com água podem conter uma concentração de radônio de 50 Bq/L (EURATOM, 2001). A porosidade do solo é definida pela razão entre o volume dos poros e o volume total de uma amostra de solo.

A fração de átomos de radônio devido ao rádio presente nas rochas e solo é denominada de coeficiente de exalação (f). Os mecanismos de fluxo e liberação do gás radônio do solo para a superfície são os mesmos que se aplicam aos materiais de construção, já discutidos no item 2.2.2.

A emanção do radônio no solo é dependente do tamanho do grão e de sua forma, que define a quantidade de rádio próxima da superfície do grão permitindo, assim, o escape do radônio para os poros e, posteriormente, facilitando a sua exalação para o ambiente. Em geral, quanto menor for o tamanho do grão maior será o fator de exalação de radônio do solo. O contrário também é válido já que a relação entre tamanho do grão e fator de exalação é inversamente proporcional (UNSCEAR, 2000).

A localização do rádio em regiões mais internas do grão do solo dificulta a saída do radônio para os poros e, conseqüentemente, a sua exalação. A região do grão mineral que facilita a saída do radônio de seu interior pode ser observada na Figura 7. O círculo verde na figura indica essa região.



Figura 7- Localização dos átomos de rádio e mobilidade dos átomos de radônio dentro do grão mineral

Fonte: Adaptado de ARAÚJO (2003)

Fissuras microscópicas (nanoporos), causados por decaimentos radioativos anteriores, constituem caminhos adicionais que auxiliam na liberação de radônio. Em grãos de areia maior, por exemplo, os nanoporos podem aumentar a área superficial do grão o que, conseqüentemente, acresce a emissão do radônio em duas vezes (UNSCEAR, 2000).

Pesquisas recentes mostram que os valores médios de concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra e ^{232}Th em solos de diversos países no mundo correspondem a 33 Bq/kg, 32 Bq/kg e 45 Bq/kg, respectivamente. O valor médio de concentração de ^{40}K no solo é de 412 Bq/kg (UNSCEAR, 2008).

A Tabela 6 reúne concentrações de ^{238}U , ^{40}K e ^{232}Th encontrados em diferentes tipos de rochas.

Tabela 6 – Concentrações de ^{238}U , ^{40}K e ^{232}Th associados a diferentes tipos de rochas

Tipos de rochas		^{238}U (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)
<i>Rochas ígneas</i>	Basalto	7 -10	10-15	300
	Máfico	50,60	60;80	70-400
	Sáfico	50;60	60;80	1;100-1;500
	Granito	40	70	1000
<i>Sedimentar</i>	Arenito	40	50	800
	Quartzo limpo	<10	<8	<300
	Areia de praia	40	25	-
<i>Carbonadas</i>	-	25	8	70
<i>Superfície da crosta continental</i>	Media	36	44	850
	Solo	66	37	400

Fonte: Adaptado de ARAÚJO (2003) apud NCRP (1994)

Segundo estudo de Pérez *et al.*, (1998) em análise de quinze amostras de solo pertencentes a vários estados brasileiros constatou-se uma concentração média de urânio que varia de 0,780 mg/kg a 0,964 mg/kg, e uma concentração de tório entre 8,351 mg/kg e 12,057 mg/kg. O mesmo estudo relata, ainda, a existência de correlação entre a concentração dos elementos urânio e tório com o tamanho da partícula do solo sendo que quanto menor a dimensão da partícula de solo maior será a concentração desses radionuclídeos no mesmo e, ainda, quanto maior a fração de argila no solo (solo mais argiloso) maior será a concentração de tório encontrada. A Tabela 7 mostra os estados brasileiros avaliados assim como a

profundidade do solo analisada juntamente com a sua matriz de origem. Nesta Tabela é possível observar as variações de diversidade e heterogeneidade dos solos brasileiros.

Tabela 7– Características das amostras de solo analisadas em estados brasileiros

Amostra de solo	Origem	Profundidade avaliada (cm)	Material de origem
1	Tibagi, PR	0 – 390	Arenito
2	Carmópolis, SE	0 – 160	Sedimento argilo-arenoso
3	Campo Alegre, AL	0 – 200	Sedimento argilo-arenoso
3	Boa Vista, PR	0 – 250	Granito/ granodiorito
5	Tefé, AM	0 – 120	Sedimento pelítico/ psamftico
6	São Gotardo, MG	0 – 280	Tufito básico
7	Goianópolis, GO	0 – 130	Metamórfica
8	Planaltina, DF	0 – 110	Filitos
9	Xanxerê, SC	0 – 47	Basalto
10	Acará, PA	0 – 200	Sedimento argilo-arenoso
11	Corumbá, MS	0 – 75	Granito/ gnaisse
12	São Francisco de Paula, RS	0 – 160	Basalto
13	Rio Branco, AC	0 – 220	Sedimento argilo-arenoso
14	Catende, PE	0 – 130	Magmatito granitóide
15	Quissamã, RJ	0 – 90	Sedimento arenoso marinho

Fonte: Adaptado de PÉREZ *et al.*, (1998)

Os níveis de concentração dos radionuclídeos do solo variam expressivamente e, conseqüentemente, as concentrações de radônio também. Os dados apresentados na Tabela 6, por exemplo, indicam claramente que os níveis de alguns radionuclídeos, principalmente do ^{40}K , encontram-se pelo menos duas vezes acima dos valores médios fornecidos por agências reguladoras como a UNSCEAR. Essa situação é preocupante e se agrava no caso do uso de águas subterrâneas que estão em contato com os radionuclídeos desses solos. Nos Estados Unidos, por exemplo, 20% da água subterrânea é utilizada para ingestão, 40% para irrigação na agricultura e 80% para demais atividades rurais e pecuária (UNSCEAR, 2008).

No caso dos solos brasileiros a distribuição de radionuclídeos como ^{238}U , ^{40}K e ^{232}Th é bastante variável de acordo com a riqueza do solo de cada região. No país os dados ainda são insuficientes para que se possa traçar um panorama dos valores médios de concentração encontrados nos estados brasileiros.

Com o intuito de avaliar somente as concentrações de radônio no solo, a Suécia estabeleceu valores de referência que se aplicam somente a concentração do gás proveniente

do solo, diferentemente de outros países que não têm valores de referência para tal situação. Dessa forma, segundo o critério sueco, valores de concentração de radônio menores do que 10 kBq/m³ caracterizam baixo risco e por isso as construções não requerem cuidados especiais. Já, para valores entre 10 kBq/m³ e 50 kBq/m³ o risco é avaliado como “normal”, mas é importante que as construções sejam feitas de forma a estarem protegidas da entrada do gás em seu interior. Contudo, mediante a constatação de valores de concentração de radônio acima de 50 kBq/m³ as construções necessitam ser protegidas quanto à entrada de radônio já que, nesses casos, a situação é denominada de alto risco (LARA *et al.*, 2011 *apud* DUVAL, 1993).

2.3 Efeitos biológicos das radiações ionizantes

Radiações ionizantes são aquelas que possuem energia suficiente para ionizar átomos e moléculas do meio com o qual interagem. Dessa forma, os efeitos biológicos podem ser resultado do dano causado aos tecidos devido às interações da radiação com o meio celular.

O mecanismo de interação da radiação com o meio celular pode ocorrer de duas formas diferentes: ação direta e ação indireta. A ação direta ocorre quando a radiação interage diretamente com as moléculas de ácido desoxirribonucleico (DNA) danificando sua estrutura podendo provocar anormalidades cromossômicas. Já, a ação indireta é caracterizada pela ação da radiação com as moléculas de água do organismo (radiólise), de forma a produzir uma quebra em sua estrutura e originar componentes reativos (radicais livres) que, por sua vez, interagem com outras moléculas importantes do meio (TILLY JUNIOR, 2010; OKUNO e YOSHIMURA, 2010).

Basicamente, a ação da radiação sobre as moléculas de DNA pode provocar uma mutação gênica, a qual acarreta em alteração na função do gene, ou quebra da molécula de DNA, que podendo ocasionar uma perda de função do gene ou levar a morte celular quando os mecanismos de reparação da molécula não funcionam. As mutações gênicas não reparadas adequadamente nas células podem ser transmitidas a demais células, mediante o processo de multiplicação e renovação celular constante do organismo, e gerar o aparecimento de tumores. Os efeitos biológicos podem ser manifestados ao longo da vida do indivíduo (células somáticas) ou transmitidos de geração em geração (células germinativas).

Os radionuclídeos pertencentes às séries radioativas do ²³⁸U, ²³⁵U e ²³²Th, no seu processo de desintegração radioativa, emitem partículas carregadas (α e β) que depositam energia nos tecidos com os quais interagem. A quantidade de energia transferida de acordo

com a distância percorrida pela partícula no meio é denominada de transferência linear de energia (LET).

As partículas α , emitidas pelo ^{222}Rn , por exemplo, percorrem distâncias relativamente pequenas, mas possuem um alto LET. Dessa forma, as partículas α presentes no ambiente não apresentam energias suficientes para interagir com tecidos mais internos do organismo humano, sendo barradas pela camada mais superficial da pele que é a epiderme. Contudo, quando radionuclídeos emissores de partículas α são inalados ou ingeridos interagem com o meio celular de tecidos de órgãos mais internos no organismo, como o pulmão e o estômago, e neles desencadeiam danos celulares, muitas vezes irreversíveis, devido à radiosensibilidade desses tecidos e a deposição de elementos tóxicos decorrentes da progênie do radônio, como o chumbo. A Tabela 8 mostra distância percorrida pelas partículas α no ar de acordo com a sua energia.

Tabela 8– Alcance das partículas α de acordo com a sua energia

Energia partícula α (MeV)	Alcance no ar (cm)
1,0	0,55
2,0	1,0
3,0	1,8
4,0	2,6
5,34	3,9

Fonte: OKUNO e YOSHIMURA (2010)

Mediante a ingestão de água que contenha o ^{222}Rn o risco a saúde é associado, também, a absorção das partículas α pela corrente sanguínea possibilitando a interação das mesmas com demais órgãos do corpo (HOPKE *et al*, 2000).

A distribuição de radionuclídeos como urânio, rádio e tório no corpo é característica de cada elemento, mas ocorre de forma parecida. O ^{238}U tende a se concentrar no esqueleto podendo ser encontrado nos ossos em concentrações variadas. Já no caso do ^{232}Th um percentual de, aproximadamente, 70% desse radionuclídeo permanece retido no esqueleto humano. Dessa forma, é possível considerar que a distribuição do ^{238}U e ^{232}Th é similar. O ^{226}Ra , assim como o chumbo, também se concentra principalmente no tecido ósseo. Em contrapartida, estudos mostram que produtos de decaimento do ^{226}Ra , como ^{210}Pb e o ^{210}Po , localizam-se também nos tecidos moles como os pulmões (UNSCEAR, 2008).

O risco de desenvolvimento de tumores devido à exposição ao ^{222}Rn em indivíduos fumantes aumenta. A concentração do ^{210}Po no parênquima pulmonar de indivíduos fumantes é três vezes maior do que de indivíduos não fumantes (UNSCEAR, 2008).

Estudos epidemiológicos apontam para um número crescente de casos de câncer, principalmente de pulmão, associados à exposição ao gás ^{222}Rn , o qual é classificado pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) como um carcinógeno de classe I (GERALDO *et al*, 2005).

O conhecimento das concentrações dos radionuclídeos naturais a que o ser humano está exposto diariamente é importante para o estabelecimento de limiares de segurança, os quais necessitam ser discutidos e baseados em um número grande de estudos, já que pequenas doses de ^{222}Rn , por exemplo, podem impactar em efeitos nocivos à saúde se recebidas continuamente (CORRÊA, 2011).

3 METODOLOGIA

Este trabalho apresenta medidas de concentrações do gás ^{222}Rn em ambientes *indoor* (postos de trabalho), materiais de construção e solos pertencentes aos locais de trabalho avaliados. Os materiais de construção foram avaliados, também, quanto aos principais radionuclídeos inerentes à sua composição, como o ^{226}Ra , ^{224}Ra e ^{40}K , e as medidas de solo contemplam a concentração não somente do ^{222}Rn , mas também, a contribuição da concentração de ^{220}Rn nas medidas realizadas. A metodologia descrita no presente trabalho abordará em separado os materiais e métodos utilizados na realização do estudo dos ambientes *indoor*, materiais de construção e solos.

3.1 Medidas em ambientes *indoor*

Neste trabalho foram realizadas medidas da concentração de ^{222}Rn *indoor* em três ambientes distintos pertencentes a empresas do comércio e setor produtivo localizadas na cidade de Curitiba, no estado do Paraná, totalizando 58 postos de trabalho avaliados quanto à concentração do gás ^{222}Rn . Os postos de trabalho se caracterizam por serem espaços físicos que comportam trabalhadores que permanecem no local uma média diária de 8 horas.

Os ambientes *indoor* estudados, assim como os seus respectivos postos de trabalho, apresentam dimensões físicas variadas, amplas e arejadas, e são semelhantes no que toca os elementos básicos como janelas, portas, paredes e pisos. Dessa forma, as dimensões dos locais avaliados não foram levadas em consideração nesta pesquisa por serem demasiadamente diferentes. Sendo assim, o principal interesse foi de conhecer as concentrações médias de ^{222}Rn presente nos ambientes.

Para monitorar os postos de trabalho quanto às medidas *indoor* foram instalados 128 detectores passivos de estado sólido (*Etched Track Detector*) CR-39, por um período aproximado de exposição de três meses, e utilizados 2 detectores de mesmo tipo como medidores de *background*. O número de 128 detectores é explicado pelo fato de terem sido instalados uma média de 2 detectores por posto de trabalho estudado.

O detector CR-39 é formado por material plástico de polietileno capaz de registrar, ao longo de sua estrutura, partículas α emitidas pelo gás ^{222}Rn durante seu processo de desintegração radioativa. Toda a área de 1 cm^2 do detector é sensível para a detecção e sua transparência permite que minúsculos traços relacionados às interações das partículas α com o

material detector sejam observados, sem muito detalhes, a olho nu conforme mostra a Figura 8. O detector apresenta, ainda, em sua estrutura uma numeração impressa de série que permite a sua identificação. Dentre as suas vantagens destacam-se seu baixo custo e facilidade de manuseio e instalação.

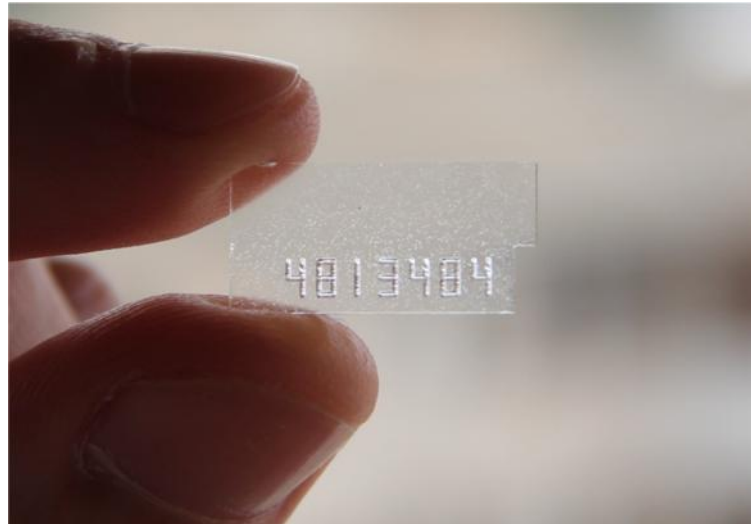


Figura 8- Detector CR-39

Neste trabalho optou-se pelo uso de detectores CR-39 pela disponibilidade dos mesmos no Laboratório de Pesquisa de Radiações Ionizantes da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e por serem considerados apropriados para a realização de medidas de longo prazo que possibilitam a determinação de uma concentração *indoor* média de ^{222}Rn , considerando as variações diárias de fluxo do gás ^{222}Rn que acontecem nos ambientes devido a fatores climáticos já discutidos no item 2 deste trabalho.

O tempo de exposição próximo de três meses foi estabelecido para a coleta de dados *indoor* considerando a utilização de detectores destinados a medidas de longo prazo (detectores CR-39) e por representar um intervalo de tempo suficiente para a obtenção de uma distribuição relativamente uniforme de traços, ao longo do material plástico do detector, sem que haja sobreposição dos mesmos, o que dificultaria a contagem dos traços e posterior correlação entre o número de traços encontrados no detector com o valor da concentração média de ^{222}Rn presente no ambiente.

O conjunto de detecção instalado nos postos de trabalho é composto por uma câmara de difusão associada a uma película de filtro de borossilicato (fibra de vidro) além do detector plástico CR-39. A câmara de difusão é feita de fibra de carbono de alta condutividade elétrica,

que exerce a função de diminuir a deposição no detector dos produtos do decaimento do ^{222}Rn que se aderem, em geral, nas paredes da câmara.

A câmara possui um volume sensível de $7,1\text{ cm}^3$ que se distribui, em um diâmetro de 3 cm, na forma de semiesfera. Uma tampa vazada permite a entrada do ar no interior da câmara onde está localizado o detector posicionado com o auxílio de um suporte, em forma de anel, feito do mesmo material da câmara de difusão. Na Figura 9 é possível observar todas as partes componentes do sistema detector utilizadas e a Figura 10 ilustra a posição que cada componente assume dentro da câmara de difusão.

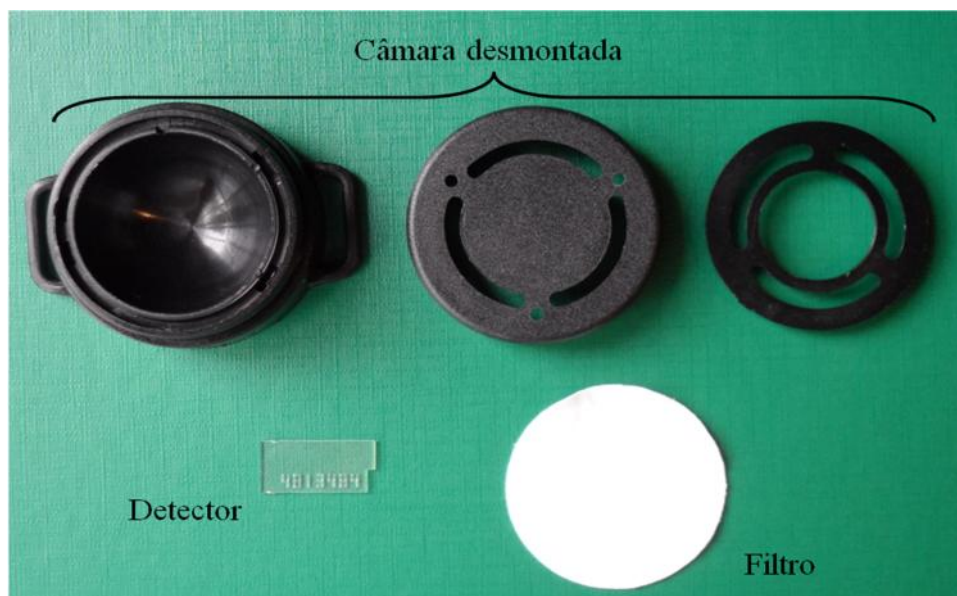


Figura 9- Conjunto de detecção (câmara de difusão, detector CR-39 e filtro de vidro de borossilicato) instalado nos postos de trabalho avaliados para detecção do gás ^{222}Rn

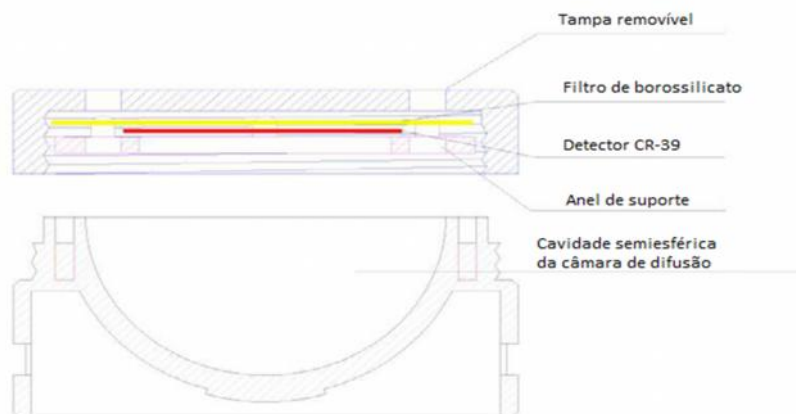


Figura 10- Desenho esquemático da montagem do conjunto de detecção

Fonte: Adaptado de FIOR *et al.* (2012)

Os filtros de microfibras de vidro GF 52/C, de diâmetro de 37 mm, foram utilizados para impedir a entrada de partículas de aerossóis que prejudicariam a distribuição uniforme dos traços ao longo da área do detector, e para evitar que partículas decorrentes do processo de decaimento radioativo de demais radionuclídeos que não o ^{222}Rn adentrem na câmara de difusão e sejam registradas pelo CR-39.

Anteriormente à montagem do conjunto de detecção a ser utilizado nas medidas de concentração de ^{222}Rn , as câmaras de difusão permaneceram imersas, por 24 horas, em solução de ácido etilenodiamino tetra acético (EDTA) que é um composto orgânico que tem o objetivo de remover partículas de poeiras ou possíveis substâncias indesejadas que possam estar impregnadas à câmara de difusão e que podem vir a interferir na coleta de dados feita pelo detector. Na sequência, as câmaras foram secas com papel absorvente e acondicionadas em embalagens plásticas de onde eram retiradas à medida que os conjuntos de detecção eram montados e instalados nos postos de trabalho.

Todas as câmaras de difusão receberam uma numeração afixada em seu exterior que foi correlacionada com a numeração do detector CR-39 presente em seu interior (Figura 11). Esse procedimento foi seguido com o objetivo de poder conhecer o local exato do posto de trabalho onde o detector CR-39 seria instalado. Dessa forma, mediante a constatação de valores de concentração de ^{222}Rn acima dos limites de referência preconizado pelas agências reguladoras, seria possível fazer uma investigação mais minuciosa do local, com detectores ativos de medidas de concentrações instantâneas, a fim de descobrir a possível fonte ou foco de entrada do ^{222}Rn .

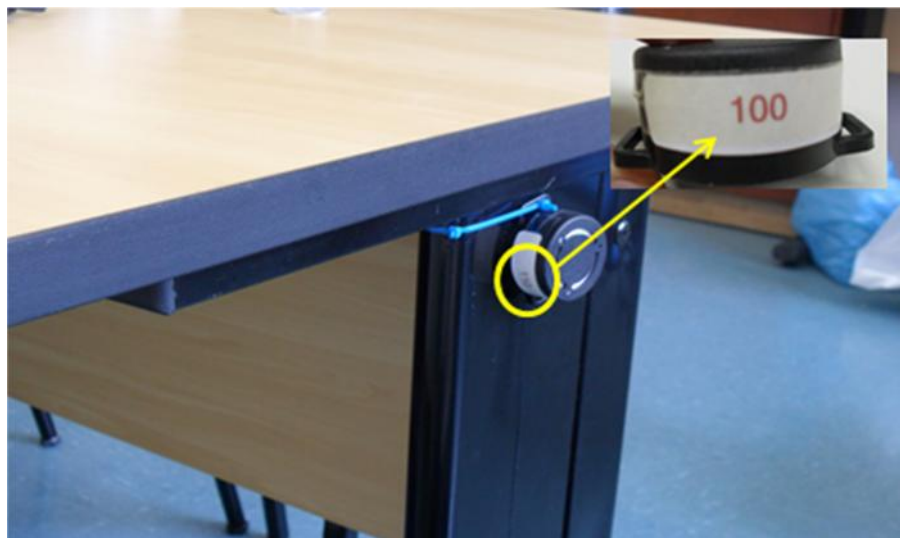


Figura 11- Identificação das câmaras de difusão

Nesta pesquisa, foram avaliados os ambientes pertencentes às empresas do comércio e setor produtivo que aceitaram a contribuir com o trabalho permitindo, assim, que os detectores CR-39 fossem instalados em seus respectivos postos de trabalho. Os pontos de instalação dos detectores foram determinados minuciosamente de tal forma que os resultados das concentrações obtidas pudessem fornecer uma simulação fidedigna da real situação da distribuição da concentração do gás ^{222}Rn no ambiente, com foco maior nas áreas de permanência de maior número de pessoas.

Os conjuntos de detecção foram fixados em mobiliários afastados de fontes de calor não naturais, de pisos e paredes a uma distância aproximada de 1,5 m, como mostra a Figura 12, de modo a garantir que a concentração de ^{222}Rn registrada pelos detectores CR-39 fosse proveniente, somente, do gás presente no ar e não do gás advindo dos materiais de construção, e para que não houvesse influência do radionuclídeo ^{232}Th . Além disso, a distância de 1,5 m corresponde à altura de um adulto sentado, possibilitando, assim, que os detectores permanecessem próximos ao nível do ar respirado pelos seres humanos aonde acontece a inalação do gás ^{222}Rn . A maioria dos postos de trabalho avaliados corresponde a espaços administrativos nos quais as pessoas que dele ocupam passam a maior parte de seu horário de trabalho sentadas.

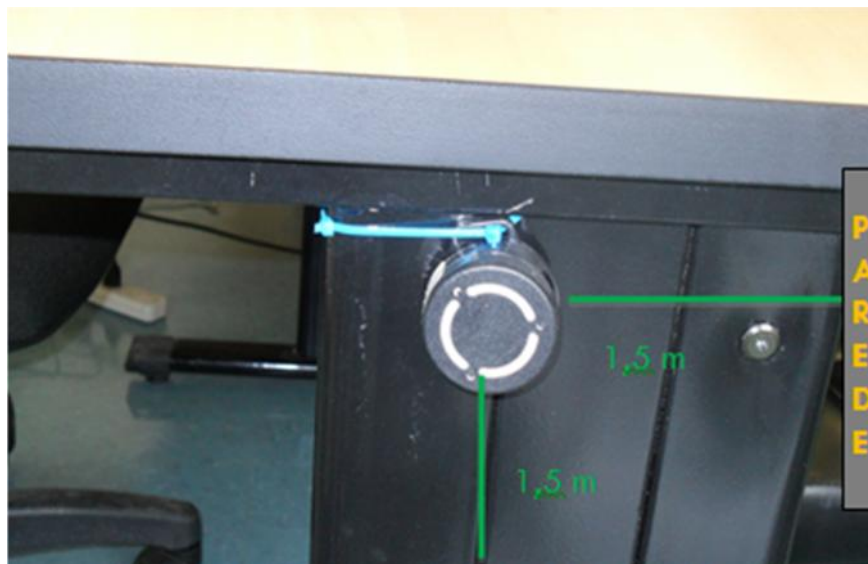


Figura 12- Critérios utilizados na instalação do conjunto detector nos ambientes físicos dos postos de trabalho avaliados

Durante a instalação dos detectores os profissionais das empresas receberam orientação quanto ao não manuseio e mudança de lugar das câmaras de difusão, assim como

explicações acerca da pesquisa a ser realizada. Apesar das instruções dois dos detectores instalados foram perdidos por uma das empresas em estudo devido à remoção de mobiliário.

A Tabela 9 apresenta a distribuição dos detectores nos postos de trabalho avaliados assim como demais informações relevantes sobre a instalação dos conjuntos de detecção. Na Tabela as três empresas estudadas quanto à concentração *indoor* de ^{222}Rn são denominadas de ambientes A, B e C.

Tabela 9– Distribuição dos detectores nos postos de trabalho

Ambientes (empresas)	Número de postos de trabalho avaliados	Tempo de exposição dos detectores (dias)	Número de detectores CR-39 instalados	Número de detectores recolhidos
A	04	98	33	33
B	41	99 e 105	63	61
C	13	100	32	32

Após o tempo de exposição de aproximadamente três meses, os detectores foram recolhidos e submetidos a um processo de revelação química no qual permaneceram em banho-maria por 14 horas, a 70°C, em solução de 6,25M de NaOH (2% em volume). O tempo de revelação dos detectores, assim como a temperatura e solução correspondem a uma metodologia já pré-estabelecida pelo Grupo de Pesquisa do Laboratório de Radiações Ionizantes da UTFPR a partir de trabalhos anteriores (CÔRREA, 2006).

Os dois detectores de *background* utilizados foram revelados pelo mesmo processo químico descrito acima no momento do fechamento e instalação das câmaras de difusão dos demais detectores.

O gás ^{222}Rn que adentra na câmara de difusão emite partículas α que, ao interagirem com o material do detector, danificam sua estrutura físico-química provocando danos denominados de traços. O número de traços está correlacionado ao número de partículas α presentes dentro da câmara de difusão e inferem, através de correlações por meio de cálculos matemáticos, a concentração média de ^{222}Rn existente no ambiente avaliado.

Os traços não podem ser contabilizados a olho nu. Por isso, o processo de revelação é necessário para que os danos presentes na estrutura do detector utilizado possam ser aumentados de tamanho de modo que sejam visíveis com o uso de microscópio óptico.

Portanto, após o processo de revelação química os traços foram contabilizados manualmente com o auxílio de microscópio com aumento óptico de 100 vezes. O tempo de revelação de 14 horas permitiu a obtenção de traços com o tamanho da ordem de 50 *micra*. A

imagem microscópica dos traços de um detector CR-39 é mostrada na Figura 13. A área lida do detector corresponde a 1 cm^2 .

O detector registra interações de partículas α em suas duas superfícies. Para a contagem dos traços é considerada somente a superfície que fica voltada para a face interna da câmara de difusão e não a que fica em contato direto com o filtro de fibra de vidro. Essa metodologia é adotada pelo fato da distribuição dos traços na superfície lida do detector CR-39 ser mais uniforme (sem muitas sobreposições) e, principalmente, porque corresponde a face do detector que possivelmente menos recebe partículas α emitidas por subprodutos do decaimento do ^{222}Rn ou provenientes de aglomerados de radionuclídeos diferentes ligados a partículas de aerossóis que, a princípio, devem ser impedidas de penetrarem na câmara de difusão pelo uso do filtro de borossilicato.

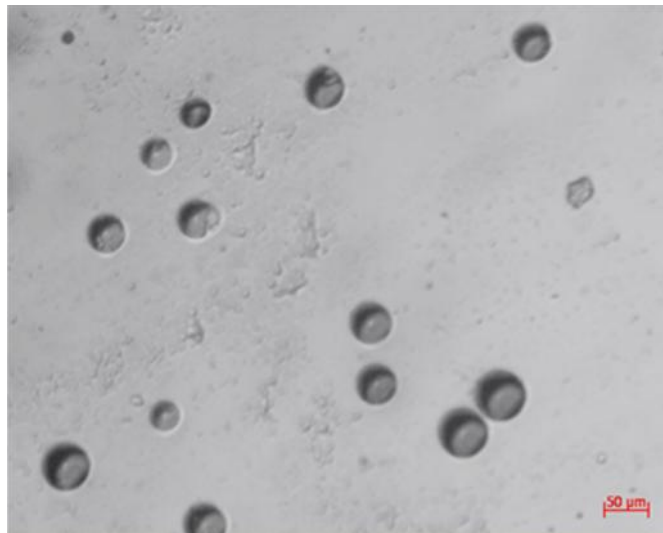


Figura 13- Imagem microscópica dos traços presentes em um detector CR-39

Fonte: CORRÊA (2011)

Para fazer a correlação entre o número de traços encontrados nos detectores CR-39 e a concentração de ^{222}Rn presente nos postos de trabalho avaliados é necessário o uso de um sistema de calibração adequado que permita que essa relação entre o número de traços e concentração seja estabelecida. Para tanto, neste trabalho a calibração dos detectores CR-39 foi realizada, através do uso de fontes de ^{226}Ra , em um trabalho conjunto entre os grupos de pesquisa da UTFPR, CDTN/CNEN (Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear/Comissão Nacional de Energia Nuclear), UFRN (Universidade Federal do Rio Grande do Norte) e UFBA (Universidade Federal da Bahia).

O resultado do evento de calibração foi a construção de uma curva de calibração, representada pela Equação 3.1, que torna viável a inserção do número de traços lidos no detector CR-39 para obtenção da medida de concentração de ^{222}Rn recebida pelo detector durante seu tempo de exposição. Na Equação 3.1 C é a concentração de radônio em Bq/m^3 do ambiente medido e n é o número de traços/hora de exposição em 1 cm^2 do detector CR-39.

$$C = (2 \pm 49) + (565 \pm 46)n \text{ (Bq.cm}^2\text{.h.m}^{-3}\text{)} \quad \text{Eq. 3.1}$$

Os cálculos para obtenção da Equação acima são detalhados no Apêndice B deste trabalho. Os detalhes da calibração dos detectores CR-39 são tratados no item 3.1.1.

Foram emitidos às empresas avaliadas um parecer técnico no qual constam os níveis de concentração de ^{222}Rn encontrados e os limites de referência normais estabelecidos por agências internacionais. O modelo do parecer encontra-se no Apêndice D.

3.1.1 Sistema de calibração dos detectores CR-39

Para a calibração da eficiência do sistema de detecção CR-39 foram utilizadas fontes calibradas de alta e baixa taxa de exposição de gás ^{222}Rn proveniente de fontes radioativas de ^{226}Ra , fornecidas pelo laboratório americano NIST (*National Institute of Standards and Technology*). O objetivo do evento de calibração foi o de manter detectores CR-39 expostos, por um determinado intervalo de tempo, em ambientes controlados de concentrações de ^{222}Rn conhecidas. Para tanto, foram utilizados detectores ativos de monitoração instantânea AlphaGUARD para a obtenção das concentrações médias de ^{222}Rn advindas de fontes de alta (3,379 kBq) e baixa atividade (0,458 kBq) de ^{226}Ra .

O AlphaGUARD é um equipamento portátil, não sensível a umidade e vibrações, que consiste em uma câmara de ionização geometricamente projetada para fornecer monitoração contínua de concentrações de radônio numa faixa de variação de 2 a 2.000.000 Bq/m^3 . Ainda, um conjunto de sensores do equipamento fornece dados ambientais como umidade relativa do ar, pressão atmosférica e temperatura. O equipamento apresenta, também, alta eficiência na detecção do radônio e resposta rápida aos gradientes de concentração. Os dados coletados pelo AlphaGUARD são exibidos por meio da interface gráfica do *software* DataEXPERT que acompanha o equipamento (SAPHYMO, 2012).

Primeiramente, conjuntos de detecção (câmara de difusão, filtro de borossilicato e detector CR-39) foram montados e a operação de 60 minutos-DIFF (modo de difusão) dos

quatro equipamentos AlphaGUARD utilizados foi selecionada. Quatro detectores CR-39 para as medidas de *background* foram separados.

Como o evento de calibração ocorreu no Laboratório de Radônio do CDTN, na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, os detectores CR-39 expostos, assim como os de *background*, saíram dentro de suas câmaras de difusão da cidade de Curitiba e depois voltaram para serem revelados e lidos nas dependências da UTFPR.

Dois *containers* de metal foram utilizados, simulando ambientes hermeticamente lacrados, para a exposição das fontes radioativas em circuito fechado. Antes do posicionamento dos equipamentos de medição os *containers* receberam um fluxo de gás nitrogênio comprimido em seu interior para que qualquer umidade existente fosse eliminada.

Em cada *container* foram inseridos dois equipamentos AlphaGUARD, pré-calibrados entre si, posicionados com seus visores digitais para a face anterior da estrutura metálica, de forma que pudessem ser vistos pelos observadores através de uma janela de vidro presente na tampa de abertura do *container* permitindo, assim, que um monitoramento visual do experimento fosse feito. O *container* de maior volume (210,5 L) foi utilizado para medidas de alta exposição e recebeu 13 detectores passivos CR-39 que foram acomodados em sua região posterior. O arranjo dos detectores passivos e ativos pode ser observado na Figura 14.



Figura 14- Distribuição dos detectores passivos e ativos no arranjo experimental do sistema de calibração

Na sequência, a fonte de ^{226}Ra , modelo 2000 A- PYLON, de atividade 3,379 kBq foi inserida no interior do *container* que permaneceu lacrado por 72,208 horas criando um ambiente de alta exposição de, aproximadamente, $43 \text{ kBq}\cdot\text{d}/\text{m}^3$. Um ventilador tipo *cooler*,

inserido no interior do *container*, permaneceu ligado durante o experimento para homogeneizar o ar ali presente. O valor da exposição foi calculado a partir dos dados de concentração de ^{222}Rn registrados pelos equipamentos AlphaGUARD que, por sua vez, foram ligados por cabos a computadores que exibiam em tempo real os dados adquiridos do experimento no *software* DataEXPERT.

No *container* de menor volume (101,1 L), também foram posicionados dois equipamentos AlphaGUARD e inseridos 13 detectores CR-39. Nesse caso, foi utilizada uma fonte de ^{226}Ra , SRM 4968, de atividade de 0,458 kBq a fim de garantir um ambiente considerado de baixa exposição, aproximadamente 4 kBq.d/m^3 , quando comparado com as condições do *container* descrito anteriormente no texto.

Diferentemente do *container* de alta exposição, no ambiente de baixa exposição, a fonte radioativa utilizada foi acoplada ao circuito do *container* por meio de mangueiras ligadas a uma bomba de ar (AlphaPUMP) responsável por direcionar o gás ^{222}Rn da fonte de ^{226}Ra para o interior do *container* somente após 12 horas contadas a partir do fechamento do mesmo, seguindo as recomendações do SAPHYMO (2012) para calibração com fontes padrão NIST (SRM 4968).

Passadas 12 horas do fechamento do circuito a bomba de ar foi ligada por 15 minutos, operando com fluxo de 1 L/minuto, para que o ar expelido pela bomba entrasse em contato com o bulbo de vidro da fonte de ^{226}Ra direcionando, assim, o gás ^{222}Rn produzido pela fonte para o interior do *container* que permaneceu lacrado por um período total de 47,667 horas (Figura 15).



Figura 15- Circuito utilizado para as medidas do *container* de baixa exposição

Após os 15 minutos de ativação da bomba de ar a mesma foi desligada, as válvulas da fonte foram fechadas e as mangueiras responsáveis por interligar o sistema fonte-*container* do

circuito foram desconectadas. Desse momento em diante o *container* permaneceu hermeticamente lacrado por, aproximadamente, 36 horas sem perturbações em sua estrutura completando às 47,667 horas de experimento.

Ao final de cada etapa do evento de calibração (simulação de ambiente de alta e baixa exposição) todos os detectores CR-39 foram recolhidos e adequadamente acondicionados para serem enviados à Curitiba para serem revelados e terem seus traços contabilizados.

No processo de revelação química os detectores foram imersos em banho-maria por 14 horas, a 70°C, em solução de 6,25M de NaOH (2% em volume). Esta metodologia de revelação foi estabelecida por trabalhos prévios desenvolvidos no Laboratório de Radiações ionizantes da UTFPR (CORRÊA, 2006).

Um total de 30 detectores CR-39 pertencentes ao Laboratório de Radiações Ionizantes da UTFPR foram preparados em câmaras de difusão para serem utilizados no evento de calibração, mas somente os dados provenientes de 28 deles foram utilizados para cálculos já que dois detectores foram danificados no processo de revelação química devido a mudanças bruscas de temperatura e umidade do ar na cidade de Curitiba, onde todos os detectores foram revelados. Dentre os detectores danificados estavam um de *background* e um pertencente ao experimento de baixa concentração.

O número de detectores CR-39 utilizados para o sistema de calibração foi considerado suficiente, já que os mesmos foram distribuídos no interior dos *containers* metálicos de forma que todo o volume do *container* foi monitorado pelos detectores CR-39.

A contagem dos traços do detector CR-39 foi feita manualmente através do uso de microscópio óptico com aumento ocular de 100 vezes.

A Figura 16 apresenta as fontes radioativas de ^{226}Ra utilizadas para a calibração dos detectores CR-39.



Figura 16- Fonte de ^{226}Ra de alta atividade (A). Fonte de ^{226}Ra de baixa atividade (B)

A partir das concentrações de ^{222}Rn registradas pelo AlphaGUARD em ambos os *containers* e do número de traços contabilizados nos detectores CR-39 utilizados foi possível calcular parâmetros como exposição e concentração média que, por sua vez, foram utilizados para a construção da Equação de calibração 3.1, já descrita no texto. Os cálculos para obtenção da Equação de calibração são detalhados no Apêndice B deste trabalho.

A Tabela 10 apresenta resumidamente as principais informações acerca das fontes radioativas e equipamentos utilizados no processo de calibração.

Tabela 10 – Dados dos equipamentos utilizados na calibração dos detectores CR-39

Volume container (litros)	Ambiente	Atividade fonte de ^{226}Ra (kBq)	Tempo de exposição (horas)	Número detectores CR-39*	Número detectores AlphaGUARD	Exposição (kBq.d/m³)**
210,5	Alta exposição	3,8	72	13	2	44,0
101,1	Baixa exposição	0,5	48	12	2	3,8
-	<i>Background</i>	-	-	3	-	-

*Número de detectores efetivamente utilizados nos cálculos da obtenção da equação (curva) de calibração

**Valores calculados através de dados fornecidos pelo AlphaGUARD

3.2 Medidas em materiais de construção

Foram realizadas análises de amostras de materiais de construção utilizados na fabricação de somente um dos três ambientes (ambiente C) estudados em relação à concentração de ^{222}Rn *indoor*. Não foi possível a obtenção de amostras de materiais das demais ambientes *indoor* objetos de estudo desta pesquisa.

Os materiais de construção avaliados neste trabalho são provenientes do Estado do Paraná. As areias empregadas na construção civil são formadas, em maior proporção, por quartzo e possuem granulometria entre 0,075 e 2,0 mm. Aproximadamente, 255 empresas são responsáveis pela produção de areia no Estado sendo que a exploração desse material ocorre principalmente em locais próximos a grandes rios destacando-se, entre eles, o rio Iguazu da região de Curitiba (MINEROPAR, 2001).

As argilas, no Estado do Paraná, apresentam uma granulometria fina e aspecto terroso e são produzidas industrialmente pelos municípios de Rio Branco do Sul, Balsa Nova, Tijucas

do Sul, Araucária, São José dos Pinhais, Quatro Barras e Campo Largo. Já a brita é um bem mineral obtida a partir de rochas brutas e semibrutas a partir de ao menos seis tipos de rochas diferentes, como basalto, gnaiss, migmatito, diabásio, granito e calcário (MINEROPAR, 2001).

As amostras recolhidas de areia média, argamassa, brita azul tipo 2, brita vermelha tipo 3, concreto e tijolo vermelho foram analisadas quanto à concentração de ^{222}Rn e a presença, dada em atividade específica Bq/kg, de radionuclídeos como ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , que são os principais elementos associados à exposição do ser humano à radiação proveniente dos materiais de construção.

Para mensurar a concentração de ^{222}Rn proveniente dos materiais de construção os mesmos foram armazenados, em amostras de aproximadamente 1 kg, em frascos de vidro hermeticamente fechados por 40 dias para que o ^{226}Ra e o ^{222}Rn entrassem em equilíbrio secular. Após esse intervalo de tempo a concentração de ^{222}Rn acumulada no interior do frasco de vidro foi medida com o detector ativo AlphaGUARD.

A massa de 1 kg para as amostras de materiais de construção foi definida considerando o volume do frasco de vidro utilizado para as medidas, e o fato de que as amostras seriam trituradas posteriormente e encaminhadas à análise de espectrometria gama, para qual é necessário ter um volume de amostra de pelo menos 600 ml.

A concentração do gás ^{222}Rn exalado dos materiais de construção é uma medida obtida em um ambiente confinado (frascos de vidro) a qual sofrerá alteração caso o volume do ambiente de medida (frasco) seja diferente, ou seja, os valores de concentração de ^{222}Rn obtidos nesta pesquisa só podem ser comparados com medidas realizadas sob as mesmas condições padrões experimentais.

Para evitar que partículas das amostras dos materiais de construção se deslocassem do frasco para o interior da câmara de ionização do AlphaGUARD as amostras foram envolvidas por sacos descartáveis de papel. A fixação de elementos das amostras no interior do AlphaGUARD representaria um problema já que os mesmos permaneceriam emitindo partículas, que seriam contabilizadas pelo equipamento, e conseqüentemente haveria alteração nos valores medidos de concentração de ^{222}Rn .

Na Figura 17 é possível observar a amostra de tijolo, envolvida por papel descartável, armazenada no frasco de vidro de medida. Como nem todas as amostras analisadas possuíam a forma de grãos em seu estado sólido em condições ambientais normais, algumas delas necessitaram ser divididas em partes para que coubessem dentro do frasco de vidro utilizado

para a realização das medidas. Foram separadas em menores partes as amostras de tijolo, argamassa e concreto.

A divisão dos materiais em menores partes altera a exalação de ^{222}Rn do material em relação ao valor de exalação que seria obtido caso fosse analisada a amostra em seu tamanho original, ou seja, por inteiro sem divisões da estrutura física da amostra.



Figura 17- Amostra de tijolo armazenada no frasco de vidro para medida da concentração de ^{222}Rn

Foram utilizados quatro frascos de vidro para a realização das medidas de ^{222}Rn . Dessa forma, as análises dos materiais de construção foram feitas em duas etapas já que havia um total de seis amostras.

Em cada etapa de medida um frasco foi utilizado como referência para medida de *background*. O mesmo também permaneceu lacrado por 40 dias e em seu interior foi inserida uma quantidade de papel descartável equivalente à utilizada no acondicionamento das amostras dos materiais. Caso os sacos de papel descartável possuíssem um nível de radioatividade, devido a sua composição química, o mesmo seria detectado pelo AlphaGUARD e esse valor, que compõe a concentração relativa à medida de *background*, seria descontado dos valores de concentração de ^{222}Rn encontrados nas amostras dos materiais de construção. Assim, é possível conhecer ao certo as concentrações médias do gás ^{222}Rn proveniente apenas dos materiais de construção analisados.

A primeira etapa de medida englobou as amostras de areia, brita azul e brita vermelha, e na segunda etapa a argamassa, o concreto e o tijolo foram avaliados.

Para interligar o AlphaGUARD com o frasco de vidro, a fim de criar um circuito de medida fechado, foram soldadas na tampa do frasco dois pequenos tubos de cobre que

desempenharam a função de permitir os fluxos de entrada e saída do ar. Externamente aos tubos de cobre foram inseridas mangueiras com conectores de três vias em suas extremidades, e em uma das extremidades interna ao frasco de vidro dos tubos de cobre foi fixado um tubo transparente longo que permitir a entrada de ar na região inferior do frasco de vidro (Figura 18).

Antes do início das medidas dos materiais de construção os frascos de vidro, assim como todos os seus componentes e conexões foram testados para verificar possíveis pontos de entrada e saída de ar que pudessem prejudicar ou até mesmo invalidar as medidas obtidas com o equipamento AlphaGUARD.

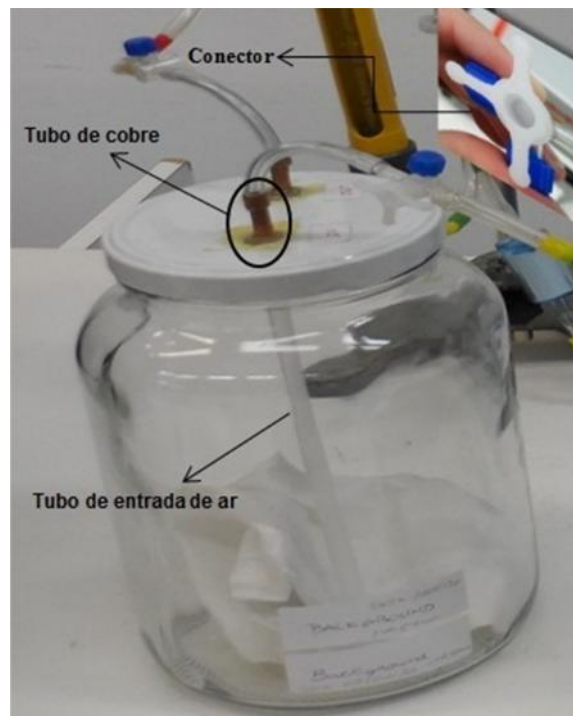


Figura 18- Detalhes do circuito de entrada e saída de ar do frasco de vidro onde as amostras de materiais de construção foram acomodadas para as medidas de concentração de ^{222}Rn

O procedimento desenvolvido para as medidas dos materiais de construção com o AlphaGUARD foi dividido em três etapas principais: realização de ventilação em circuito aberto, medida do frasco de *background* e medida das amostras de materiais de construção. Em todas as etapas foi feito o uso de bomba de ar pertencente ao equipamento (AlphaPUMP) ligada para operar com fluxo de 0,5 L/min, e o AlphaGUARD foi ajustado para operar no modo 1 min/*flow*.

Na etapa de ventilação em circuito aberto a bomba de ar permanece ligada, por 40 minutos, conectada ao AlphaGUARD, este desligado, para que os valores de *background* do

equipamento cheguem a níveis baixos antes da realização da medida do frasco de *background*. A Figura 19 mostra um desenho esquemático do circuito utilizado nessa primeira etapa. No circuito um filtro é acoplado para impedir que impurezas do ar adentrem no equipamento. As setas azuis da Figura 19 indicam a direção do fluxo de ar.

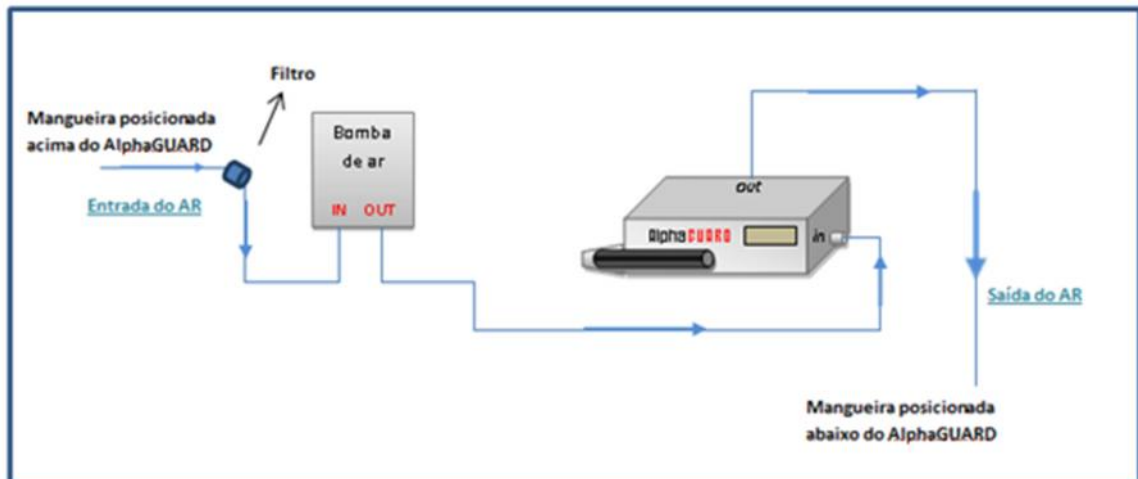


Figura 19- Desenho esquemático do circuito aberto de ventilação

Após a ventilação em circuito aberto o AlphaGUARD é ligado para registrar a medida de *background*, por 1 hora, que é obtida em circuito fechado, ou seja, nenhum componente do sistema de medida tem contato com o ar externo ao circuito. Nessa etapa foram inseridos ao circuito um rotâmetro, para verificação da presença ou não de fluxo de ar, mais dois filtros e um vaso de vidro, pertencente ao AquaKIT do AlphaGUARD, com o intuito de garantir que possíveis partículas de poeira presentes no frasco de vidro se depositem nos filtros ou no vaso de vidro antes que possam se fixar no interior da câmara de ionização do equipamento.

Na terceira e última etapa do circuito de medida, são analisados os frascos das amostras de materiais de construção. O circuito fechado de medida assim como os parâmetros selecionados no modo de operação dos equipamentos são os mesmos utilizados para a medida de *background*, descrita acima. O tempo de duração da medida nesta etapa é de duas horas.

O desenho esquemático do circuito utilizado para as medidas de *background* e das amostras é ilustrado na Figura 20. A Figura 21 mostra a implementação do sistema de medida para o frasco de *background*.

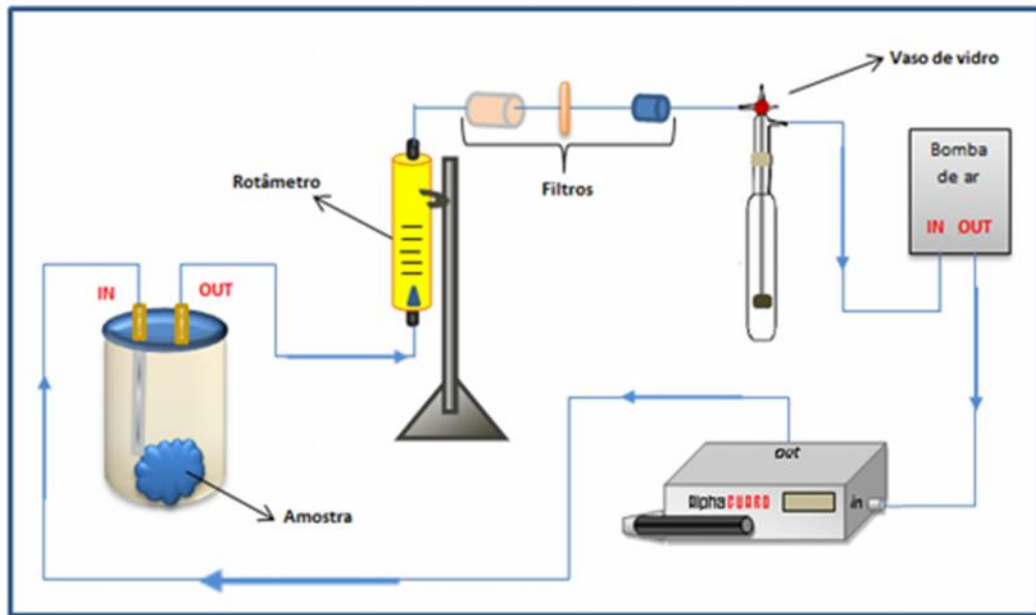


Figura 20- Desenho esquemático do circuito fechado para medidas de *background* e amostras de materiais de construção

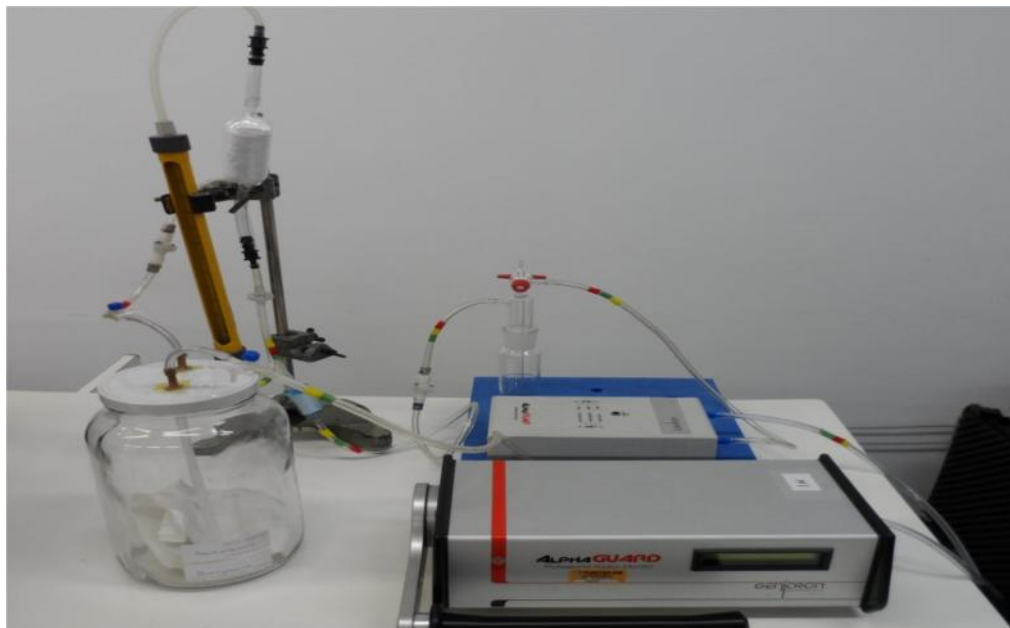


Figura 21- Medida do frasco de vidro de *background*

Na sequência da medida da concentração de ^{222}Rn de uma amostra todas as três etapas do procedimento de medida são repetidas sucessivamente (ventilação em circuito aberto, *background* e amostra) até que a última amostra seja analisada.

Apesar da medida do frasco de *background* ser feita repetidas vezes, somente o valor de concentração da primeira medição é considerado para a realização dos cálculos. As demais medidas de *background* são realizadas somente como medida de controle para verificação de

contaminação ou não do AlphaGUARD por partículas que venham a se desprender da estrutura da amostra e se depositar no interior da câmara de ionização do equipamento. Situação esta que não ocorreu neste trabalho. Dessa forma, as amostras de areia, brita azul e brita vermelha tiveram associados aos seus cálculos das medidas de ^{222}Rn o mesmo valor de *background*. O mesmo procedimento foi adotado para as amostras de argamassa, concreto e tijolo.

Após o estudo da concentração de ^{222}Rn , as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Radioatividade Natural do CDTN para avaliação qualitativa e quantitativa dos radionuclídeos presentes em sua composição através do método de espectrometria gama. Para tanto, as amostras tiveram seu volume verificado e foram trituradas e peneiradas a fim de homogeneizar o tamanho dos grãos dos materiais.

O volume de cada amostra foi encontrado utilizando-se o Teorema de Arquimedes que afirma que quando um corpo é mergulhado em um líquido é exercida uma força de sustentação que tende a empurrá-lo para cima. Essa força vertical é denominada de empuxo. Para tanto, todas as mostras foram presas a uma balança de pratos e envolvidas por uma película plástica, contendo minúsculos furos, para serem imersas em um recipiente de água.

Primeiramente, verificou-se a massa de cada amostra, presa a balança de pratos, suspensa no ar. Em seguida, a amostra foi mergulhada dentro de um recipiente cheio d'água e uma nova massa foi obtida. O volume final de cada amostra foi adquirido por meio da Equação 3.2, na qual m_1 é a massa da amostra suspensa no ar, m_2 corresponde à massa da amostra quando a mesma é imersa na água e ρ é a densidade do líquido (1g/cm^3).

$$V = (m_1 - m_2) / \dots \quad \text{Eq. 3.2}$$

A Figura 22 mostra o experimento descrito acima utilizado para definir o volume das amostras de materiais de construção.

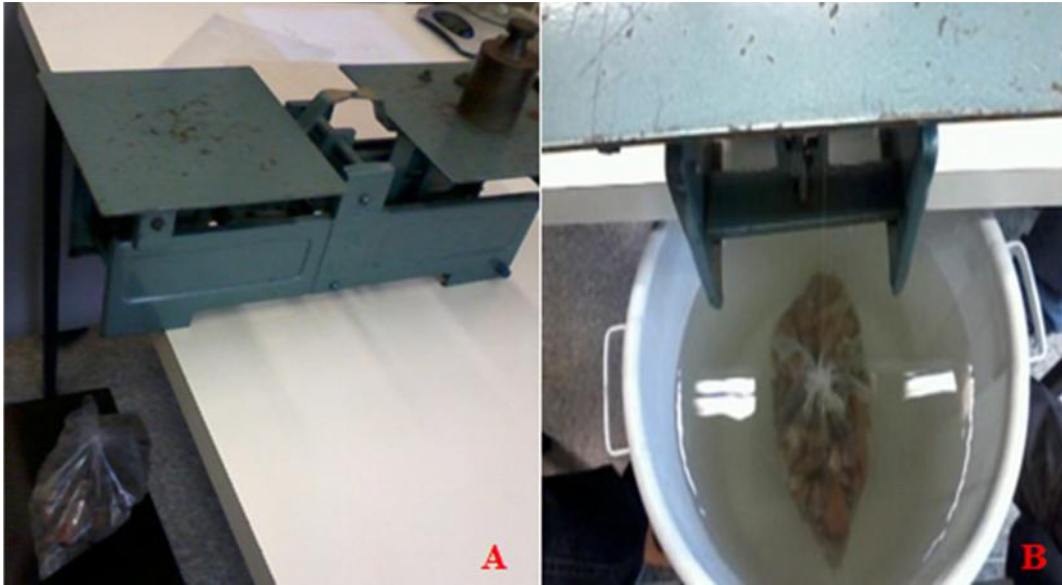


Figura 22- Experimento para a determinação do volume da amostra de brita azul no ar (A) e na água (B) pelo conceito de empuxo

Como as amostras de materiais de construção foram umedecidas, devido ao experimento realizado para a determinação de seu volume, as mesmas foram secas, em um forno a 150°C, no Laboratório Integrado de Materiais (LIM) da UTFPR. Após esse processo as amostras foram submetidas a um processo de trituração.

A areia teve o tamanho de seus grãos diminuídos através do processo de moagem feito no moinho de bolas de porcelana Quimis (Figura 23). Nesse equipamento o material é colocado dentro de um jarro que recebe esferas de porcelana. Dois rolos giratórios cilíndricos rotacionam provocando a rotação do jarro e, conseqüentemente, o atrito entre o material ali colocado e as esferas de porcelana. Esse contato que ocorre entre os elementos presentes no interior do jarro é responsável pela moagem do material.

A areia permaneceu por, aproximadamente, 48 horas dentro do moinho de bolas de porcelana.

Os demais materiais de construção, por possuírem uma estrutura de maior rigidez, foram submetidos ao processo de moagem no moinho de bolas Solotest pelo método de Abrasão Losangeles pelo qual o desgaste de um agregado é determinado.

O equipamento Solotest é formado por um cilindro metálico no qual é colocada a amostra que se deseja desgastar em conjunto com bolas metálicas que irão colidir com o material ali presente reduzindo o tamanho de seus grãos, à medida que o cilindro rotaciona. Na Figura 24 pode-se observar o moinho e as bolas metálicas utilizadas. Os materiais de

construção (britas, argamassa, tijolo e concreto) permaneceram no processo de moagem por, aproximadamente, 24 horas.



Figura 23- Moinho de bolas de porcelana



Figura 24- Moinho de bolas Solotest. Técnica Abrasão Losangeles

Depois de trituradas as amostras foram peneiradas, identificadas e devidamente embaladas para posterior envio ao laboratório do CDTN para serem submetidas à análise de espectrometria gama.

3.2.1 Espectrometria gama

As amostras de materiais de construção foram analisadas pela técnica de espectrometria gama para que os principais radionuclídeos componentes desses materiais (^{238}U , ^{232}Th e ^{226}Ra) fossem caracterizados.

Os radionuclídeos presentes nas amostras de materiais emissores de radiação gama (γ) podem ser detectados quantitativamente e qualitativamente pelo método de espectrometria gama, pelo fato de suas emissões apresentarem espectros de energias de intensidades bem definidas e características.

O espectrômetro gama Canberra utilizado (Figura 25) possui um detector semiconductor de germânio hiperpuro (HPGe) de estado sólido de alta eficiência (15%) e resolução, localizado no interior da blindagem de chumbo do espectrômetro gama que se encontra dentro de uma sala blindada por chumbo e por coluna de água distribuída ao redor de toda a sua estrutura física. Dessa forma, a radiação externa não interfere no limite de detecção do equipamento.



Figura 25- Espectrômetro gama

As amostras trituradas de areia, argamassa, brita azul, brita vermelha, tijolo e concreto foram armazenadas em frascos de Marineli e permanecessem em descanso por, aproximadamente, 40 dias para que o equilíbrio secular entre o isótopo ^{226}Ra e seus produtos imediatos na série de decaimento do ^{238}U fosse atingido.

O uso de frascos de Marineli é essencial porque os mesmos garantem que a amostra permaneça o mais próxima possível do detector do equipamento melhorando, assim, a sua eficiência de detecção (SANTOS, 2010).

O método de espectrometria gama permitiu a identificação de radionuclídeos na amostra atribuídos a família do ^{238}U e ^{232}Th . Dentre os principais radionuclídeos encontrados componentes dos materiais de construção analisados estão o ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K que tiveram seus valores de atividade específica (Bq/kg) empregados nos cálculos de índice de concentração de atividade, rádio equivalente e coeficiente de emanção dados pelas Equações 2.1, 2.2 e 2.3, respectivamente, já discutidas no texto.

3.3 Medidas de ^{222}Rn no solo

As medidas de solo pertencentes a este trabalho foram realizadas na região de Curitiba do estado do Paraná. A cidade de Curitiba está localizada na porção oriental do estado mais especificamente em uma região geomorfológica denominada de Primeiro Planalto Paranaense.

A constituição geológica de Curitiba corresponde a uma base de rochas cristalinas denominada de Complexo Atuba que é formado, predominantemente, por migmatitos embrechíticos – homogêneos - (rochas gnaissicas com aspecto granitóide e grossa granulação) e epibolíticos – heterogêneos – (associação de rochas cristalofilianas e rochas de aspecto granitóide) que sofrem intercalações de xistos, anfibolíticos e quartizitos. Os principais constituintes dos migmatitos homogêneos são o quartzo, o microclínio, o plagioclásio, a biotita e porções de hornblenda (NETO, 2001).

Neste trabalho, os solos de dois (ambiente A e C) dos três ambientes *indoor* objetos de estudo foram avaliados quanto à concentração de ^{222}Rn e de ^{220}Rn . Não foi possível fazer a medida de ^{222}Rn e ^{220}Rn no solo no ambiente B por não existir nenhuma área de terreno virgem (não mexida) próxima a construção física do ambiente avaliado quanto as medidas *indoor*.

As medidas foram feitas com o uso do equipamento AlphaGUARD associado a uma haste de perfuração e uma sonda. O modo de operação do AlphaGUARD selecionado foi o de 1 min/*flow* e a bomba de ar permaneceu com um fluxo de 1 L/min.

Antes do início de cada medida de solo foi realizada uma medida de *background* em circuito fechado (Figura 26) para que o nível de *background* do equipamento fosse registrado

para, posteriormente, sua concentração ser descontada das concentrações de ^{222}Rn das medidas de solo. As medidas de *background* tiveram duração de 10 minutos.

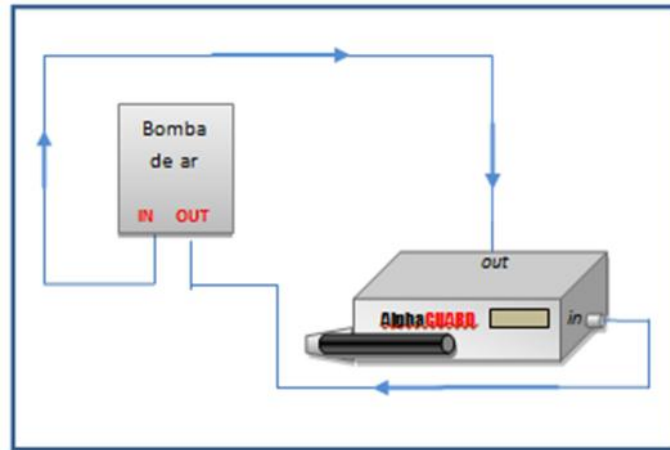


Figura 26- Desenho esquemático do circuito fechado utilizado para as medidas de *background* na avaliação do solo

Na sequência, a haste de perfuração do equipamento é inserida a uma profundidade de 1 metro no interior do solo a ser avaliado. Mediante a retirada da haste de perfuração é introduzida uma sonda de captação do gás ^{222}Rn , também a 1 metro de profundidade, que em seguida, é puxada para cima 5 cm para que no interior do solo seja criado um espaço pequeno, mas suficiente para exalação do ^{222}Rn do solo para o interior da sonda.

A extremidade da sonda que se encontra para fora do solo é conectada a mangueiras e dispositivos responsáveis por direcionar o fluxo de ^{222}Rn do solo para o interior da câmara de ionização do AlphaGUARD, com a ajuda da bomba de ar que suga o gás presente no interior da sonda, conforme esquema demonstrado na Figura 27.

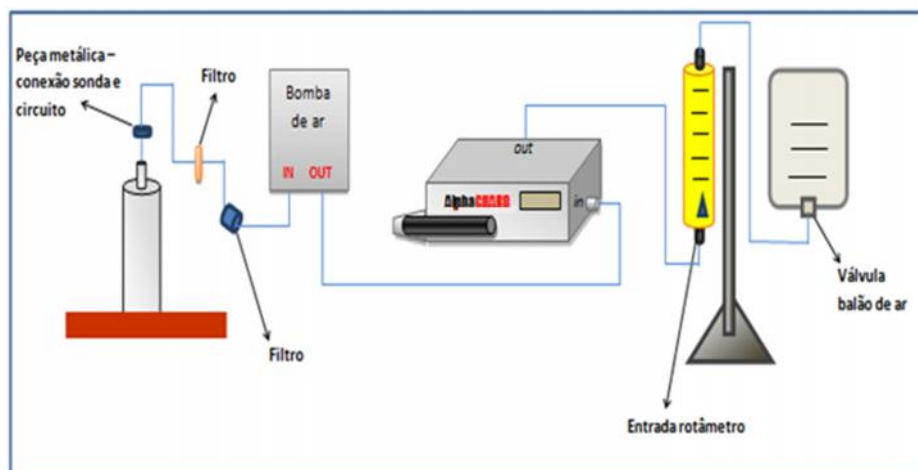


Figura 27- Esquema do circuito utilizado para as medidas de solo

A duração total da medida de solo é de 20 minutos sendo que nos primeiros 10 minutos de medida a bomba de ar permanece ligada. Um rotâmetro inserido no circuito de medida indica se a passagem do fluxo de ar no circuito está correta, ou seja, se existe fluxo de gás ^{222}Rn advindo do solo por meio da sonda. Um balão é conectado ao final do circuito para indicar quando toda a câmara de ionização do equipamento é preenchida pelo gás proveniente do solo.

Como a câmara de ionização do AlphaGUARD possui um volume de 1 litro, quando o balão é preenchido em 1 litro de ar tem-se a certeza de que as partículas α contabilizadas pelo equipamento são provenientes do ^{222}Rn do solo. Mediante o preenchimento do balão a válvula acoplada em sua extremidade é aberta para permitir a saída do ar ali contido.

Nos últimos 10 minutos de medida a bomba de ar é desligada para que o gás ^{222}Rn do solo se concentre dentro do AlphaGUARD para que sua concentração seja medida pelo equipamento, a qual é fornecida em Bq/m^3 . Após o término da medida de solo o AlphaGUARD permanece por pelo menos mais 10 minutos degasando. Os dados são transferidos para o *software* DataEXPERT para que a análise gráfica dos dados seja realizada.

Nos últimos 10 minutos de medida, como a bomba de ar está desligada, a concentração de ^{220}Rn presente no interior da câmara de ionização do equipamento decai rapidamente devido a sua meia-vida curta. Portanto, é possível constatar graficamente que os valores de concentração apresentados nesse intervalo de tempo correspondem ao gás ^{222}Rn .

Para a determinação das concentrações de ^{222}Rn e ^{220}Rn presentes nas medidas de solo foi gerada uma curva teórica, com base na Equação 3.2.1, que foi comparada com os dados apresentados pelos gráficos das medidas fornecidos pelo equipamento. Essa comparação entre a curva teórica e a curva gerada a partir do comportamento real das concentrações de radônio medidas foi feito no programa *Origin 6.1*.

$$Q(t) = A_{222} \cdot e^{(-\frac{\ln 2}{T_{222}})t} + A_{220} \cdot e^{(-\frac{\ln 2}{T_{220}})t} \quad \text{Eq.3.2.1}$$

Na Equação acima $Q(t)$ é a concentração total de radônio obtida durante toda a duração da medida de solo, A_{222} corresponde a concentração do ^{222}Rn e A_{220} a concentração do ^{220}Rn , t é o tempo de medida que se deseja avaliar e T_{222} e T_{220} representam a meia-vida do ^{222}Rn e do ^{220}Rn , respectivamente.

Cada solo teve sua concentração média de ^{222}Rn avaliada com base em medidas feitas em três pontos distintos de cada terreno de dois ambientes (ambiente A e C). A decisão de medir três pontos em cada solo a ser estudado foi definida com o objetivo de melhorar a qualidade estatística dos dados obtidos diminuindo, assim, os erros associados às medidas e reproduzindo um valor médio de concentração de ^{222}Rn mais próximo do valor real. O solo do ambiente A está localizado no bairro Xaxim, e o solo do ambiente C pertence ao bairro do Ecoville da região de Curitiba/PR.

A Figura 28 exhibe a realização de uma medida de solo no ambiente C, da região de Curitiba.



Figura 28- Medida de solo

Dados como a data, horário e a localização de cada solo avaliado são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Dados das medidas de solo realizadas nos ambientes A e C

Solo	Localização	Data medida	Início da medida	Ponto	Número de medidas
<i>Ambiente A</i>	Bairro Xaxim	31/10/2012	14h19min	1	3
		07/11/2012	14h14min	2	
		22/11/2012	14h05min	3	
<i>Ambiente C</i>	Bairro Ecoville	24/07/2012	15h30min	1	3
		10/08/2012	16h06min	2	
		16/08/2012	14h49min	3	

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Medidas *indoor*

Com base na Equação 3.1 obtida através do sistema de calibração descrito no item 3.3.3, foram calculadas as concentrações *indoor* de ^{222}Rn dos 126 detectores expostos nos 58 postos de trabalho avaliados. A Tabela 12 apresenta as concentrações de ^{222}Rn com seus respectivos erros. Os valores de concentração de ^{222}Rn obtidos nas medidas *indoor* dos postos de trabalho encontram-se entre $36 \pm 49 \text{ Bq/m}^3$ e $164 \pm 51 \text{ Bq/m}^3$.

Tabela 12 – Concentração *indoor* de ^{222}Rn nos postos de trabalho

Ambiente (empresas)	Detector	Tempo de exposição (dias)	Densidade de traços (n° de traços/cm ²)	Concentração de ^{222}Rn (Bq/m ³)	Erro da concentração (Bq/m ³)
A	4813762	98	304	62,4	49,2
	4813763	98	351	73,6	49,3
	4813764	98	433	93,4	49,6
	4813765	98	520	114,2	50,0
	4813766	98	409	87,5	49,5
	4813767	98	491	107,2	49,7
	4813768	98	424	91,2	49,5
	4813769	98	416	89,1	49,5
	4813770	98	464	100,8	49,7
	4813771	98	440	95,0	49,6
	4813772	98	409	87,5	49,5
	4813773	98	507	111,0	49,8
	4813774	98	527	115,8	49,9
	4813775	98	507	111,0	49,8
	4813776	98	511	112,0	49,8
	4813795	98	376	79,5	49,4
	4813796	98	442	95,5	49,6
	4813797	98	476	103,5	49,7
	4813798	98	256	50,7	49,2
	4813799	98	522	114,7	50,0
4813800	98	396	84,3	49,5	
4813801	98	596	132,3	50,1	
4813802	98	322	66,7	49,3	

(continua)

Tabela 12 – Concentração *indoor* de ^{222}Rn nos postos de trabalho

A	4813803	98	427	91,8	49,5
	4813804	98	298	60,8	49,2
	4813816	98	411	88,0	49,5
	4813817	98	376	79,5	49,4
	4813818	98	504	110,4	49,8
	4813819	98	476	103,5	49,7
	4813820	98	507	111,0	49,8
	4813821	98	438	94,4	49,6
	4813822	98	396	84,3	49,5
	4813823	98	402	85,9	49,5
B	4813678	99	496	107,2	49,7
	4813679	99	411	87,2	49,5
	4813680	99	520	113,1	49,8
	4813681	99	640	141,6	50,3
	4813682	99	660	146,3	50,4
	4813688	99	393	82,9	49,4
	4813693	99	509	110,4	49,8
	4813694	99	498	107,8	49,8
	4813695	99	504	109,4	49,8
	4813696	99	553	121,0	49,9
	4813697	99	522	113,6	49,8
	4813698	99	424	90,3	49,5
	4813699	99	427	90,9	49,5
	4813700	99	429	91,4	49,5
	4813701	99	473	102,0	49,7
	4813702	99	420	89,3	49,5
	4813703	99	456	97,7	49,6
	4813704	99	387	81,3	49,4
	4813705	99	442	94,6	49,6
	4813706	99	436	93,0	49,6
	4813707	99	360	75,0	49,4
	4813708	99	467	100,4	49,7
	4813709	99	249	48,6	49,1
4813710	99	524	114,1	49,8	
4813711	99	389	81,9	49,4	
4813712	99	653	144,8	50,4	
4813713	99	404	85,6	49,5	

(continua)

Tabela 12 – Concentração *indoor* de ^{222}Rn nos postos de trabalho

B	4813714	99	267	52,8	49,2
	4813715	99	298	60,2	49,2
	4813716	99	298	60,2	49,2
	4813717	99	384	80,8	49,4
	4813718	99	407	86,1	49,5
	4813683	105	516	105,7	49,7
	4813684	105	404	80,8	49,4
	4813685	105	480	97,7	49,6
	4813686	105	496	101,2	49,7
	4813687	105	498	101,7	49,7
	4813727	105	271	50,9	49,2
	4813728	105	389	77,3	49,4
	4813729	105	349	68,3	49,3
	4813730	105	396	78,8	49,4
	4813731	105	289	54,9	49,2
	4813732	105	322	62,4	49,2
	4813733	105	433	87,3	49,5
	4813734	105	360	70,8	49,3
	4813736	105	560	115,7	49,9
	4813737	105	344	67,3	49,3
	4813738	105	398	79,3	49,4
	4813739	105	309	59,4	49,2
	4813740	105	349	68,3	49,3
	4813741	105	298	56,9	49,2
	4813742	105	411	82,3	49,4
	4813743	105	433	87,3	49,5
	4813744	105	378	74,8	49,4
	4813746	105	476	96,7	49,6
	4813747	105	382	75,8	49,4
	4813756	105	371	73,3	49,3
	4813757	105	362	71,3	49,3
	4813758	105	389	77,3	49,4
4813759	105	558	115,2	49,9	
4813761	105	396	78,8	49,4	
C	4813777	100	356	73,2	49,3
	4813779	100	427	90,0	49,2
	4813780	100	740	163,7	50,7
	4813781	100	231	43,9	49,1

(continua)

Tabela 12 – Concentração *indoor* de ^{222}Rn nos postos de trabalho

C	4813783	100	571	124,0	50,0
	4813784	100	278	54,9	49,2
	4813785	100	431	91,0	49,5
	4813786	100	422	88,9	49,5
	4813787	100	538	116,1	49,9
	4813788	100	402	84,2	49,5
	4813789	100	436	92,1	49,5
	4813790	100	502	107,8	49,8
	4813791	100	489	104,6	49,7
	4813792	100	542	117,2	49,9
	4813793	100	198	36,1	49,1
	4813811	100	264	51,8	49,2
	4813812	100	484	103,6	49,7
	4813813	100	480	102,5	49,7
	4813814	100	527	113,5	49,8
	4813825	100	509	109,3	49,8
	4813827	100	469	99,9	49,6
	4813828	100	371	76,9	49,4
	4813829	100	444	94,2	49,6
	4813830	100	384	80,0	49,4
	4813831	100	609	132,9	50,1
	4813832	100	420	88,4	49,5
	4813806	100	511	109,8	49,8
	4813807	100	402	84,2	49,5
	4813808	100	411	86,3	49,5
	4813721	100	451,	95,7	49,6
4813722	100	542	117,2	49,9	
4813723	100	289	57,5	49,2	
			Média	90,9	49,6

Na Tabela 12 é possível notar que todos os valores de concentração de ^{222}Rn dos postos de trabalho avaliados estão abaixo de 200 Bq/m^3 , que é o limite de referência considerado normal segundo órgãos como a UNSCEAR (2000) e ICRP (1993). Situação esta já esperada devido às boas condições de ventilação e conservação da estrutura física dos ambientes estudados.

Apenas uma medida do posto de trabalho C apresenta valor de concentração igual a $163,7 \pm 50,7 \text{ Bq/m}^3$ que é considerado acima do limite de aceitabilidade (148 Bq/m^3) estabelecido pela EPA (2009). Todavia, esse valor de concentração de ^{222}Rn não representa uma situação de risco já que a medida ainda se encontra na faixa de normalidade (200 Bq/m^3) estabelecida pela UNSCEAR e ICRP.

Todos os pareceres, referentes às concentrações de ^{222}Rn , emitidos às empresas avaliadas (postos de trabalho) utilizam como valores comparativos de concentração os limites preconizados pela ICRP e UNSCEAR.

Em relação ao posto de trabalho C duas medidas apresentaram erros associados maiores do que a própria medida ($43,9 \pm 49,1$ e $36,1 \pm 49,1$). Isso se deve ao fato dos erros associados às concentrações de ^{222}Rn serem relativamente grandes. Dessa forma, como dois postos de trabalho do ambiente C apresentaram uma densidade de traços mínima, ou seja, concentração de ^{222}Rn muito pequena, o valor do erro se sobrepôs ao valor de sua medida associada. O cálculo das concentrações de ^{222}Rn e de seus erros associados estão descritos no Apêndice B deste trabalho.

Observa-se que os erros são relativamente altos, o que não é incomum para medidas de radônio, em geral. E mais, observando que há probabilidade de 68% dos valores estarem na faixa entre a média somada e diminuída do erro, mesmo com erros relativamente altos não se excede probabilisticamente os limites estabelecidos pelos órgãos regulamentadores, como a UNSCEAR e ICRP, já mencionados no texto.

Todos os erros associados às medidas das concentrações de ^{222}Rn nos postos de trabalho podem ser reduzidos com um novo sistema de calibração do detector CR-39. Normalmente, como as medidas de concentrações *indoor* são pequenas é necessário que o sistema de calibração seja feito utilizando uma fonte radioativa de atividade menor do que a fonte de baixa atividade descrita no item 3.1.1 deste trabalho. Dessa forma, o ajuste da curva de calibração seria mais preciso, já que a angulação dessa curva seria mais bem determinada, o que diminuiria os erros associados à Equação 3.1 originada a partir do sistema de calibração.

Apesar da possibilidade de melhor adequação do sistema de calibração as necessidades estatísticas das medidas de concentração de ^{222}Rn obtidas na cidade de Curitiba, o evento de calibração se mostrou válido e de fundamental importância para os cálculos das concentrações *indoor*.

4.2 Medidas em materiais de construção

Os valores médios de exalação de ^{222}Rn e seus erros associados obtidos com o AlphaGUARD são listados na Tabela 13. A medida de *background* corresponde à medição do frasco de vidro de *background* feita anteriormente a análise das amostras quanto as suas respectivas concentrações de ^{222}Rn . Como as amostras de materiais de construção foram avaliadas em duas etapas, devido à disponibilidade de apenas quatro frascos de vidro, os valores de *background* variam para cada amostra, e são os mesmos para as amostras de areia, brita azul e brita vermelha, assim, como os valores de *background* adotados para as amostras de argamassa, concreto e tijolo são os mesmos.

A concentração final de ^{222}Rn proveniente dos materiais de construção é obtida através da subtração do valor de *background* da concentração de gás ^{222}Rn medida pelo AlphaGUARD. Os erros finais associados às medidas finais de concentração de ^{222}Rn foram obtidos através da soma quadrática dos erros associados às medidas de *background* e as medidas da concentração de ^{222}Rn sem o desconto do valor de *background*.

Tabela 13 – Concentração final de ^{222}Rn das amostras de materiais de construção

Amostra	Concentração <i>background</i> (Bq/m ³)	Concentração de ^{222}Rn (Bq/m ³)	Concentração final de ^{222}Rn (Bq/m ³)
Areia	47 ± 109	474 ± 300	427±314
Argamassa	17 ± 26	526 ± 320	510±325
Brita azul	47 ± 109	547 ± 330	500±348
Brita vermelha	47 ± 109	2100 ± 690	2053±698
Concreto	17 ± 26	812 ± 410	795±412
Tijolo	17 ± 26	1287 ± 520	1270±519

Os dados da Tabela 13 possibilitam constatar que a contribuição de ^{222}Rn para os ambientes *indoor* dos materiais de construção analisados é significativa e não se encontra dentro do intervalo de valores de 10 Bq/m³ a 20 Bq/m³, que normalmente são encontrados

segundo a *European Commission* (1999). Ainda, as concentrações de ^{222}Rn provenientes da brita vermelha e, principalmente, do tijolo caracterizam níveis elevados e preocupantes.

Os níveis de concentração de ^{222}Rn de todas as amostras de materiais de construção estão bem acima do limite referencial normal de 200 Bq/m^3 estabelecido pela UNSCEAR e ICRP. Contudo, como todas as medidas de ^{222}Rn *indoor* não ultrapassam os 200 Bq/m^3 , é provável que as concentrações de ^{222}Rn advindas dos materiais de construção não contribuíssem com uma elevação significativa das concentrações *indoor* devido as amplas dimensões físicas dos ambientes analisados e a condições ideais de ventilação responsáveis pela dispersão do fluxo de gás ^{222}Rn para o ambiente exterior.

Com base nos resultados de atividade específica (Bq/kg) fornecida pela análise dos materiais pela técnica de espectrometria gama foi calculado o coeficiente de emanção para cada amostra de material de construção pela Equação 2.3. A variação dos valores de coeficiente encontrados é mostrada na Tabela 14.

Tabela 14 – Coeficientes de exalação (f) dos materiais de construção

Amostra	f (%)
Areia	1,7
Argamassa	2,2
Brita azul	0,9
Brita vermelha	2,2
Concreto	1,9
Tijolo	1,9

Os coeficientes de emanção dos materiais variaram de 0,9% a 2,2%. Taxa esta considerada dentro de um intervalo normal pela literatura (BIKIT *et al.*, 2011) já que os valores de f tendem a variar de 1 a 30%, dependendo do material de construção.

De acordo com os valores de f apresentados na Tabela 14 é possível inferir, a partir do conceito de coeficiente de emanção descrito no item 2.2.2 e pela Equação 2.3, que, aproximadamente, 1,7%, 2,2%, 0,9%, 2,2%, 1,9% e 1,9% de todo o radônio gerado na

amostra de areia, argamassa, brita azul, brita vermelha, concreto e tijolo, respectivamente, consegue exalar do material e contribuir com a concentração *indoor*.

Apesar dos percentuais de *f* serem relativamente baixos, ou seja, próximos ou menores do que 1%, os mesmos equivalem a concentrações *indoor* de radônio expressivas tais quais são apresentadas na Tabela 13.

Os resultados da espectrometria gama são apresentados na Tabela 15. Alguns radionuclídeos apresentam valores de atividade específica, em Bq/kg, em comum por se determinar que os mesmos estavam em equilíbrio secular.

Tabela 15 – Atividade específica (Bq/kg) dos materiais de construção submetidos à análise por espectrometria gama

Atividade Específica (Bq/kg)					
Amostra	Série ²³⁸U		Série ²³²Th		⁴⁰K
	²¹⁴ Pb	²¹² Bi(²²⁶ Ra)	²¹² Pb(²²⁴ Ra)	²³⁸ Ac	
<i>Areia</i>	12,0 ± 0,2	11,4 ± 0,2	12,3 ± 0,2	11,9 ± 0,4	620,2 ± 4,5
<i>Brita azul</i>	25,5 ± 0,3	22,0 ± 0,3	48,6 ± 0,3	50,1 ± 0,7	1091,6 ± 5,6
<i>Brita vermelha</i>	40,6 ± 0,4	36,4 ± 0,4	66,3 ± 0,3	66,8 ± 0,8	1058,3 ± 5,6
<i>Argamassa</i>	11,4 ± 0,2	10,8 ± 0,2	15,0 ± 0,2	15,1 ± 0,4	79,1 ± 1,6
<i>Concreto</i>	22,0 ± 0,3	20,4 ± 0,3	34,5 ± 0,3	34,5 ± 0,6	849,5 ± 5,2
<i>Tijolo</i>	33,7 ± 0,4	29,9 ± 0,4	36,5 ± 0,3	36,6 ± 0,7	178,6 ± 3,0

A partir dos dados contidos na Tabela 15 e com base na Equação 2.2 foram calculados valores de rádio equivalente (Ra_{eq}) os quais são mostrados na Tabela 16.

Tabela 16 – Rádío equivalente (Ra_{eq}) dos materiais de construção

Amostra	Ra_{eq} (Bq/kg)
<i>Areia</i>	$76,0 \pm 0,5$
<i>Argamassa</i>	$176,0 \pm 0,6$
<i>Brita azul</i>	$213,0 \pm 0,7$
<i>Brita vermelha</i>	$38,3 \pm 0,3$
<i>Concreto</i>	$135,1 \pm 0,6$
<i>Tijolo</i>	$96,0 \pm 0,6$

Os valores de Ra_{eq} encontrados para todas as amostras de materiais estão abaixo do valor máximo admissível de 370 Bq/kg sugerido na literatura por demais pesquisadores (AL-SULAITI *et al.*, 2008 *apud* BERETKA e MATHEW, 1985).

Neste trabalho, o índice de concentração de atividade (I) foi calculado de acordo com a Equação 2.1. Os valores do índice de concentração de atividade correspondentes a cada material de construção são apresentados na Tabela 17. Os erros associados ao índice de concentração de atividade não são mostrados por terem uma ordem de grandeza tão pequena que podem ser considerados iguais à zero.

Tabela 17 – Valores dos índices de concentração de atividade (I) dos materiais de construção

Amostra	I
<i>Areia</i>	0,31
<i>Argamassa</i>	0,68
<i>Brita azul</i>	0,81
<i>Brita vermelha</i>	0,14
<i>Concreto</i>	0,52
<i>Tijolo</i>	0,34

Considerando que os valores de índices de concentração de atividade da areia, brita vermelha e tijolo são menores ou iguais a 0,5 é possível afirmar que esses materiais contribuem com uma dose efetiva anual menor ou igual a 0,3 mSv, segundo as relações de correspondência propostas pela *European Commission* (1999). Já, a argamassa, brita azul e o concreto, que possuem índices de concentração de atividade menor do que um, representam uma dose anual efetiva menor ou igual a 1 mSv.

4.3 Medidas em solo

A metodologia utilizada para as medidas de solo permitiu que as concentrações médias de ^{222}Rn e ^{220}Rn existentes nos solos analisados fossem determinadas. As concentrações de radônio foram calculadas por meio da Equação 3.2.1, com o auxílio do *software Origin* 6.1 que gerou uma curva teórica a partir da Equação, a qual considera características do gás radônio como meia-vida e a duração das medidas realizadas em sua formulação.

Os dez últimos minutos finais de cada medida de solo foram escolhidos para serem plotados no mesmo gráfico da curva teórica para comparação. As Figuras 29, 30, 31, 32, 33 e 34 mostram os valores de concentração de ^{222}Rn e ^{220}Rn e seus erros associados mensurados pelo *Origin*. A linha em vermelho representa a curva teórica gerada, também pelo *Origin*, a partir da Equação 3.2.1, e demonstra o decréscimo de concentração de ^{220}Rn no intervalo de 10 minutos, que acontece pelo fato de no mesmo tempo decorrerem, aproximadamente, 10 meias-vidas do ^{220}Rn .

As Figuras 29, 30 e 31 são relativas às concentrações de radônio obtidas no solo do posto de trabalho definido anteriormente neste texto como C. Já, as Figuras 32, 33 e 34 se referem às medidas de radônio realizadas no solo do posto de trabalho A.

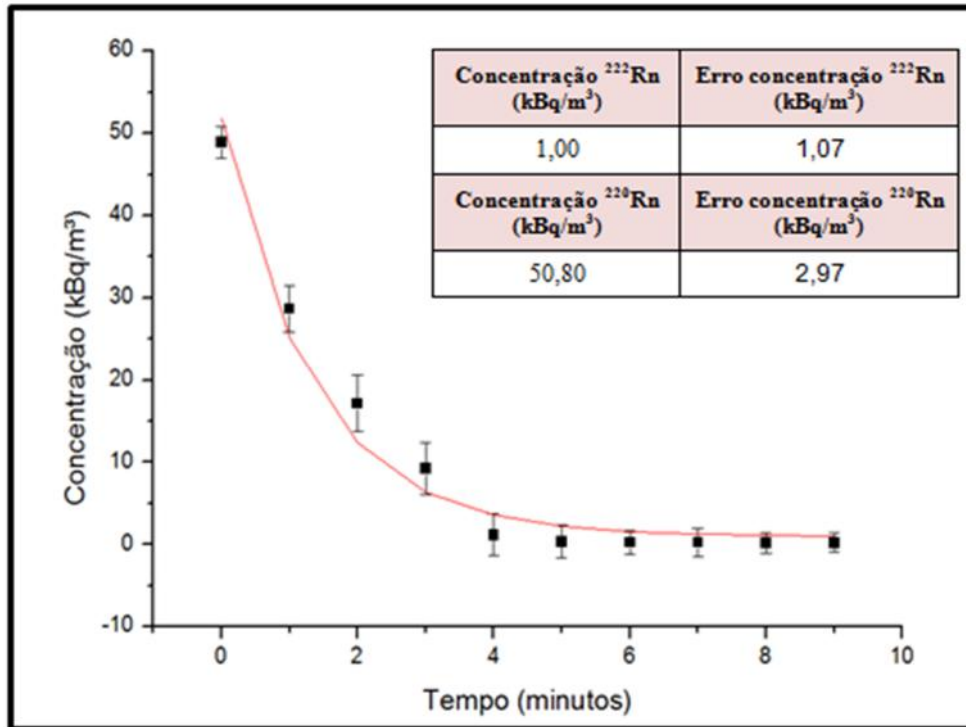


Figura 29- Primeira medida do solo do posto de trabalho C

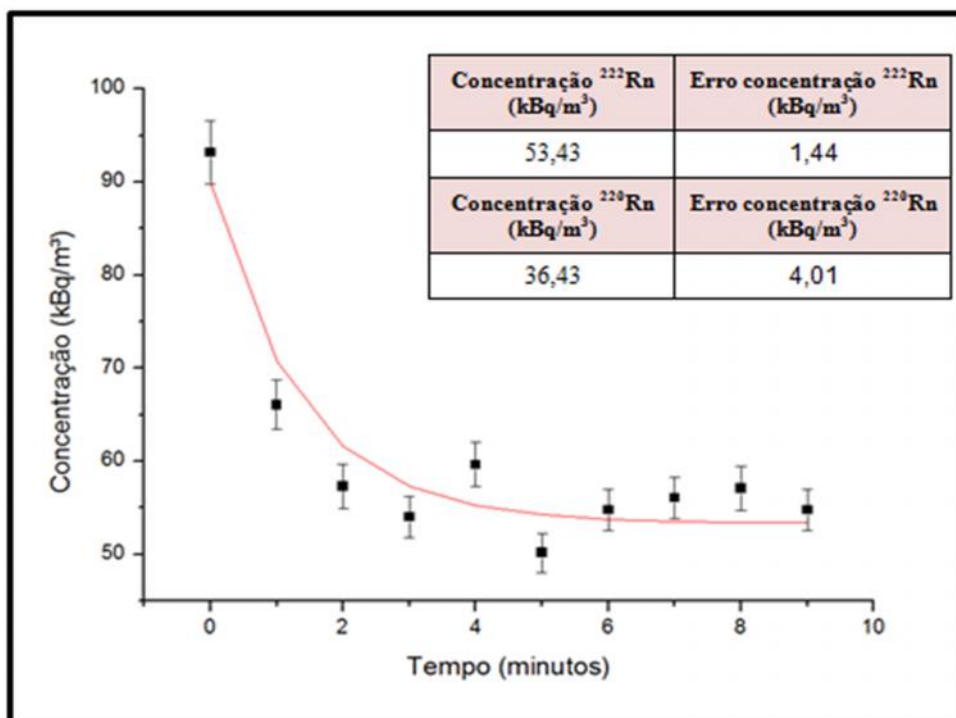


Figura 30- Segunda medida do solo do posto de trabalho C

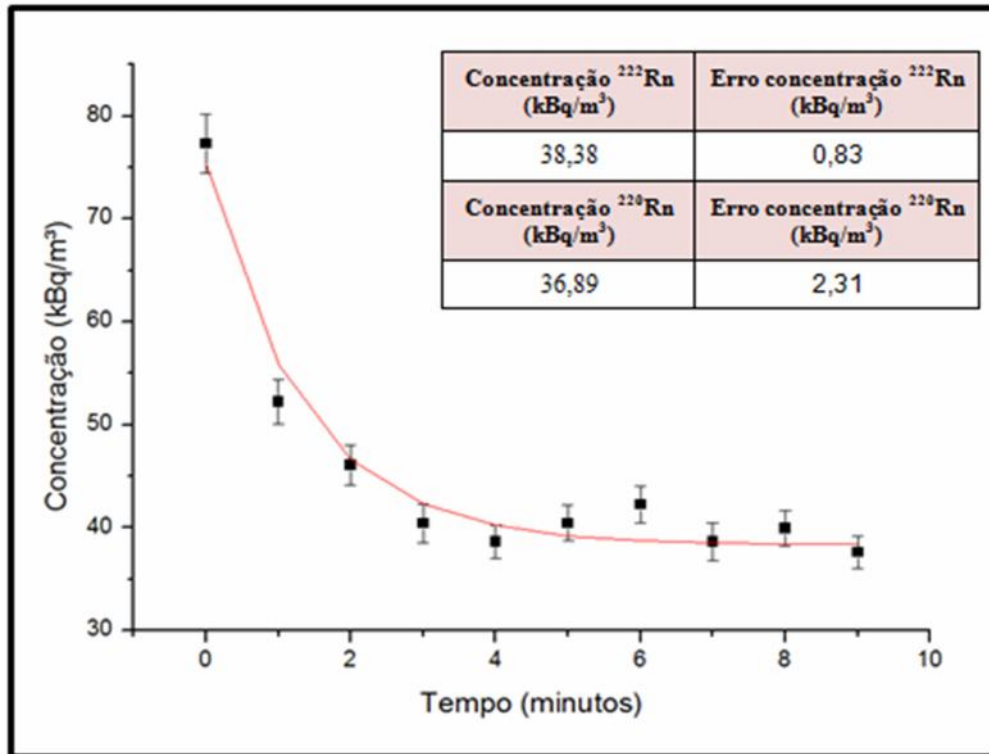


Figura 31- Terceira medida do solo do posto de trabalho C

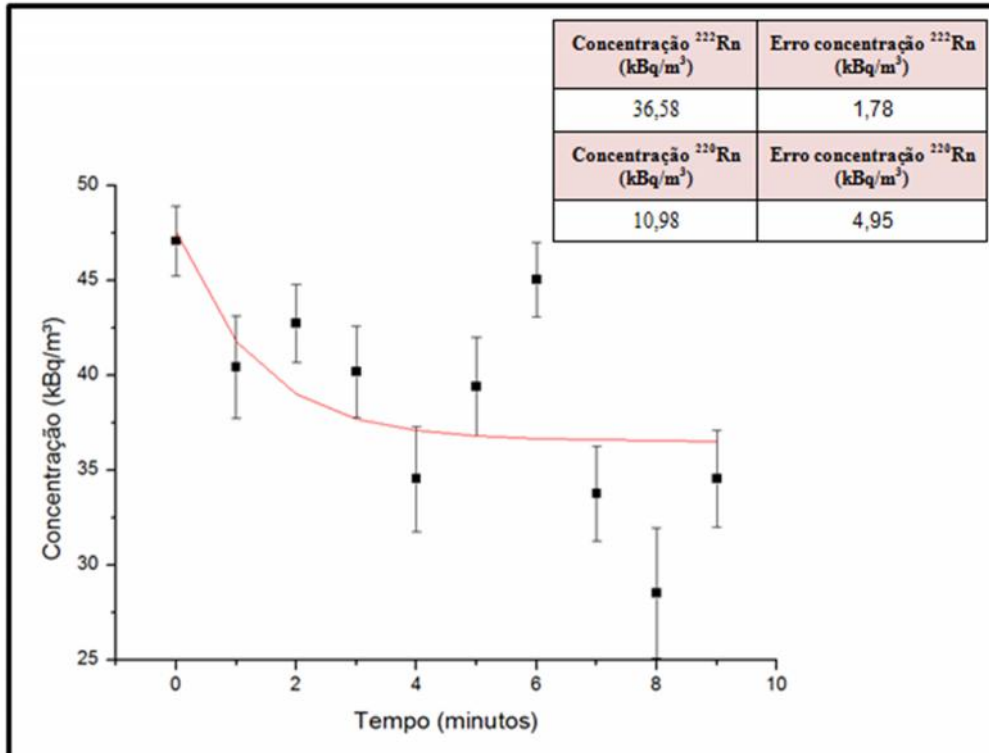


Figura 32- Primeira medida do solo do posto de trabalho A

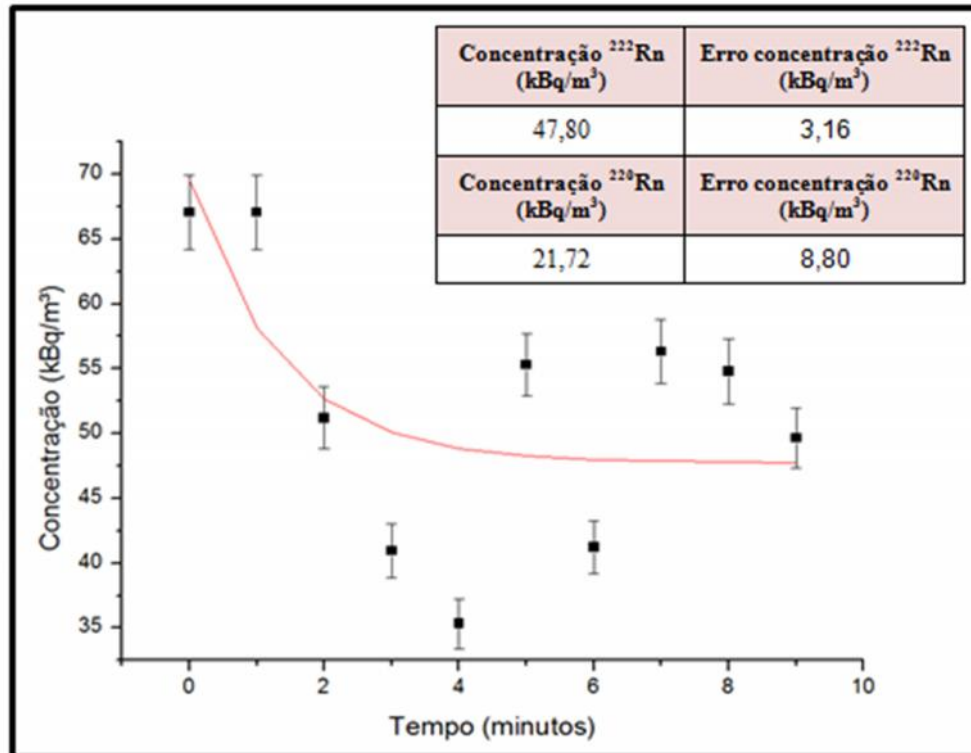


Figura 33- Segunda medida do solo do posto de trabalho A

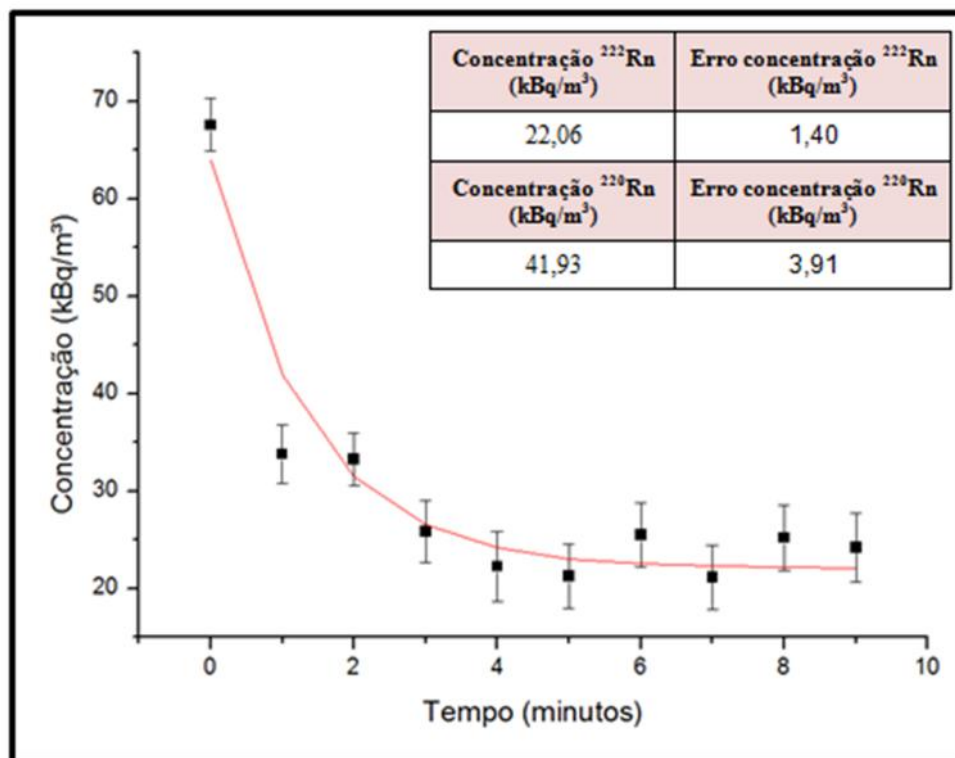


Figura 34- Terceira medida do solo do posto de trabalho A

Nas Figuras anteriores apresentadas é possível observar que a metodologia utilizada para as medidas de solo, com o intuito de conhecer em separado as concentrações de radônio e torônio, foi válida já que foi possível conhecer em separado as concentrações de radônio e torônio provenientes dos gases do solo, e que as concentrações de ^{222}Rn encontradas apresentaram-se coerentes com valores apresentados na literatura (UNSCEAR, 2006; VAUPOTIC et al., 2010). Como no início do procedimento de medida (10 primeiros minutos) o AlphaGUARD contabiliza partículas α provenientes do decaimento do gás radônio e torônio a concentração dada pelo equipamento é referente a união das concentrações dos dois radionuclídeos. Porém, no momento que a bomba de ar é desligada (10 últimos minutos de medida) o AlphaGUARD continua a registrar partículas α provenientes, em sua maioria, somente do radônio já que o torônio possui meia-vida curta. Conhecendo as concentrações dos dois radionuclídeos em conjunto e a do gás radônio em separado pôde-se encontrar, por meio da Equação 3.2.1 no *Origin*, a concentração equivalente de torônio.

Dados da aquisição das medidas de solo, assim como das concentrações médias de radônio e torônio encontradas no solo de cada posto de trabalho avaliado, podem ser observados na Tabela 18.

Tabela 18– Medidas de solo nos postos de trabalho dos ambientes A e C

Posto de trabalho	Local	Data medida	Horário de início da medida	Concentração média de ^{222}Rn (kBq/m^3)	Concentração média de ^{220}Rn (kBq/m^3)
A	Ponto 01	31/10/2012	14h19min	35±4	25±11
	Ponto 02	07/11/2012	14h14min		
	Ponto 03	22/11/2012	14h05min		
C	Ponto 01	24/07/2012	15h30min	31±2	41±6
	Ponto 02	10/08/2012	16h06min		
	Ponto 03	16/08/2012	14h49min		

As concentrações de ^{222}Rn no solo variaram de $31 \pm 2 \text{ kBq}/\text{m}^3$ a $35 \pm 4 \text{ kBq}/\text{m}^3$ e os valores médios encontrados de ^{220}Rn estão em um intervalo de $41 \pm 6 \text{ kBq}/\text{m}^3$ e $25 \pm 11 \text{ kBq}/\text{m}^3$, os quais constatam que as concentrações do gás radônio do solo estão abaixo do

critério sueco que determina que valores inferiores a 50 kBq/m³ não caracterizam uma situação de alto risco (LARA *et al.*, 2001 *apud* DUVAL, 1993).

Apesar do *background* do AlphaGUARD ter sido medido para que as medidas de solo tivessem seus valores de concentração decrescidos do mesmo, o desconto do valor de concentração de *background* nas concentrações das medidas de solo não foi feito, já que os valores de *background* ficaram abaixo dos erros associados às medidas avaliadas.

5 CONCLUSÕES

5.1 Conclusões gerais

Com relação à exposição ao ^{222}Rn em postos de trabalho da cidade de Curitiba – Paraná os resultados das concentrações mostraram-se dentro da normalidade, variando de $36 \pm 49 \text{ Bq/m}^3$ a $164 \pm 51 \text{ Bq/m}^3$, já que nenhum valor encontrado ultrapassou o limite de 200 Bq/m^3 , o que caracterizaria uma investigação mais minuciosa e na elaboração de propostas de mitigação.

Apenas uma medida do posto de trabalho C apresenta valor de concentração igual a $163,7 \pm 50,7 \text{ Bq/m}^3$ que é considerado acima do limite de aceitabilidade (148 Bq/m^3) estabelecido pela EPA (2009). Contudo, esse valor de concentração de ^{222}Rn não representa uma situação de risco já que a medida ainda se encontra na faixa de normalidade (200 Bq/m^3) estabelecida pela UNSCEAR e ICRP.

Os níveis de concentração de ^{222}Rn dos materiais de construção avaliados variaram de $427 \pm 314 \text{ Bq/m}^3$ a $2053 \pm 698 \text{ Bq/m}^3$ ficando, assim, acima do intervalo de valores de 10 Bq/m^3 a 20 Bq/m^3 , que normalmente são encontrados segundo a *European Commission*, e mostraram-se como possíveis fontes de contribuição para a elevação das concentrações de ^{222}Rn *indoor* acima do limite de 200 Bq/m^3 .

Os principais radionuclídeos existentes nos materiais de construção estudados foram avaliados (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) através da técnica de espectrometria gama e seus níveis de atividade específica caracterizados. Os valores de atividade específica se mostraram coerentes em relação aos valores apresentados pela literatura para os mesmos tipos de materiais de construção.

As concentrações de ^{222}Rn no solo apresentaram valores médios que variaram de $31 \pm 2 \text{ kBq/m}^3$ a $35 \pm 4 \text{ kBq/m}^3$. Níveis esses que não caracterizam uma situação de risco por estarem abaixo do limite referencial de 50 kBq/m^3 .

Apesar dos níveis de concentração de ^{222}Rn dos materiais de construção avaliados se mostrarem expressivos, as concentrações de ^{222}Rn *indoor* dos postos de trabalho ficaram dentro do limite de normalidade. Provavelmente, a correspondência indireta entre o nível elevado de concentração de ^{222}Rn dos materiais de construção e o baixo nível de exposição de ^{222}Rn encontrado nos postos de trabalho pode ser explicada pelo fato dos ambientes físicos avaliados serem amplos e apresentarem boas condições de ventilação.

Os valores de concentração de ^{222}Rn encontrados no solo apresentaram-se coerentes com os níveis de exposição de ^{222}Rn *indoor* dos postos de trabalho.

A elaboração de metodologia para as medidas de concentração de ^{222}Rn em materiais de construção foi feita e é explícita no decorrer deste trabalho.

O presente estudo mostrou medidas de concentração de radônio em postos de trabalho (*indoor*), materiais de construção e solo, que apesar de constituírem uma amostragem pequena acredita-se serem relevantes e úteis para serem incluídas na estatística dos dados brasileiros.

Considerando o número de estudos crescente sobre os níveis de ^{222}Rn e as parcerias estabelecidas entre os laboratórios de pesquisa nacionais e internacionais fica evidente a importância da compreensão e estudo das concentrações do gás ^{222}Rn .

5.2 Sugestões para trabalhos futuros

- Repetir o sistema de calibração dos detectores CR-39 com fontes radiativas de menor atividade para que os erros associados às medidas da concentração do gás ^{222}Rn possam ser reduzidos;
- Analisar os níveis de exposição ao ^{222}Rn em um número maior de postos de trabalho de Curitiba para que os postos de trabalho da região possam ser melhor caracterizados quanto aos níveis de concentração de ^{222}Rn ;
- Avaliar amostras de materiais de construção em maior número traçando uma correspondência entre sua origem de produção e distribuição nas indústrias da construção civil;
- Determinar a taxa de exalação de ^{222}Rn utilizando parâmetros para materiais de construção nacionais, e estabelecer correlações com a concentração de ^{222}Rn proveniente dos materiais e presente em ambientes *indoor*.
- Estabelecer o real significado e possíveis correlações entre as diferenças nas concentrações de ^{222}Rn , provenientes de materiais de construção, obtidas em ambientes de tamanho (volume) diferentes.

REFERÊNCIAS

AL-SULAITI, H.A.; REGAN, P.H.; BRADLEY, D.A.; MATTHEWS, M.; SANTAWAMAITRE, T.; MALAIN, D. **Preliminary Determination of Natural Radioactivity Levels of the State of Qatar using High-Resolution Gamma-ray Spectrometry**. In: IX Radiation Physics & Protection Conference. Nasr City – Cairo, Egypt, 2008.

AMARAL, E.C.S. **Modificação da Exposição à Radiação Natural Devido a Atividades Agrícolas e Industriais numa Área de Radioatividade Natural Elevada no Brasil**. 1992. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1992.

ARAÚJO, G.S. **Estudos dos Níveis de Emissão do ^{222}Rn de Alguns Materiais de Construção Civil e Áreas Públicas**. 2003. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2003.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry – US Department of Health and Human Services. **Radon Toxicity**. ATSDR Publication No.: ATSDR-HE-CS-2001-0006. Washington D.C., 2000.

BIKIT, I.; MRDA, D.; GRUJIC, S.; KOZMIDIS-LUBURIC, U. Granulation Effects on the Radon Emanation Rate. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 145, n. 2 – 3, p. 184 – 188, 2011.

BONOTTO, D.M.; SILVEIRA, E.G. **Geoquímica do Urânio Aplicada a Águas Minerais**. 1. ed. São Paulo: UNESP, v. 1, p. 1- 159, 2006.

BRICKUS, L.S.R.; NETO, F.R.A. A qualidade do ar de interiores e a química. **Química Nova**, v. 22, p. 65 – 74, 1999.

CAMARGO, I.M.C. **Determinação da Concentração dos Isótopos Naturais de Urânio e Tório em Amostras de Água**. 1994. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Nuclear, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, 1994.

CIGNA, A.A. Radon in Caves. **International Journal of Speleology**, v. 34, p. 1 – 18, 2005.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. Ministério da Ciência e Tecnologia. **NE 3.01 Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica**. 2005. Rio de Janeiro, Brasil. Disponível em <<http://www.cnen.gov.br>>. Acessado em: dezembro de 2012.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Posição Regulatória 3.01/007**. Níveis de intervenção e de ação para exposição crônica. Rio de Janeiro, Brasil, 2005.

CORRÊA, J.N. **Avaliação da concentração de gás radônio em ambientes de convívio humano na região metropolitana de Curitiba**. 2006. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

CORRÊA, J.N. **Avaliação dos Níveis de Concentração de Radônio em Ambientes e Águas de Poços no Estado do Paraná**. 2011. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

COSTA, L.J.P. **Estudo da Exalação de Radônio em Placas e Tijolos de Fosfocesso de Diferentes Procedências**. 2011. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação de Tecnologia Nuclear, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, 2011.

DA SILVA, A.A.R. **Radônio e filhos em residências da Cidade de São Paulo**. 2005. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação do Instituto de Física, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

DYCK, W.; JONASSON, J.R. **Handbook of Exploration Geochemistry**. 1. ed. Amsterdã: Elsevier Science, v. 7, p. 353 – 394, 2000.

EISENBUD, M.; GESSEL, T. **Environmental Radioactivity From Natural, Industrial, and Military Sources**. 4 ed. California, USA: Academic Press, 1997.

EPA - Environmental Protection Agency. **Building Radon Out: A Step-by-Step Guide on How To Build Radon Resistant Homes.** Office of Air and Radiation, 2001.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **A Citizen’s Guide to Radon:** The guide to protecting yourself and your family form radon. Indoor Environments Division, 2009.

EURATOM – The European Atomic Energy Community. **Commission Recommendation on the protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies.** Official Journal of the European Communities Document n°.: C(2001) 4580. Luxemburgo, 2001.

EUROPEAN COMMISSION. **Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials,** n. 112, 1999. Directorate – General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection.

FATHIVAND, A.A.; AMIDI, J.; NAJAFI, A. The Natural Radioactivity in The Bricks Used For The Construction of The Dwelling in Tehran Areas of Iran. **Radiation Protection Dosimetry,** v. 123, p. 1 – 3, 2006.

FIOR, L. **Análise da Concentração de Radônio Proveniente dos Materiais de Construção.** 2008. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2008.

FIOR, L.; CORRÊA, J.N.; PASCHUK, S.A.; DENYAK, V.V.; SCHELIN, H.R.; SOREANU PECEQUILO, B.R. Activity measurements of radon from construction materials. **Applied Radiation and Isotopes,** v. 70, p. 1407 – 1410, n. 7, 2012.

GERALDO, L.P.; SANTOS, W.; MARQUES, A.L.; BOTARI, A. Medidas dos níveis de radônio em diferentes tipos de ambientes internos na região da Baixada Santista, SP. **Radiologia Brasileira,** v. 38, n. 4, p. 283 – 286, 2005.

GODOY, M.; HADLER N, J.C.; IUNES, P.J.; MESTANZA M, S.N.; OLIVEIRA, R.A.; OSORIO A, A.M.; PAULO S.R. Effects of environmental conditions on the radon daughters spatial distribution. **Radiation Measurements**, v. 35, p. 213 – 221, 2002.

GUSMÃO FILHO, J.A. **Solos: Da Formação Geológica ao Uso na Engenharia**. Editora Universitária UPFE: Pernambuco. 2 ed. v. 1, p. 3 – 8, 2008.

HAQUIN, G. **Natural Radioactivity and Radon in Building Materials**. 12th International Congress of the International Radiation Protection Association, Buenos Aires, 2008. Disponível em: http://www.irpa12.org.ar/KL/III.4.4/Haquin_fp.pdf. Acesso em: agosto de 2012.

HOBDAY, D.K.; GALLOWAY, W.E. Groundwater processes and sedimentary uranium deposits. **Hydrogeology Journal**, v. 7, p.127 – 138, 1999.

HOPKE, P. K.; BORAK, T. B.; DOULL, J.; CLEAVER, J. E.; ECKERMAN, K. F.; GUNDERSEN, L. C. S.; HARLEY, N. H.; HESS, C. T.; KINNER, N. E.; KOPECKY, K. J.; MCKONE, T. E.; SEXTRO, R. G.; SIMON, S. L. Health Risks Due to Radon in Drinking Water. **Environmental Science & Technology**, v. 34, n.6, 2000.

IAEA – International Atomic Energy Agency. **Radiation Protection against Radon in Workplaces other than Mines**, Safety Reports Series n° 33, 2003. IAEA Library Vienna.

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

ICRP – International Commission on Radiological Protection. **ICRP 106 - Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals**. Oxford: Pergamon Press, v. 38, n. 1 – 2, 2008.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. **ICRP 115 - Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon**. Elsevier, v. 40, n.1, 2010.

LARA, E.G.; ROCHA, Z.; SANTOS, T.O.; MIGUEL, R.A.; NETO, A.D.; MENEZES, M.A.B.C.; OLIVEIRA, A.H. **Distribution of Soil Gas Radon Concentration in the**

Metropolitan Region of Belo Horizonte, Brazil and Correlations With Litologies and Pedologies. In: International Nuclear Atlantic Conference, Belo Horizonte, 2011. Disponível em: <http://www.ipen.br/biblioteca/cd/inac/2011/35.html>. Acesso em: dezembro de 2012.

MAGALHÃES, M.H. **Dinâmica do Radônio no Ar em Ambientes Tropicais.** 1999. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação da Universidade Estadual do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1999.

MAGED, A.F. Estimating the radon concentration in water and indoor air. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 152, p. 195 – 201, 2009.

MELO, V.P. **Avaliação da Concentração de Radônio em Residências do Município de Monte Alegre – PA.** 1999. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação do Instituto de Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1999.

MINEROPAR – Minerais do Paraná SA. **Atlas Comentado da Geologia e dos Recursos Minerais do Estado do Paraná.** Secretaria da Indústria do Comércio e do Turismo – Governo do Paraná, 2001.

NETO, E.T. **Caracterização Geotécnica do Subsolo de Curitiba para o Planejamento de Ocupação do Espaço Subterrâneo.** 2001. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geotecnia, Universidade de São Carlos. São Paulo, 2001.

NEMAN, R.S. **Medida da contaminação radioativa do ar ambiental por radônio-222 e filhos em residências de Campinas – SP, Brasil.** 2000. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação do Instituto de Física “Gleb Wataghin”, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2000.

NNDC – National Nuclear Data Center. **Chart of Nuclides from Brookhaven National Laboratory.** Disponível em: www.nndc.bnl.gov/chart. Acesso em: janeiro de 2013.

OKUNO, E. ;YOSHIMURA, E. **Física das Radiações.** Oficina de Textos: São Paulo. 1 ed. v. 1, p. 203 – 221, 2010.

PÉREZ, D.V.; SALDANHA, M.F.C.; MOREIRA, J.C.; VAITSMAN, D.S. Concentração total de urânio e tório em alguns solos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 8, p. 1417 – 1423, 1998.

PORSTENDÖRFER, J. Properties and Behaviour of Radon and Thoron and Their Decay Products in the Air. **Tutorial Sessions of Fifth International Symposium on the Natural Radiation Environment**. Commission of The European Communities: Luxemburgo, 1993.

SANTOS, T.O. **Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação do Departamento de Engenharia Nuclear, Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais, 2010.

SAPHYMO. **The Reference in Professional Radon Measurement - AlphaGUARD**. 2012. Manual do usuário, Saphymo. Disponível em: http://www.radtech.it/Data/Sites/1/media/documents/products/ag_pm_gb_12_144dpi_ebook.pdf. Acessado em: novembro de 2012.

SOUZA, A.F.C. **Desenvolvimento de uma Metodologia para Avaliação de Doses Visando o Uso de NORM em Materiais de Construção**. 2009. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação de Engenharia Nuclear, Instituto Militar de Engenharia. Rio de Janeiro, 2009.

TILLY JUNIOR, J.G. **Física Radiológica**. Guanabara Koogan Ltda: Rio de Janeiro. 1 ed. v. 1, p. 141 – 197, 2010.

TURHAN, S.; BAYKAN, U.N.; SEN, K. Measurement of the natural radioactivity in building materials used in Ankara and assessment of external doses. **Journal of Radiological Protection**, v. 28, p. 83 – 91, 2008.

UIEDA, W.; PALEARI, L.M. **Flora e Fauna: Um dossiê ambiental**. Unesp: São Paulo. 1 ed. v.1, p. 23 – 25, 2003.

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

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and Effects of Ionizing Radiation**, annex B, v. I, 2000. UNSCEAR Report to the United Nations General Assembly.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and Effects of Ionizing Radiation**, annex E, v. II, 2006. UNSCEAR Report to the United Nations General Assembly.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and Effects of Ionizing Radiation**, annex B, v. I, 2008. UNSCEAR Report to the United Nations General Assembly.

VAUPOTIC, J.; GREGORIC, A.; KOBAL, I.; ZVAB, P.; KOZAK, K.; MAZUR, J.; KOCHOWSKA, E.; GRZADZIEL, D. Radon concentration in soil gas and radon exhalation rate at the Ravne Fault in NW Slovenia. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 10, n. 4, p. 895 – 899, 2010.

VEIGA, L.H.S.; KOIFMAN, S.; MELO, V.P.; SACHET, I.; AMARAL, E.C.S. Preliminary indoor radon risk assessment at the Poços de Caldas Plateau, MG – Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 70, p.161 – 176, 2003.

WHO – World Health Organization. **Handbook on Indoor Radon**. A Public Health Perspective, Switzerland: WHO press, 2009.

APÊNDICE A – PUBLICAÇÕES SOBRE RADÔNIO ASSOCIADAS AO TRABALHO

- 1. DEL CLARO, F.; PASCHUK, Sergei A.; CORRÊA, Janine N.; ROCHA, Zildete; KAPPKE, Jaqueline; PERNA, Allan F. N.; SCHELIN, Hugo R.; SANTOS, Talita O. Indoor Radon Measurement in Dwellings and Workplaces of Curitiba Urban Area (Brazil). In: International Nuclear Atlantic Conference - INAC, 2011, Belo Horizonte. Abstracts and Papers of 2011 International Nuclear Atlantic Conference - INAC 2011. Rio de Janeiro: ABEN, 2011.**

- 2. CORRÊA, J. N.; DEL CLARO, F.; PASCHUK, S. A.; PERNA, A. F. N.; DENYAK, V.; SCHELIN, H. R.; ROCHA, Z. ; SANTOS, T. O. Radon Monitoring at Workplaces of Curitiba, PR (Brazil). In: XXXV Reunião de Trabalho sobre Física Nuclear no Brasil, 2012, Maresias, SP. XXXV RTFNB - Abstracts. São Paulo: Sociedade Brasileira de Física - SBF, 2012. v. 1. p. 29-29.**

- 3. PERNA, Allan F. N.; PASCHUK, S. A.; CORRÊA, Janine N.; DEL CLARO, F. CALIBRAÇÃO DE DETECTORES DE RADÔNIO-222 ATRAVÉS DO USO DE FONTES DE RÁDIO-226 EM CIRCUITO FECHADO. In: XVII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR - SICITE 2012, 2012, Curitiba, PR. XVII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR - SICITE 2012, 2012.**

- 4. DEL CLARO, F.; PASCHUK, S. A.; CORRÊA, J. N.; KAPPKE, J.; PERNA, Allan F. N. ; REQUE, M.; MARTINS NETO, M. R.; DENYAK, V. EVALUATION OF RADON-222 CONCENTRATIONS LEVELS AT WORKPLACES OF CURITIBA-PR. In: IX Latin American IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety - IRPA 2013, Rio de Janeiro, RJ, Brazil. (Situação: aceito).**

APÊNDICE B – CÁLCULOS DO SISTEMA DE CALIBRAÇÃO DO DETECTOR CR-39 PARA DETECÇÃO DE RADÔNIO *INDOOR*

Neste apêndice são apresentados os cálculos referentes à calibração dos detectores CR-39 realizada pelo Laboratório de Radiações Ionizantes da UTFPR em conjunto com o Laboratório de Radônio do CDTN e os grupos de pesquisa sobre o radônio da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e do Instituto de Radioproteção e Dosimetria do Rio de Janeiro (IRD).

Foram utilizados dois *containers* para a realização do experimento, sendo que um deles foi considerado de alta exposição e outro de baixa exposição. O *container* de alta exposição recebeu uma fonte de ^{226}Ra com atividade de $3,379 \text{ kBq/m}^3$, e ao *container* de baixa exposição foi associada uma fonte de ^{226}Ra fonte de atividade igual a $0,458 \text{ kBq/m}^3$.

Cada *container* recebeu dois equipamentos AlphaGUARD para que a concentração de ^{222}Rn em seu interior fosse medida. Como os equipamentos AlphaGUARD estavam calibrados entre si e suas respostas finais foram semelhantes, optou-se por considerar apenas os dados de um equipamento utilizado na medida de alta exposição e um para o de baixa exposição. Nesse caso, os dois equipamentos selecionados foram o AlphaGUARD do CDTN (alta exposição) e da UTFPR (baixa exposição) ambos já submetidos a processos de intercomparação anterior. As etapas dos cálculos realizados serão listadas a seguir:

- A partir dos dados de concentração fornecidos pelo AlphaGUARD foram calculadas a exposição, o tempo de exposição e a concentração média (exposição/dia). Esses dados encontram-se na Tabela B1. A concentração média é dada pela relação exposição/número de dias.

Tabela B1 – Resultado da leitura do AlphaGUARD

Ambiente	Atividade fonte de ^{226}Ra (kBq)	Tempo de exposição (dias)	Exposição (kBq.d/m ³)	Concentração média final de ^{222}Rn (Bq/m ³)
Alta exposição	3,8	3,0	44,0	14500±1000
Baixa exposição	0,5	2,0	3,8	1910± 190

- Os detectores CR-39 expostos no ambiente dos *containers*, assim como os de *background*, foram revelados e lidos. Um dos quatro detectores de *background* foi desconsiderado para os cálculos por ter sido danificado no processo de revelação o que dificultou a leitura de seus traços. O mesmo procedimento foi adotado para um detector de baixa exposição porque o mesmo também foi danificado.
- Os detectores de *background* foram considerados o ponto zero da curva de calibração. Para cada detector foi calculada a média de número de traços lidos em uma área de 1 cm², assim como o desvio padrão, o desvio padrão final corrigido pelo coeficiente de *Student* para n=3, por existirem somente três detectores de *background*, e o desvio da média que foi adotado como o valor do desvio padrão final (Tabela B2).
- Para os detectores CR-39 de alta e baixa exposição também foram calculados a média do número de traços, o desvio padrão e o desvio da média cujo qual foi adotado como o valor de desvio padrão final a ser considerado nos cálculos. A Tabela B3 apresenta esses valores.

Tabela B2 – Valores do zero

Detector	Média do número de traços	Desvio padrão final	Resultado
<i>Background</i> (zero)	236	29	236±29

Tabela B3 – Valores dos detectores de alta e baixa exposição

Detector	Média de número de traços	Desvio padrão final
Alta exposição	2114	85
Baixa exposição	379	28

- Assim, o valor da média do número de traços dos detectores de *background* foi descontado do valor médio do número de traços dos detectores de alta e baixa exposição. O valor final obtido foi dividido pelo tempo de exposição de cada detector dentro do *container* em horas. Foram calculados novos valores de desvio padrão finais para cada detector pelo método da soma quadrática dos erros.

- O valor de desvio padrão associado ao detector de alta exposição e ao detector de *background* compuseram o novo desvio padrão final para o detector de alta exposição. Da mesma forma, o valor de desvio padrão correspondente ao detector de baixa exposição e o desvio padrão do detector de *background* originaram o novo desvio padrão para o detector de baixa exposição.
- Para o cálculo do desvio padrão final a ser associado ao detector de background (zero) o desvio padrão de 29 (Tabela B2) foi dividido por 330 que corresponde ao tempo de exposição dos detectores zero desde sua retirada da embalagem do fabricante até a o momento da sua revelação, que totalizou 330 horas, aproximadamente.
- A Tabela B4 apresenta os cálculos mencionados acima e a Tabela C5 mostra um resumo dos resultados obtidos.

Tabela B4 – Média do número de traços excluída a contagem de traços do *background* e dividido pelas horas de exposição de cada detector

Detector	Média do n° de traços	Desvio padrão	(Média do n° de traços - Média Background)/hora de exposição	Desvio padrão (soma quadrática dos erros / hora de exposição)
Alta exposição	2114	85	26,0	1,2
Baixa exposição	379	28	3,0	0,9
Zero	236	29	0,0	0,1

Tabela B5 – Resumo dos resultados obtidos

Detector	Concentração (Bq/m ³)	N° de traços por hora	Erro do n° de traços por hora
	<i>x</i>	<i>y</i>	<i>Erro y</i>
Alta exposição	14500±1000	26,0	1,2
Baixa exposição	1910± 190	3,0	0,9
Zero	0	0,0	0,1

- Na Tabela B5, a concentração média a que os detectores ficaram expostos é denominada de x . O número de traços recebe y e o erro do número de traços é denominado de erro de y . Essas associações foram feitas porque os valores apresentados na tabela serão utilizados para a construção da curva de calibração, a qual será gerada a partir de três pontos conhecidos (alta exposição, baixa exposição e zero).
- Como os detectores de background representam o ponto zero da curva de calibração a eles foi atribuído o valor de concentração igual a zero.
- Os valores da Tabela B5 foram utilizados para criar um o ajuste de uma reta no *software Origin 6.1*. A linearidade da função é tida como verdadeira devido ao fato da deposição dos traços ser diretamente proporcional à concentração de radônio no ar.
- Os dados da Tabela B5 foram inseridos no *Origin* para a determinação do coeficiente angular da reta. Como os três pontos da reta possuem incertezas associadas tanto no eixo x (concentração) quanto no eixo y (número de traços) fez-se a transferência da incerteza de x para y . O erro total em y passa a ser a soma estatística dos dois erros (soma quadrática dos erros).
- Na sequência, no *Origin* foi gerada uma nova reta cujos coeficientes linear e angular são A e B com erros associados. Todavia, na prática o que se obtém primeiro são os números de traços que deverão indicar uma concentração. Para isso, deve-se inverter a reta obtida de modo que o eixo y corresponda à concentração e o x ao número de traços. Essa inversão foi feita propagando-se os erros que são descrito na Tabela B6. Assim, obtêm-se a equação final $C = (2 \pm 49) + (565 \pm 46)n$ ($\text{Bq.cm}^2 \cdot \text{h.m}^{-3}$).

Tabela B6 – Coeficientes angular e linear da reta gerada pelo *Origin* e seus erros associados

<i>Coeficiente linear (A)</i>	<i>Coeficiente angular (B)</i>
$-0 \pm 0,1$	$0,00177 \pm 0,00014$

- Por meio da equação $C = (2 \pm 49) + (565 \pm 46)n$ ($\text{Bq.cm}^2 \cdot \text{h.m}^{-3}$) foram obtidas as concentrações de ^{222}Rn *indoor* nos postos de trabalho avaliados. Assim, o número de traços (n) encontrado em cada detector CR-39 foi inserido na equação para a obtenção

do valor de concentração de ^{222}Rn final em Bq/m^3 . Na equação, o valor de 565 foi multiplicado pelo valor de n e depois somado com o valor de 2, também presente na equação, para a obtenção da concentração final. Da mesma forma, o erro associado ao valor de 565 foi multiplicado pelo valor de n . O erro final associado ao valor da concentração final de ^{222}Rn foi encontrado por meio da soma quadrática dos erros associados aos valores de 49 e 565.

APÊNDICE C – CÁLCULOS PERTINENTES ÀS MEDIDAS DOS MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO

Neste apêndice são apresentados os cálculos referentes aos materiais de construção obtidos a partir da análise dos materiais pelo método de espectrometria gama.

A espectrometria gama forneceu a atividade específica (Bq/kg) dos radionuclídeos presentes nas amostras de materiais de construção mostrados na Tabela C1. Os cálculos realizados no trabalho serão descritos a seguir.

Tabela C1 – Resultado da espectrometria gama dos materiais de construção

Atividade Específica (Bq/kg)					
Amostra	Série ^{238}U		Série ^{232}Th		^{40}K
	^{214}Pb	$^{212}\text{Bi}(^{226}\text{Ra})$	$^{212}\text{Pb}(^{224}\text{Ra})$	^{238}Ac	
<i>Areia</i>	$12,0 \pm 0,2$	$11,4 \pm 0,2$	$12,3 \pm 0,2$	$11,9 \pm 0,4$	$620,2 \pm 4,5$
<i>Brita azul</i>	$25,5 \pm 0,3$	$22,0 \pm 0,3$	$48,6 \pm 0,3$	$50,1 \pm 0,7$	$1091,6 \pm 5,6$
<i>Brita vermelha</i>	$40,6 \pm 0,4$	$36,4 \pm 0,4$	$66,3 \pm 0,3$	$66,8 \pm 0,8$	$1058,3 \pm 5,6$
<i>Argamassa</i>	$11,4 \pm 0,2$	$10,8 \pm 0,2$	$15,0 \pm 0,2$	$15,1 \pm 0,4$	$79,1 \pm 1,6$
<i>Concreto</i>	$22,0 \pm 0,3$	$20,4 \pm 0,3$	$34,5 \pm 0,3$	$34,5 \pm 0,6$	$849,5 \pm 5,2$
<i>Tijolo</i>	$33,7 \pm 0,4$	$29,9 \pm 0,4$	$36,5 \pm 0,3$	$36,6 \pm 0,7$	$178,6 \pm 3,0$

- Para o cálculo do rádio equivalente (R_{eq}) é necessário conhecer as atividades específicas do ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K . Contudo, a espectrometria não fornece diretamente a atividade de ^{232}Th . Por isso, a atividade específica do radionuclídeo ^{232}Th foi inferida a partir das atividades específicas dos elementos $^{212}\text{Pb}(^{224}\text{Ra})$ e ^{238}Ac . Essa correlação foi feita considerando que os radionuclídeos da família do ^{232}Th estão em equilíbrio secular.
- A atividade específica do ^{232}Th é dada pela soma dos valores de atividade de $^{212}\text{Pb}(^{224}\text{Ra})$ e ^{238}Ac e o erro final associado a sua atividade é obtido pelo cálculo do

peso estatísticos dos erros de ^{212}Pb (^{224}Ra) e ^{238}Ac . A Tabela C2 mostra o resultado da atividade específica encontrada para o ^{232}Th e seus erros correspondentes para cada amostra.

Tabela C2 – Atividade específica do ^{232}Th

Amostra	Atividade específica (Bq/kg) do ^{232}Th
<i>Areia</i>	12,2 ± 0,1
<i>Brita azul</i>	48,8 ± 0,3
<i>Brita vermelha</i>	66,4 ± 0,3
<i>Argamassa</i>	15,0 ± 0,1
<i>Concreto</i>	34,5 ± 0,2
<i>Tijolo</i>	36,5 ± 0,3

- O valor de atividade específica mensurado para o ^{232}Th pode ser adotado como verdadeiro se não ocorrer nenhuma migração dos elementos produtos do decaimento do ^{232}Th . Muitas vezes, devido a condições de intemperismo os radionuclídeos pertencentes à família do ^{232}Th migram e se depositam em outros locais. Nesses casos, a atividade dos elementos subprodutos pode não inferir corretamente a atividade de ^{232}Th da qual os elementos foram originados.
- O cálculo do rádio equivalente é obtido pela equação $R_{eq} = A_{226} + (1,43 \cdot A_{232}) + (0,077 \cdot A_{40})$, na qual os parâmetros A_{226} , A_{232} e A_{40} foram somados e o erro final associado foi obtido através da soma quadrática dos erros de A_{226} , A_{232} e A_{40} .
- Os valores dos índices de concentração de atividade (I) foram encontrados pela soma de C_{Ra} , C_{Th} e C_{K} que correspondem aos valores de A_{226} , A_{232} e A_{40} , respectivamente. O cálculo dos erros associados aos índices de concentração de atividade foi feito por meio da soma quadrática dos erros de A_{226} , A_{232} e A_{40} .
- O fator de emanção dos materiais estudados foi encontrado por meio da equação $f = Rn(n_1) / Ra(n_0)$. Como os valores de concentração de ^{222}Rn dos materiais de construção foram obtidos pelo AlphaGUARD em Bq/m^3 foi necessário transformar a

atividade específica do ^{226}Ra dos materiais de construção dada em Bq/kg para Bq/m³. Essa transformação foi realizada utilizando os dados de massa (kg) e volume (m³) dos materiais de construção conhecidas por intermédio do experimento do empuxo descrito no item 3.2 deste trabalho. A Tabela C3 apresenta os valores de massa e volume utilizados nos cálculos.

Tabela C3 – Características físicas dos materiais de construção utilizados

Amostra	Massa (kg)	Volume (m³)
<i>Areia</i>	0,986	4,53. 10 ⁻⁴
<i>Brita azul</i>	1,014	4,00. 10 ⁻⁴
<i>Brita vermelha</i>	1,024	4,03. 10 ⁻⁴
<i>Argamassa</i>	1,135	5,34.10 ⁻⁴
<i>Concreto</i>	1,151	5,71. 10 ⁻⁴
<i>Tijolo</i>	0,988	4,48. 10 ⁻⁴

APÊNDICE D – PARECER DAS MEDIDAS DE RADÔNIO *INDOOR* NOS POSTOS DE TRABALHO



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Elétrica e Informática Industrial

Av. Sete de Setembro, 3165 – 80230-901 –
Curitiba – PR Brasil



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA ELÉTRICA
E INFORMÁTICA INDUSTRIAL

Ofício nº 01/02/2013

Curitiba, 01 de fevereiro de 2012.

À Empresa X

Referência: Medidas da Concentração de Radônio (^{222}Rn) na Unidade Y Edifício Tal

PARECER TÉCNICO (Modelo)

1. Introdução

Com o objetivo de pesquisa, o Grupo do Laboratório de Radiações Ionizantes da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR realizou X medidas da Concentração de radônio (^{222}Rn) nas dependências da Unidade Y da Empresa X, edifício Tal, em Curitiba, capital do Paraná. Portanto, este parecer técnico tem como fim apresentar algumas considerações relevantes sobre os resultados encontrados.

2. Análise da Coleta de Dados

Vimos por meio desta, primeiramente, apresentar os agradecimentos pelo apoio e oportunidade de realizar nossa pesquisa sobre o gás radônio em ambientes. Os dados obtidos em sua Empresa contribuíram muito para nossos estudos e, conseqüentemente, para a compreensão das concentrações de radônio na região de Curitiba.

Comunicamos que, segundo os limites estabelecidos pelo Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos das Radiações Ionizantes - UNSCEAR e a Comissão Internacional de Proteção Radiológica - ICRP, a concentração de gás radônio no interior de ambientes entre 0-200 Bq/m³ é considerada normal, de 200-400 Bq/m³ é tida como nível de

atenção, de 400-600 Bq/m³ sugere-se uma monitoração continuada com ações mitigadoras e que acima do valor de 600 Bq/m³ recomenda-se intervenção para ação mitigadora. As medidas obtidas pelos Z detectores instalados em sua Empresa por um período aproximado de 90 dias apresentaram concentrações de radônio de XXX Bq/m³ e XXX Bq/m³. Consideramos que os valores obtidos estão dentro da normalidade, segundo os órgãos internacionais mencionados acima, e que não há recomendações quanto a possíveis ações mitigadoras a serem adotadas.

Agradecemos pela atenção.

Grupo de Pesquisa sobre radiações ionizantes da UTFPR
