



Universidade Federal de Minas Gerais
Escola de Engenharia
Departamento de Engenharia Nuclear
Programa de Pós Graduação em Ciências e Técnicas Nucleares

DISTRIBUIÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO EM
RESIDÊNCIAS E OUTRAS CONSTRUÇÕES DA REGIÃO
METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE - RMBH

TALITA DE OLIVEIRA SANTOS

BELO HORIZONTE - MG
ABRIL - 2010

TALITA DE OLIVEIRA SANTOS

DISTRIBUIÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO EM
RESIDÊNCIAS E OUTRAS CONSTRUÇÕES DA REGIÃO
METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE - RMBH

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências e Técnicas Nucleares como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências e Técnicas Nucleares.

Área de concentração: Ciências das Radiações

Orientador: Prof. Arno Heeren de Oliveira

BELO HORIZONTE
ABRIL – 2010

S237d

Santos, Talita de Oliveira.

Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH [manuscrito] / Talita de Oliveira Santos. – 2010.
xi, 146 f., enc. : il.

Orientador: Arno Heeren de Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f.126-131.

1. Engenharia nuclear - Teses. 2. Radon - Teses. I. Oliveira, Arno Heeren de. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 621.039(043)

Dedico a meus Pais e ao Diego, obrigada por tudo.

“Frequentemente, a formulação de um problema de pesquisa é mais essencial do que a sua solução.”

A. Einstein e L. Infeld

AGRADECIMENTOS

A todos que auxiliaram no desenvolvimento deste estudo, em especial a:

Meus pais, Tavares e Mariinha, pelo amor, esforço e apoio incondicional à minha decisão de mudar para Belo Horizonte e continuar estudando;

Diego, meu amor, meu companheiro durante toda essa etapa! Agradeço pela paciência, incentivo, carinho e cumplicidade;

Arno, meu orientador, pela confiança e por aceitar a enfrentar comigo os desafios de fazer este trabalho;

Zildete, meu mestre, pela oportunidade e orientação. Obrigada pela paciência, dedicação, incentivo, carinho e, principalmente, por sempre acreditar e confiar em mim.

Glorinha, minha segunda mãe, pelo auxílio técnico e experiência e especialmente pelo carinho, paciência, amizade e ótimos momentos. Ah! E ao Jorge por me chamar de “Preferida”.

Tunico, por sempre resolver meus problemas com eficiência e conhecimento técnico. Obrigada pela amizade, momentos de descontração e pelas caronas.

Alberto, que me recebeu com tanta atenção. Obrigada pelas sugestões, disponibilidade, dedicação e trabalho técnico.

Todos os professores e funcionários do DEN, em especial a Claúbia e a Dora pelos ensinamentos teóricos e disponibilidade.

CDTN, onde foi realizado todo o trabalho experimental. Em especial, ao Laboratório de Trítio, de Radônio e de Geoprocessamento. Agradeço também a Dra. Maria Ângela Menezes e Wagner de Souza, pelas análises de ativação neutrônica e Zoca pelo apoio na instrumentação.

As estagiárias Aline, Karine, Letícia e Vanessa pelo auxílio técnico na execução da pesquisa e especialmente pela amizade e ótimos momentos.

A Giane e Ludmila, por fazerem parte do início desta caminhada.

Aos motoristas do CDTN, pelos bons momentos durante as campanhas.

Queridos colegas de Mestrado, amigos que certamente vão ficar! Especialmente a Graici, Patrícia e Humberto. Graici, querida, companheira de estudos de longa data...não há palavras, simplesmente obrigada!

Aos habitantes da RMBH pelas medidas.

A Maria, Marília e Marina, minhas irmazinhas de coração, pelos momentos inesquecíveis no Apê da rua Góias e verdadeira amizade.

Meus amigos de todas as partes e família! Em especial aos meus avós e a Ju, minha amigona, que sempre está do meu lado, obrigada por nos trazer o Francisco que já mora no meu coração.

FAPEMIG, pelo suporte financeiro.

RESUMO

Os seres humanos estão constantemente expostos a radiação ionizante proveniente de fontes naturais. O radônio e sua progênie são reconhecidos como os principais contribuídores para dose devida à radioatividade natural, sendo responsável por metade de toda exposição humana à radiação ionizante. O radônio é um gás nobre, emissor alfa, produzido na série de decaimento natural do urânio e do tório, os quais ocorrem em concentrações variadas nos materiais geológicos, especialmente nas rochas, solos e águas. Por difusão e convecção, o radônio migra das rochas e solos para a atmosfera e através de fissuras, buracos e canos ele entra em residências e outras construções. Outra importante fonte de radônio de ambientes internos constituem os materiais de construção. A progênie do radônio têm recebido atenção considerável nas últimas décadas devido ao seu potencial efeito causador de câncer de pulmão se depositado no trato respiratório superior quando inalados. Este trabalho apresenta uma distribuição da concentração de radônio na Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH. O embasamento geológico da região em estudo é constituído por rochas arqueanas do complexo granítico gnáissico e por sequências metassedimentares da grande unidade Pré-cambriana do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, Brasil. As medidas da concentração de radônio foram realizadas com o detector contínuo AlphaGUARD PQ2000PRO (Genitron), no modo passivo e com os detectores passivos câmaras de ionização de eletretos (E-PERM). A concentração da progênie do radônio foi determinada por meio do detector de estado sólido DOSEman PRO (Sarad). Obtiveram-se concentrações de radônio na faixa de 4,0 a 2664 Bq.m⁻³, com média aritmética de 108 Bq.m⁻³, mediana de 70 Bq.m⁻³, média geométrica de 76 Bq.m⁻³ e desvio padrão de 170 Bq.m⁻³. Cerca de 15% dos resultados estão acima do nível de referência da United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), o qual é 148 Bq.m⁻³. O fator de equilíbrio entre o radônio e sua progênie foi calculado com valor médio de 0,3. Com esses valores estimou-se a dose equivalente efetiva média para os habitantes dessa área em torno de 2,0 mSv.ano⁻¹. A variabilidade nos resultados é devida principalmente aos fatores geológicos da região e a composição dos materiais de construção.

Palavras chaves: Radônio, progênie do radônio e detectores

ABSTRACT

Human beings are exposed to ionizing radiation from many natural sources. Radon and its progeny have been recognized as the most important contributors to the natural radioactivity dose, accounting for about half of all human exposure to ionizing radiation. Radon is a α -radioactive noble gas derived from the natural series of uranium and thorium, which occurs in a wide concentration range in all geological materials, especially, in rocks, soils and waters. By diffusion and convection, radon migrates from the rocks and soils to atmosphere and through fissures, pipes and holes it may enter the dwellings and other buildings. Another important radon source in dwellings is its emanation from the construction material. The radon progeny concentration in dwellings has been receiving considerable global attention due to its potential effect in causing lung cancer if it deposited in upper respiratory tract when inhaled. This work presents radon concentration distribution in dwellings in Metropolitan Region of Belo Horizonte – RMBH. The geological settings of the area are Archean rocks of Granitic Gneissic Complex and of metasediments sequences of the great Precambrian unit of the Iron Quadrangle of Minas Gerais, Brazil. Radon concentration measurements were carried out with continuous detector Alpha*GUARD* PQ200PRO (Genitron), in passive mode and with passive detectors E-PERM Electrets Ion Chamber-EIC. The radon progeny concentration was carried out with a solid state alpha spectroscope, the DOSEman PRO (Sarad). It was found an indoor radon concentration varying in a large range from 4 to 2664,0 Bq.m⁻³, with an average value of 108.0 Bq.m⁻³, median of 70 Bq.m⁻³, geometric mean equal to 76 Bq.m⁻³ and standard deviation of 170 Bq.m⁻³. About 15% of the results are over the United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) actions level, which is 148 Bq.m⁻³. The equilibrium factor between radon and its progeny were determined in dwellings, as 0.3 in average. The mean effective dose estimate for the RMBH inhabitants is about 2, 0 mSv. The variable results are due mainly to region geological factors and building material composition of dwellings.

Keywords: Radon, radon progeny and detectors

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|-----|
| Figura 2.1. Séries de decaimento radioativo urânio, tório e actínio. | 26 |
| Figura 2.2. Diagrama esquemático dos processos de emissão do radônio..... | 31 |
| Figura 2.3. Ilustração da exalação do radônio a partir do solo ou do material de construção..... | 32 |
| Figura 2.4. Ilustração da convecção do radônio a partir do solo. | 40 |
| Figura 2.5. Estratégias de recomendações para determinar a necessidade de ações remediadoras..... | 73 |
| Figura 2.6. Categorias de projeto de fundação. | 80 |
| Figura 2.7. Despressurização do subsolo. | 81 |
| Figura 3.1. Área de Estudo – RMBH..... | 86 |
| Figura 3.2. Câmara de ionização E-PERM | 89 |
| Figura 3.3. Distribuição dos pontos medidos na RMBH | 92 |
| Figura 3.4. O Alpha <i>GUARD</i> | 96 |
| Figura 3.5. Medida de radônio no solo. | 96 |
| Figura 3.6. O DOSE <i>man</i> | 97 |
| Figura 3.7. Medidas de radônio e da progênie do radônio..... | 98 |
| Figura 3.8. Amostras de materiais de construção | 99 |
| Figura 4.1. Distribuição da Concentração de ^{222}Rn em residências e outras construções da RMBH | 103 |
| Figura 4.2. Comparação entre os resultados de medidas repetidas | 104 |
| Figura 4.3. Pontos medidos na RMBH sobrepostos à densidade demográfica..... | 107 |

| | |
|--|-----|
| Figura 4.4. Pontos medidos sobrepostos a litologia da RMBH..... | 108 |
| Figura 4.5. Variação diurna da concentração de radônio em uma residência localizada na RMBH | 110 |
| Figura 4.6. Variação diurna da progênie do radônio em uma residência localizada na RMBH | 111 |
| Figura 4.7. Influência da precipitação nas concentrações de radônio obtidas em residências da RMBH | 112 |
| Figura 4.8. Comparação entre as concentrações obtidas e intervalo de valores no solo para ^{222}Rn | 115 |
| Figura 4.9. (a) Comparação entre as atividades específicas obtidas e valores médios em materiais de construção para ^{238}U e (b) ^{226}Ra | 117 |
| Figura 4.10. Correlação entre as atividades específicas de ^{214}Bi e ^{214}Pb | 120 |
| Figura 4.11. Correlação entre as atividades específicas de ^{212}Pb e ^{228}Ac | 120 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 2.1. Escalas e médias da concentração de ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U em solos e rochas típicos..... | 23 |
| Tabela 2.2. Propriedades do radônio e seus descendentes. | 28 |
| Tabela 2.3. Propriedades físico-químicas do radônio..... | 28 |
| Tabela 2.4. Níveis médios de radônio no interior de residência em países membros da OECD..... | 38 |
| Tabela 2.5. Energia alfa potencial para os descendentes do radônio..... | 43 |
| Tabela 2.6. Várias formas e fontes de radiação que são carcinógenos humanos (Grupo I) e prováveis carcinógenos humanos (Grupo II)..... | 48 |
| Tabela 2.7. Principais equipamentos de radônio e suas características | 51 |
| Tabela 2.8. Método e equipamentos para medidas de radônio em residências..... | 51 |
| Tabela 2.9. Dose efetiva média anual ($\text{mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$) por pessoa nos Estados Unidos para várias fontes de radiação. | 55 |
| Tabela 2.10. Guias Técnicos oferecidos pela U.S.EPA para o controle do radônio..... | 56 |
| Tabela 2.11. Riscos de morte para diversas causas na Espanha..... | 61 |
| Tabela 2.12. Distribuição de dose coletiva na Irlanda devido ao Radônio em residências, em locais de trabalho e em escolas. | 63 |
| Tabela 2.13. Guia do custo e efetividade para várias medidas remediadoras (residências) | 84 |
| Tabela 3.1. Radionuclídeos analisados e metodologia utilizada | 88 |
| Tabela 3.2. Configuração das câmaras de eletretos..... | 90 |

| | |
|--|-----|
| Tabela 3.3. Concentração mínima mensurável para o método: câmara de ionização de eletretos | 94 |
| Tabela 3.4. Concentrações média de radônio obtida no AlphaGuard e nos Eletretos durante um teste de qualidade | 95 |
| Tabela 4.1. Concentração de radônio em residências e outras construções da RMBH | 109 |
| Tabela 4.2. Concentração de radônio na RMBH, no Rio de Janeiro e nas áreas urbanas e rural de Poços de Caldas..... | 110 |
| Tabela 4.3. Concentração de radônio no solo da RMBH..... | 113 |
| Tabela 4.4. Atividades específicas do ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{224}Ra para cada amostra.... | 116 |
| Tabela 4.5. Fluxo difusivo (J_D) de ^{220}Rn e ^{222}Rn em materiais de construção e taxa de entrada (U) de ^{220}Rn e ^{222}Rn em residências. | 118 |
| Tabela 4.6. Valores calculados de fator de equilíbrio para 14 residências da RMBH. | 121 |
| Tabela 4.7. Concentração média de radônio, concentração média da progênie do radônio e dose equivalente efetiva para a RMBH. | 122 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CDTN – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear

EEC – Equilibrium Equivalent Concentration

E-PERM – Electret Passive Environmental Radon Monitor

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente

IAEA – International Atomic Energy Agency

ICRP – International Commission on Radiological Protection

IRD - Instituto de Radioproteção e Dosimetria

PAEC - Potential Alpha Energy Concentration

RMBH - Região Metropolitana de Belo Horizonte

SSNTD - Solid State Nuclear Detector

USEPA – United States Environmental Protection Agency

WL – Working Level

WLM – Working Level Month

WHO - World Health Organization

SUMÁRIO

| | |
|--|------------|
| AGRADECIMENTOS..... | III |
| RESUMO | V |
| ABSTRACT | VI |
| LISTA DE FIGURAS | VII |
| LISTA DE TABELAS..... | IX |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS | XI |
| 1. INTRODUÇÃO | 17 |
| 1.1. Objetivos..... | 17 |
| 1.1.1. Objetivo Geral..... | 17 |
| 1.1.2. Objetivos Específicos | 17 |
| 1.2. A Importância do Problema..... | 17 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 21 |
| 2.1. Radioatividade Ambiental..... | 21 |
| 2.1.1. Urânio | 23 |
| 2.1.2. Tório | 25 |
| 2.2. Radônio | 26 |
| 2.2.1. A entrada do radônio na atmosfera: geração e mobilização do radônio..... | 29 |
| 2.2.2. Influência de fatores não geológicos na concentração de radônio em solos... | 33 |
| 2.2.3. O problema do radônio em residências | 36 |
| 2.2.4. Fontes de radônio de ambientes internos..... | 39 |
| 2.2.5. Progenie do radônio..... | 42 |
| 2.2.6. Efeitos Biológicos | 45 |
| 2.3. Detecção da Radiação..... | 48 |

| | |
|--|-----------|
| 2.3.1. Técnicas de Medidas de Radônio | 50 |
| 2.3.2. Detectores Nucleares de Traços (<i>Alpha-track Detectors</i>) | 52 |
| 2.3.3. Detectores de Carvão Ativo | 52 |
| 2.3.4. Câmaras de Ionização de Eletretos..... | 53 |
| 2.3.5. Monitores Contínuos | 54 |
| 2.3.6. Equipamentos de medida dos produtos de decaimento do radônio..... | 54 |
| 2.4. Regulamentação e Radioproteção para o Radônio | 54 |
| 2.4.1. Programa de Medida de Radônio | 57 |
| 2.4.2. Áreas Susceptíveis de Radônio | 58 |
| 2.4.3. Níveis de referência | 60 |
| 2.4.4. Medidas Controle em Residências | 62 |
| 2.4.5. Identificação e remediação de residências..... | 63 |
| 2.4.6. Treinamento profissional | 64 |
| 2.5. Protocolos para medidas de radônio..... | 65 |
| 2.5.1. Local de medição..... | 66 |
| 2.5.2. Medidas iniciais..... | 68 |
| 2.5.3. Interpretação dos resultados..... | 70 |
| 2.5.4. Interferências..... | 73 |
| 2.5.5. Garantia de qualidade para medidas de radônio..... | 75 |
| 2.5.6. Medidas de radônio em outras construções | 77 |
| 2.5.7. Medidas diagnósticas para mitigação | 77 |
| 2.5.8. Medidas diagnósticas para avaliar a emissão de radônio de materiais de construção..... | 78 |
| 2.6. Mitigação e prevenção de radônio | 78 |
| 2.6.1. Residências com porão ou rente ao solo..... | 80 |
| 2.6.2. Residências que apresentam um espaço entre o solo e o primeiro piso | 81 |
| 2.6.3. Outros tipos de métodos mitigadores | 82 |
| 2.6.4. Efetividade do sistema de redução | 84 |
| 3. MATERIAIS E MÉTODOS | 85 |
| 3.1. Área Estudada | 85 |

| | |
|--|------------|
| 3.2. Procedimento Experimental..... | 87 |
| 3.2.1. Câmara de ionização de eletretos E-PERM | 88 |
| 3.2.2. Câmara de ionização Alpha <i>GUARD</i> | 95 |
| 3.2.3. Espectrometria alfa DOSEman Pro | 97 |
| 3.2.4. Espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro – HPGe | 98 |
| 3.2.5. Ativação Neutrônica | 101 |
| | |
| 4. RESULTADOS..... | 103 |
| | |
| 4.1. Concentração de radônio no ar em residências e outras construções | 103 |
| 4.1.1. Influência de parâmetros meteorológicos na concentração de radônio em residências. | 110 |
| | |
| 4.2. Considerações sobre as principais fontes de radônio: solo e materiais de construção | 113 |
| 4.2.1. Concentração de radônio no solo | 113 |
| 4.2.2. Atividade dos radionuclídeos nos materiais de construção | 116 |
| 4.2.3. Considerações pertinentes sobre o Equilíbrio Radioativo nas Amostras | 118 |
| | |
| 4.3. Avaliação preliminar das doses devido ao Rn no interior de residências.. | 120 |
| | |
| 5. CONCLUSÃO | 123 |
| | |
| REFERÊNCIAS..... | 126 |
| | |
| ANEXO I – FORMULÁRIO DE INSTRUÇÃO..... | 132 |
| | |
| ANEXO II – CONSTANTES DE CALIBRAÇÃO (A E B) E CONSTANTES DE CONVERSÃO GAMA (G) PARA CADA CONFIGURAÇÃO E-PERM..... | 134 |
| | |
| ANEXO III – GRÁFICOS CONTROLE DOS ELETRETOS DE REFERÊNCIA | 135 |
| | |
| ANEXO IV – MEDIDAS DE RADÔNIO EM RESIDÊNCIAS DA RMBH – RESULTADOS INDIVIDUAIS | 137 |

1. INTRODUÇÃO

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo Geral

Determinar e avaliar a distribuição da concentração de radônio e da sua progênie em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH, em teste “*screening*”, de acordo com os protocolos EPA para medidas de curto prazo, e realizar uma estimativa inicial da dose média a qual está susceptível a população dessa região.

1.1.2. Objetivos Específicos

- Determinar a concentração de radônio e da sua progênie em residências da RMBH (Medidas de curto prazo);
- Acompanhar a variação sazonal e diária do gás radônio com o uso do detector contínuo em residências da RMBH;
- Efetuar algumas medidas do gás radônio no solo em pontos relevantes da RMBH; tais pontos serão selecionados através de um espectrômetro de radiação gama portátil;
- Verificar a ocorrência de áreas susceptíveis de radônio;
- Determinar a concentração de ^{238}U , de ^{232}Th e dos radionuclídeos pertencentes a tais séries naturais, em particular o ^{226}Ra e ^{224}Ra , em amostras de material empregados na construção civil na RMBH;
- Realizar estimativa inicial do fator de equilíbrio;
- Realizar estimativa inicial da dose média de radiação devida ao radônio em residências da RMBH.

1.2. A Importância do Problema

A preocupação global quanto à questão da qualidade do ar no interior de edificações evoluiu consideravelmente nas últimas décadas. Pesquisas demonstram que às concentrações dos poluentes no interior de ambientes superaram as observadas no

exterior, já que essas substâncias ao entrarem nas edificações distribuem –se em um volume efetivo de ar menor que aquele representado pelo ambiente externo. Muitos componentes químicos estão envolvidos na contaminação do ar das edificações como os formaldeídos, as fibras de asbestos, os produtos de combustão e os radionuclídeos (Carmo & Prado, 1999). Dentre estes, destaca-se o radônio por representar riscos potenciais à saúde humana.

O ^{222}Rn é um gás nobre produzido pelo decaimento do ^{226}Ra , membro da série do ^{238}U , o qual ocorre em concentrações variadas nos sistemas geológicos, especialmente rochas e solos. Os átomos de radônio são liberados da matriz sólida dos materiais para o espaço intersticial por recuo quando o rádio decai (UNSCEAR, 2000). Por difusão e convecção, tais átomos são transportados através dos poros para atmosfera onde diluem-se; o ar atmosférico contém alguma atividade de radônio, ainda que geralmente reduzida ($14,8 \text{ Bq.m}^{-3}$) (EPA, 1992). Contudo, quando existem construções, o gás é conduzido, principalmente, por gradiente de pressão para seu interior, do qual é um poluidor potencial.

A concentração de radônio no solo é um fator importante na taxa de radônio que entra em residências (Neves *et al*, 2004). O fluxo de átomos de radônio proveniente do solo depende: da distribuição de urânio e rádio no embasamento geológico; das propriedades do solo como permeabilidade e porosidade; e de parâmetros meteorológicos como temperatura, umidade e pressão atmosférica (Verdelocco *et al*, 2001). Em geral, áreas graníticas contêm altas concentrações de urânio e conseqüentemente elevado coeficiente emanador de radônio (UNSCEAR, 2000).

Entretanto, outros fatores podem afetar as concentrações de radônio em ambientes internos. Alguns materiais de construção atuam como significativa fonte desse gás. Esses têm combinação de elevado nível de ^{226}Ra e alta porosidade, a qual permite o radônio exalar. A água de uso doméstico também constitui uma fonte de radônio, todavia, menos expressiva (IAEA, 2003).

Dessa forma, altas concentrações de radônio podem ocorrer em ambientes fechados e pouco ventilados. Isso em conjunto com a tendência atual de que grande parte das pessoas, principalmente em ambientes urbanos, permanece entre 80 e 90% do seu tempo

dentro de edifícios representam um risco potencial de longa duração á saúde dos seres humanos (Carmo & Prado, 1999).

Em contrapartida, o radônio apresenta pequeno risco à saúde. Sendo um gás inerte, ele não fica retido em quantidades significativas no corpo humano. O risco potencial à saúde aumenta quando o radônio por decaimento alfa gera uma seqüência de radionuclídeos de meia vida curta conhecidos como progênie do radônio (^{218}Po , ^{214}Bi , ^{212}Pb), os quais são íons positivos não gasosos. Parte dos produtos de decaimento do radônio depositam em partículas de aerossóis suspensas no ar, formando o estado anexado. A fração que não aderiu ás partículas de aerossóis constitui o termo desanexado. Se inalada, ambas a progênie do radônio anexada e desanexada depositam-se nas vias respiratórias, especialmente no trato respiratório superior, decaindo antes de serem removidas pelos mecanismos do metabolismo orgânico (Turner, 1995). A entrada dos aerossóis no trato respiratório depende do tamanho: partículas maiores param na cavidade nasal enquanto partículas menores alcançam os pulmões. A energia das partículas alfa emitidas por esses radionuclídeos são totalmente absorvidas pelos tecidos pulmonares (Planinié, 1999).

Cabe ressaltar que medidas da concentração do radônio no ar geralmente funcionam como um bom indicador do risco. Nesse sentido, em muitos casos, não é necessário considerar a mistura de radionuclídeos presente no ar (progênie do radônio) e a dose de radiação associada a tais radionuclídeos pode ser estimada somente por meio da concentração de radônio (Colgan *et al*, 2008).

Diante do exposto, estudos epidemiológicos de população humana confirmam o efeito carcinógeno do radônio, e atualmente a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer classifica esse radionuclídeo como um carcinógeno de classe I (WHO, 2003). Segundo a U. S. Environmental Protection Agency (2009), o radônio causa milhares de morte por câncer de pulmão nos Estados Unidos, sendo considerado o segundo maior fator de risco, aparecendo logo após o cigarro para esse tipo de câncer. Além disso, entidades internacionais de proteção radiológica apontam que a exposição ao radônio seja causa de 6 a 15 % dos casos de câncer de pulmão com valor médio de 10% e que esse gás acentua os efeitos negativos do tabaco (Neves *et al*, 2004).

No Brasil ainda não existem dados estatísticos suficientes para um mapeamento das regiões com maior concentração de radônio e nem legislação específica, como ocorre nos Estados Unidos e alguns países da Europa. Entretanto, no Brasil, existem algumas pesquisas quanto à monitoração do radônio em ambientes internos e externos. Exemplos são os estudos de Magalhães *et al* (2003), que realizou um levantamento da concentração de radônio em diferentes residências e ambientes externos do Rio de Janeiro; Melo (1999) com o estudo a respeito dos níveis de radônio em residências localizadas em Monte Alegre, estado do Pará, região próxima as áreas uraníferas; Bianchi *et al* (1998) com a investigação da contaminação ambiental por radônio em residências e outras construções de Campinas, São Paulo; Silva (2005) que determinou os níveis de radônio e filhos em residências na cidade de São Paulo; Neman (2004) *apud* Silva (2005) que verificou a concentração de radônio e seus filhos em residências de trabalhadores da CNEN e da INB na cidade de Poços de Caldas, localizada em Minas Gerais em uma região com altos níveis de radioatividade natural; e Corrêa (2006) que realizou medidas de concentração de radônio em ambientes de convívio humano da cidade de Curitiba/PR e Campo Largo (cidade da região metropolitana). Além disso, outros trabalhos visam a melhoria das técnicas de medidas com novas metodologias para a determinação da concentração de radônio e seus filhos (Cardoso, 1997).

Dentro desse contexto, este trabalho realizou uma avaliação da distribuição de radônio em residências e outras construções da RMBH. Essa região apresenta características geológicas que sugerem a existência de altas concentrações de radônio em ambientes internos. A maior parte do embasamento geológico de tal área é constituída por rochas arqueanas do complexo granítico-gnáissico e por sequências metassedimentares da grande unidade Pré-cambriana do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, Brasil.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Radioatividade Ambiental

O meio ambiente e o ser humano estão sujeitos a um fluxo contínuo de radiações ionizantes provenientes de fontes antropogênicas e de fontes naturais.

As fontes antropogênicas de radiação correspondem aos radionuclídeos gerados pela atividade humana e liberados para o meio ambiente devido à produção e testes de armas atômicas (principalmente no período de 1940 a 1960), à operação de centrais nucleares e aos acidentes (como de Chernobyl, por exemplo). Estes radionuclídeos constituem produtos de ativação neutrônica ou da fissão de átomos de urânio, tório e plutônio: ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{239}Pu , ^3H . Nos anos 50 e 60, testes nucleares injetaram grandes quantidades de tais materiais radioativos na estratosfera que se distribuíram para todo o mundo, predominantemente para o hemisfério norte. Contudo, os níveis de radioatividade natural foram alterados e criaram-se regiões com elevado background de radioatividade artificial (Balonov, 2008). Atualmente, as atividades nucleares são estritamente controladas e, por isso, resultam em liberações radioativas mínimas para a atmosfera.

As fontes naturais de radiação, por sua vez, provêm dos raios cósmicos e dos radionuclídeos de origem natural presentes nos diversos sistemas geológicos. Os raios cósmicos, também conhecidos como radiação galáctica, consistem principalmente de prótons de alta energia (cerca de 85%), partículas alfa (cerca de 14%) e núcleos atômicos mais pesados (cerca de 1%). Eles são denominados de primários quando a radiação de alta energia que penetra a terra procede do espaço exterior e de secundários quando ocorrem variadas e complexas interações destes com os elementos que formam parte da atmosfera (nitrogênio, oxigênio e argônio). Nesta situação, são formados de partículas subatômicas como píons, múons, elétrons, etc (Bonotto, 2004).

Segundo Eisenbud & Gessel (1997), os radionuclídeos naturais podem ser classificados em três categorias de acordo com sua origem: cosmogênicos, primordiais e secundários. As interações dos raios cósmicos com núcleos estáveis, citada acima, geram na estratosfera ou troposfera, além de partículas subatômicas, radionuclídeos conhecidos

como cosmogênicos. Dentre estes, destacam-se o ^3H e ^{14}C por apresentarem interesse dosimétrico e serem extensivamente utilizados em hidrologia, sobretudo para datação de águas subterrâneas (Bonotto, 2004). Em geral, tratam-se de emissores beta de pequena energia e de meia vida curta.

Os radionuclídeos primordiais estão presentes na Terra desde sua formação há cerca de 4.500 milhões de anos. Nesse contexto, inserem-se apenas aqueles que possuem isótopos radioativos cuja meia-vida é suficientemente longa para permitir que a atividade permaneça existindo nos dias de hoje (Bonotto, 2004). Os elementos primordiais podem ocorrer singularmente como o ^{40}K (potássio) e o ^{87}Rb (rubídio) – os mais importantes do ponto de vista dosimétrico e ambiental – ou encabeçando uma das três séries radioativas naturais: a do urânio (^{238}U), do actínio (^{235}U) e do tório (^{232}Th).

Eisenbud & Gessel (1997) apresentam as atividades específicas médias estimadas de ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th para as rochas e solos típicos, mostradas na Tabela 2.1. Segundo Kumar *et al* (2008), a distribuição de tais radioelementos nos solos depende do conteúdo radioativo das rochas que os originaram (processos geológicos) e de causas geoquímicas. O urânio, o tório e o potássio são litófilos e se concentram preferencialmente nas rochas ígneas ácidas, entre as quais se encontram o granito, e não nas básicas e ultrabásicas. As rochas sedimentares, em geral, contêm níveis baixos de radioatividade. Entretanto, existem algumas exceções como os arenitos e as rochas fosfáticas que têm relativamente altas concentrações de radionuclídeos naturais.

Em relação ao impacto radiológico, os mais importantes desses elementos naturais são o urânio e o tório e seus produtos de decaimento também chamados de radionuclídeos secundários. Os decaimentos de urânio e tório são complexos e ocorrem ao longo de cadeias de desintegração. Na seção seguinte serão abordadas as características químicas e nucleares destes dois elementos, além das cadeias radioativas que são originadas por seus decaimentos.

Tabela 2.1 – Escalas e médias da concentração de ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U em solos e rochas típicos

| Material | ^{40}K | | ^{232}Th | | ^{238}U | |
|---------------------------------------|-----------------|-------------|------------------------|----------------------|------------------------|----------------------|
| | % total K | Bq/kg | ppm | Bq/kg | ppm | Bq/kg |
| Rochas ígneas | | | | | | |
| Basalto | 0,8 | 300 | 3 - 4 | 10 - 15 | 0,5 - 1 | 7 - 10 |
| Máfico | 0,3 - 1,1 | 70 - 400 | 1,6 / 2,7 ^c | 7 / 10 ^c | 0,5 / 0,9 ^c | 7 / 10 ^c |
| Sáfico | 4,5 | 1100 - 1500 | 16 / 20 ^c | 60 / 80 ^c | 3,9 / 4,7 ^c | 50 / 60 ^c |
| Granito | >4 | >1000 | 17 | 70 | 3 | 40 |
| Rochas sedimentares | | | | | | |
| Arenito | 2,7 | 800 | 12 | 50 | 3,7 | 40 |
| Quartzo Limpo | <1 | <300 | <2 | <8 | <1 | <10 |
| Quartzo sujo | 2 | 400 | 3 - 6 | 10 - 25 | 2 - 3 | 40 |
| Arkose | 2 - 3 | 600 - 900 | 2 | <8 | 1 - 2 | 10 - 25 |
| Areias de praia | <1 | <300 | 6 | 25 | 3 | 40 |
| Rochas carbonáticas | 0,3 | 70 | 2 | 8 | 2 | 25 |
| Todas as rochas (escala) ^a | 0,3 - 4,5 | 70 - 1500 | 1,6 - 20 | 7 - 80 | 0,5 - 4,7 | 7 - 60 |
| Crosta Continental | 2,8 | 850 | 10,7 | 44 | 2,8 | 36 |
| Solos | 1,5 | 400 | 9 | 37 | 1,8 | 22 |

^a Exemplos de materiais fora dessa escala podem ser encontrados, mas em quantidades relativamente pequenas

^b 1 Bq/kg = 0,027 pCi/g

^c Média e mediana, respectivamente

Fonte: Adaptada Eisenbud e Gessel (1997)

2.1.1. Urânio

O urânio natural consiste, basicamente, de três isótopos, ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U , com abundâncias isotópicas de 99,274%, 0,720% e 0,0057%, respectivamente. O urânio ocorre naturalmente na crosta terrestre em concentrações na faixa de 0,008 a 8,2 ppm. É encontrado em rochas e minérios, areia monazítica, águas salgadas e doces. Nas águas, está presente em concentrações em torno de 0,01 a 500 ppb, eventualmente, 1 ppm. Pode estar na forma dissolvida, adsorvida ou absorvida. Seu transporte e mobilidade dependem de quatro fatores principais: potencial de oxi-redução, pH, agentes complexantes e materiais adsorventes presentes na água. (Camargo, 1994).

O urânio possui vários estados de valência 2^+ , 3^+ , 4^+ , 5^+ e 6^+ , sendo mais freqüente na natureza as formas 4^+ e 6^+ . Em minerais ígneos primários, está presente na forma 4^+ , constituindo o íon uranoso (U^{4+}) com potencial iônico 4 e raio iônico 1,05 Å, próximo ao do cálcio e das terras raras trivalentes. Nos minerais solúveis de urânio como uranita ou plechenda e cofinita, sob condições de interperismo, o urânio se oxida para o estado 6^+ , constituindo o íon uranila (UO_2^{2+}), com raio iônico de 0,08 Å e potencial iônico de 7 (Bonotto, 2004).

Segundo Camargo (2004), alguns compostos de urânio, tais como, nitrato, fluoreto, cloreto, sulfato hidratado e bicarbonato hidratado são solúveis em água, enquanto que, óxido, sulfeto, carbonato, fosfato e hidróxido são insolúveis. Ainda segundo Camargo (2004), vários complexos são formados entre os íons U^{4+} e UO_2^{2+} e alguns ligantes, tais como, carbonato, cloreto, sulfato, nitrato, fosfato, citrato, tiocianato e outros ânions orgânicos, tais como, ácido húmico.

O ^{235}U é o pai da série dos actíneos. Embora seja um isótopo físsil que forma base de produção de energia nuclear, e, por isso, extremamente importante do ponto de vista tecnológico, verifica-se que sua contribuição como fonte natural de radioatividade é pequena, pois a atividade específica do ^{238}U é cerca de 20 vezes maior que a do ^{235}U (Bonotto, 2004). O decaimento radioativo do ^{235}U é complexo e passa por onze etapas com desintegrações características. Tal cadeia de decaimento tem início com um isótopo de meia-vida longa (^{235}U) e termina com a forma estável do ^{207}Pb . Observa-se nessa cadeia que: 1) todos os isótopos gerados são sólidos, com exceção do ^{219}Rn ; 2) o ^{219}Rn gera uma sequência de isótopos de meia-vida curta, designados por ^{215}Po , ^{211}Pb e ^{211}Bi . A cadeia de decaimentos do ^{235}U é apresentada na Figura 2.1.

Análise semelhante a abordada acima para o decaimento radioativo do ^{235}U pode ser realizada para o decaimento radioativo do ^{238}U . Este também é complexo e passa por quatorze etapas com desintegrações características. A cadeia de decaimento, neste caso, tem início com um isótopo de meia-vida muito longa (^{238}U) e termina com a forma estável do ^{206}Pb . Cabe ressaltar dois fatos relevantes nesta cadeia: 1) todos os isótopos gerados são sólidos, com exceção do ^{222}Rn ; 2) o ^{222}Rn gera uma sequência de isótopos de meia-vida curta, designados por ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po . Na Figura 2.1, observa-se

a cadeia de decaimentos do ^{238}U com informações a respeito da meias-vidas e tipo de desintegração.

O ^{219}Rn e ^{222}Rn , juntamente com seus produtos decaimento, são a principal fonte de exposição à radiação natural, aspecto que serviu de motivação para o conhecimento da concentração desses nuclídeos no interior de residências investigada no decorrer desse estudo.

2.1.2. Tório

O tório possui apenas um isótopo primordial, o ^{232}Th . Ele é aproximadamente quatro vezes mais abundante que o urânio nas rochas crustais (Bonotto, 2004).

O tório ocorre naturalmente na crosta terrestre em concentrações na faixa de 0,01 a 21,5 mg.kg^{-1} . É encontrado, principalmente, em areia monazítica, rochas e alguns minerais. Geralmente, os compostos de tório não são facilmente solúveis em água e não evaporam do solo ou da água para a atmosfera. Seu transporte ocorre principalmente por sorção nas partículas e depende do fenômeno de ressuspensão ou de mistura do sedimento na água (Camargo, 1994).

Compostos de tório são estáveis no estado de oxidação +4. O íon positivo Th^{4+} tem uma forte tendência para formar complexos com ânions que podem estar presentes na solução, tais como cloretos, nitratos, fosfatos e fluoretos. Sabe-se que em concentrações acima de 3 mol.L^{-1} na presença de ácido nítrico, o tório forma com o ânion nitrato complexos de carga negativa. Alguns compostos de tório, tais como nitrato, sulfato e cloreto são solúveis em água, enquanto que hidróxido, óxido, fluoreto, fosfato e carbonato são insolúveis (Camargo, 1994).

Assim como o urânio, o tório possui uma cadeia de decaimentos até alcançar o ^{208}Pb . Essa é relativamente mais simples quando comparada com a do urânio. Entretanto, nesta cadeia destaca-se o ^{220}Rn , isótopo do radônio (Figura 2.1).

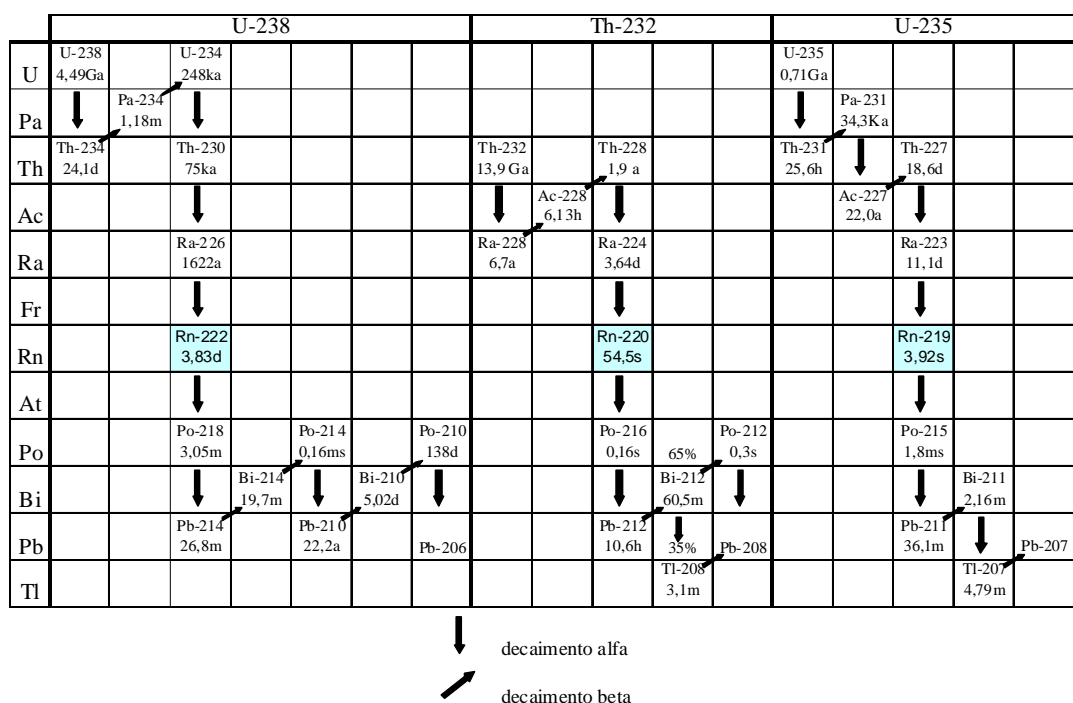


Figura 2.1– Séries de decaimento radioativo urânio, tório e actínio.

Fonte: Bonotto (2004).

2.2. Radônio

O radônio consiste de vários isótopos, entretanto, somente três são de ocorrência natural: o radônio (^{222}Rn), o actinônio (^{219}Rn) e o torônio (^{220}Rn). Conforme observa-se no esquema apresentado na Figura 2.1, estes radionuclídeos são provenientes das séries de decaimento originadas a partir do ^{238}U , do ^{235}U e do ^{232}Th , respectivamente. Apesar de serem produzidos continuamente em rochas e minerais pelo decaimento α do ^{226}Ra , ^{224}Ra e ^{223}Ra , uma vez que são gases nobres inertes, esses radionuclídeos não formam compostos químicos, podendo ser detectados pelas propriedades radioativas que possuem: decaimento com emissões de partículas α de energia bem definida e uma sequência de produtos de decaimentos de meia-vida curta.

Na prática, somente os isótopos radônio (^{222}Rn) e torônio (^{220}Rn) apresentam relevância do ponto de vista de proteção radiológica ou interesse ambiental e geológico. O actinônio (^{219}Rn) é pouco encontrado na natureza devido a sua curtíssima meia-vida de 4 segundos e a abundância isotópica do seu pai ^{235}U de apenas 0,72%.

O radônio (^{222}Rn) tem tempo de meia-vida de 3,8 dias, o que lhe permite mobilidade significativa para escapar da rocha, na qual foi gerado. O tempo de meia vida menor do torônio ^{220}Rn ($t_{1/2} = 55$ s) limita a distância percorrida por este antes do decaimento (Cigna, 2005). Em consequência, a quantidade de ^{220}Rn que entra na atmosfera é menor que a de ^{222}Rn , o que faz com que o ^{220}Rn e seus produtos de decaimentos sejam usualmente desprezados. Portanto, o isótopo ^{222}Rn produzido nos solos é frequentemente a principal fonte de radônio de ambientes internos, enquanto que o ^{220}Rn apresenta preocupação do ponto de vista de proteção radiológica somente se altas concentrações de ^{232}Th estiverem presente no interior da superfície de materiais de construção.

Conforme já esclarecido, a exposição à radioatividade natural é influenciada por fatores geológicos. A emissão de radiação ionizante por parte de rochas e solos depende do seu conteúdo de U, Th e K; os teores de radônio dependerão preponderantemente da concentração de urânio.

Sendo assim, solos enriquecidos com urânio são condições básicas a fim de criar substratos geológicos favoráveis à liberação do radônio. Entretanto, existem outras propriedades dos solos e das rochas que também interferem na emanção e exalação do radônio, tais como: tipo e espessura dos solos e sua distribuição espacial, regime hídrico, porosidade, permeabilidade, e granulometria, que serão discutidas no tópico seguinte.

O radônio ocorre naturalmente em solos na faixa típica de 4,0 a 40 k.Bq.m^{-3} e na atmosfera na faixa típica de 4,0 a 19 Bq.m^{-3} (Eisenbud & Gessel, 1997). Estima-se que no Brasil a concentração média anual do ^{222}Rn no ar varia de 0,6 a 28 Bq.m^{-3} (IPEN, 2002 *apud* Fior, 2008).

O radônio é emissor alfa com energia de 5,49 MeV e os decaimentos responsáveis pela dose mais significativa, do ponto de vista radiológico, são o ^{218}Po (alfa - 6,00 MeV) e o ^{214}Po (alfa - 7,69 MeV) (ICRP,1993). Se inalados tais isótopos ficam retidos no pulmão e decaem para chumbo antes de serem removidos por mecanismos do metabolismo orgânico. A cadeia de decaimentos a partir do ^{222}Rn , com informações a respeito das meias-vidas e tipo de desintegração é apresentada na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Propriedades do radônio e seus descendentes.

| Radionuclídeos | Tempo de meia-vida | Energia alfa (MeV) | Energia beta (MeV) | Energia gama (MeV) |
|-------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| ²²² Rn | 3,82 d | 5,49 | | |
| ²¹⁸ Po | 3,05 min | 6,00 | | |
| ²¹⁴ Pb | 26,8 min | | 1,02; 0,70; 0,65 | 0,35; 0,30; 0,24 |
| ²¹⁴ Bi | 19,9 min | | 3,27; 1,54; 1,51 | 0,61; 1,77; 1,12 |
| ²¹⁴ Po | 164 μs | 7,69 | | |
| ²¹⁰ Pb | 22 a | | 0,016; 0,061 | 0,05 |
| ²¹⁰ Bi | 5,02 d | | 1,16 | |
| ²¹⁰ Po | 138,3 d | 5,30 | | |
| ²⁰⁶ Pb | estável | | | |

Fonte: Santos (2008).

O radônio e seus descendentes são responsáveis por 45% da dose de radiação recebida anualmente pelo homem e por 50% da dose devido a fontes naturais (Neves *et al*, 2004).

Segundo Cigna (2005), o radônio é moderadamente solúvel em água; todavia, tem alta solubilidade em compostos orgânicos, com exceção da glicerina que apresenta uma solubilidade menor para o radônio que a água. Ele é prontamente absorvido por carvão e gel silicone. Algumas propriedades físico-químicas do radônio são retratadas na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Propriedades físico-químicas do radônio

| Propriedades | Valores |
|---|-------------------------|
| Densidade (temperatura e pressão normal) | 9,96 kBqm ⁻³ |
| Coefficiente de solubilidade em água na temperatura de: | |
| 0°C | 0,570 |
| 20°C | 0,250 |
| 37°C | 0,167 |
| 100°C | 0,106 |
| Coefficiente de solubilidade na temperatura de 18°C em: | |
| Hexano | 16,56 |
| Oléo de oliva | 29,00 |
| Petróleo(parafina líquida) | 9,20 |
| Tolueno | 13,24 |

Fonte: Cigna (2005)

2.2.1. A entrada do radônio na atmosfera: geração e mobilização do radônio

O ^{222}Rn , conforme exposto anteriormente, é produzido pelo decaimento alfa do ^{226}Ra , que se encontra associado aos materiais geológicos. A partícula alfa é ejetada com um valor discreto e característico de energia cinética e o átomo de radônio submetido ao efeito recuo que o desloca do mineral ou da molécula onde o rádio desintegrou. O ^{226}Ra emite dois grupos de partículas alfa: 4,78 MeV em 94,5% dos casos e 4,61 MeV em 5,55% dos casos (Eisenbud & Gessel, 1997). A presença de mais de uma energia no espectro alfa decorre da possibilidade do núcleo filho se encontrar no estado fundamental ou em algum dos seus estados excitados. As partículas alfas mais energéticas correspondem ao processo, no qual o núcleo filho se encontra no estado fundamental (Aramburu & Bisbal, 1994).

Dessa forma, alguns átomos de radônio são liberados da matriz sólida por recuo quando o rádio decai. Apenas os átomos gerados na superfície ou nas microfissuras das fases minerais têm a capacidade de se libertar; os produzidos no interior dos minerais ficam aprisionados na malha cristalina. Com isso, para que o átomo de radônio escape do grão mineral para o espaço intersticial (poros), o decaimento deve ocorrer a certa distância de recuo da superfície do grão e assumir essa direção. Segundo a UNSCEAR (2000) as distâncias de recuo para o radônio são: 20-70 nm em minerais comuns, 100 nm em água e 63 μm no ar.

O processo pelo qual o radônio escapa do material sólido é chamado de emanação. Para a maioria dos solos, somente de 10 a 50% do radônio produzido escapa do grão mineral e entra nos poros. O coeficiente de emanação, fator de emanação ou poder de emanação é a fração de átomos de radônio liberada no espaço intersticial por um grão contendo rádio. Valores típicos do coeficiente de emanação para rochas e solos variam de 0,05 a 0,7. A emanação do radônio é influenciada, pela granulometria dos materiais, pela distribuição mineralógica do rádio e pelo teor de água nos interstícios dos grãos (umidade). Geralmente, o fator de emanação do radônio é inversamente proporcional ao tamanho do grão. Quanto à distribuição mineralógica do rádio, a presença desse radionuclídeo na superfície do grão, ao invés de estar uniformemente distribuído, aumenta o poder de emanação. Além disso, a co-precipitação dos radionuclídeos com

óxidos metálicos e compostos orgânicos constitui um importante processo que aumenta o coeficiente de emanação (UNSCEAR, 2000).

A umidade dos solos, por sua vez, influencia tanto na taxa de emanação do radônio quanto na sua difusão através dos solos. A película de água que circunda os grãos absorve a energia cinética dos átomos de radônio recuados. Essa captura aumenta a probabilidade dos átomos de radônio de permanecer nos poros, prevenindo-os de penetrar no grão de solo adjacente. Segundo a UNSCEAR (2000), uma vez que o radônio entra no espaço intersticial, sua partição entre o gás dos solos e a fase líquida depende do volume relativo de água e da temperatura. A solubilidade do radônio na água diminui com o aumento da temperatura. Tal fenômeno é controlado pelo coeficiente de partição K_T , o qual representa a razão entre a concentração de radônio na água e de ar. O valor de K_T varia de 0,53 em 0° C a 0,23 em 25° C, com valor típico de 0,30 em 15° C. A partição e o aumento da emanação possibilitam maiores concentrações de radônio em solos úmidos do que em solos secos. Entretanto, o radônio se desloca (difusão e convecção) mais lentamente nas moléculas de águas do que no ar.

A Figura 2.2 ilustra o fenômeno da emanação no contato entre dois grãos de 2 μ m de diâmetro. A presença de água no espaço do poro é representada pela zona azul e a presença de ar pela zona branca. Nessa ilustração consta que: na posição A, o átomo de ^{226}Ra (●), situado no grão superior, decai emitindo uma partícula alfa e transmuta-se em um átomo de ^{222}Rn (○). Este se encontra dentro do grão a uma profundidade maior que o intervalo de recuo (R) e, por isso, permanece contido no grão superior (posição A'); em B, na desintegração, o átomo de ^{222}Rn (B') escapa do grão superior, mas penetra no grão inferior; em C, o átomo de ^{222}Rn (C') perde o resto de sua energia de recuo na água e está livre para difundir através dos poros; em D, o átomo de ^{222}Rn perde pouco de sua energia no ar e entra no grão inferior (D'); e em E o átomo de ^{222}Rn (E') perde toda a sua energia no ar e também está livre para difundir através dos poros (Santos, 2008).

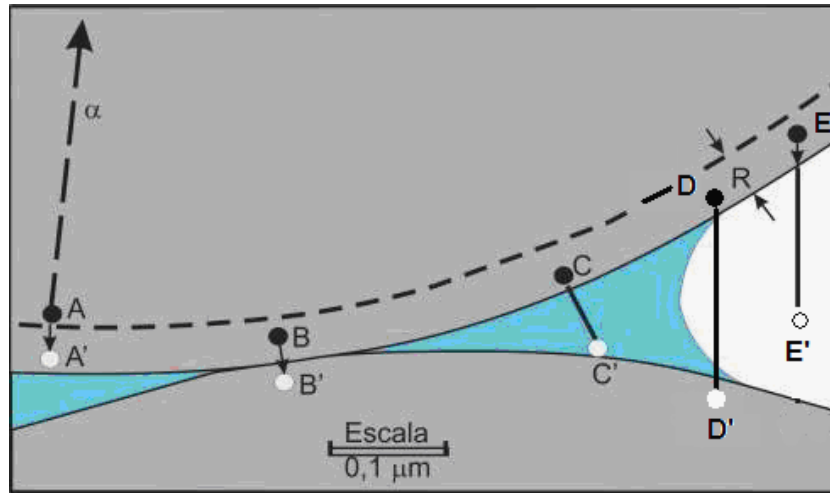


Figura 2.2 – Diagrama esquemático dos processos de emanção do radônio.
 Fonte: Tanner (1978) *apud* Santos (2008).

Segundo a UNSCEAR (2000) a concentração de radônio nos gases do solo C_{Rn} , desconsiderando o transporte de radônio (convecção e difusão), é dada por:

$$C_{Rn} = C_{Ra} f \rho_s \varepsilon^{-1} (1 - \varepsilon) [m(K_T - 1) + 1]^{-1} \quad (2.2.1)$$

Onde C_{Ra} é a concentração de rádio no solo (Bq.kg^{-1}), f é o fator de emanção, ρ_s é a densidade dos grão no solo (por exemplo, 2700 kg.m^{-3}), ε é a porosidade total, incluindo as fases de ar e água, m é o fração dos poros que a água ocupa (também chamada de grau de saturação) e K_T é o coeficiente de partição do radônio entre a água e o ar. Para solos secos, m é zero e, portanto, o último termo do lado direito da expressão é omitido. A diferença da concentração de radônio em solos úmidos e secos pode ser observada em no exemplo a seguir: em solos úmidos (25°C , $K_T = 0,23$, $m = 0,95$), considerando os parâmetros típicos do solo ($C_{Ra} = 30 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $f = 0,2$, $\varepsilon = 0,25$), a concentração de radônio nos poros é 78 kBq.m^{-3} , 3,7 vezes maior no mesmo solo em condições secas (0°C , $K_T = 0,53$, $m = 0,05$) (UNSCEAR, 2000).

O radônio, por ser um gás e ser de baixa reatividade, possui mobilidade maior do que outros elementos da sua série de origem, por exemplo, o urânio e o rádio que estão fixos às matérias sólidas. A velocidade com a qual o radônio se desloca no solo é controlada pela umidade, pela porosidade e pela permeabilidade. Dessa forma, residências localizadas em áreas de solos porosos e permeáveis poderão conter elevadas

concentrações de radônio em seus interiores, mesmo que a concentração de ^{226}Ra do solo seja considerada normal ou baixa. O mesmo não se verifica em regiões que possuam solos úmidos e impermeáveis (Santos, 2008).

Neves *et al* (2004) afirma que, logo após ser emanado, o gás tende a migrar-se por difusão molecular ou fluxo convectivo no sentido da superfície topográfica, onde a porção que não decaiu no percurso acaba por se libertar para a atmosfera; o fluxo de radônio na interface litosfera-atmosfera designa-se por exalação. O radônio pode exalar também de materiais de construção que têm a combinação de elevados níveis de ^{226}Ra e alta porosidade (IAEA, 2003), ver ilustração contida na Figura 2.3. Entretanto, a emanção do radônio de materiais construção será tratada na seção 2.2.4 intitulada fontes de radônio em ambientes internos.

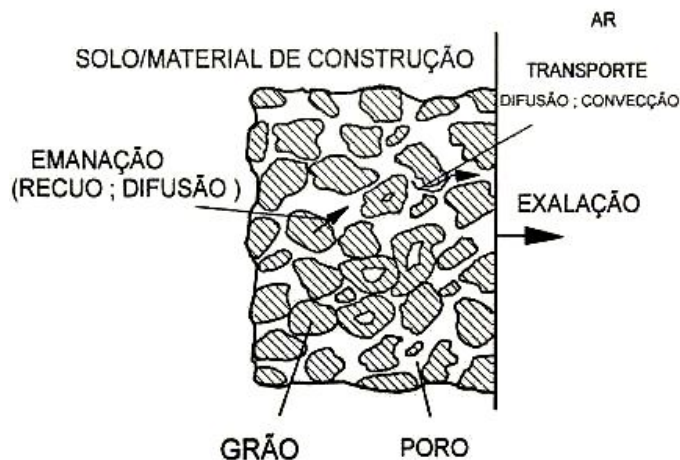


Figura 2.3 – Ilustração da exalação do radônio a partir do solo ou do material de construção

Fonte: Porstendorfer (1993) *apud* Santos (2008)

A exalação depende, principalmente, da permeabilidade (presença de poros interconectados). Em sedimentos a permeabilidade depende da granulometria, textura e estrutura. Os materiais com granulometria fina, como as argilas, tendem a ser impermeáveis e os materiais com granulometria mais grossa, permeáveis (Neves *et al*, 2004).

Ainda segundo Neves *et al* (2004), em meios de permeabilidade reduzida a moderada de até 10 a 12 m² (solos siltsos a argilosos) o fluxo de radônio é efetuado por difusão,

sendo a distância máxima de transporte típica de 5 cm em água e 5 m no ar. Para permeabilidade superiores (solos arenosos ou com material rudáceo), o transporte convectivo torna-se dominante, podendo a distância de migração do radônio atingir algumas dezenas ou mesmo centenas de metros.

Entretanto, de acordo com a UNSCEAR (2000), a difusão molecular é o principal mecanismo de entrada do radônio na atmosfera. Sendo assim, para materiais homogêneos, a densidade do fluxo de radônio J_D na superfície de solos secos, derivada das leis de Fick é:

$$J_D = C_{Ra} \lambda_{Rn} f \rho_s (1 - \varepsilon) L \quad (2.2.2)$$

Onde C_{Ra} é a concentração de rádio na terra (Bq.kg^{-1}), λ_{Rn} é a constante de decaimento do radônio ($2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}$), f é a fração de emanação, ρ_s é a densidade dos grãos no solo (2700 kg.m^{-3}), ε é a porosidade do material seco. O comprimento de difusão, L , é igual a $(D_c / \lambda_{Rn})^{1/2}$, onde D_c corresponde ao coeficiente de difusão efetivo ou intersticial para o solo.

O coeficiente de difusão do ^{222}Rn para a atmosfera e água encontra-se na escala de 10^{-5} a $10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$. A maioria dos solos tem um coeficiente na ordem de 10^{-6} a $10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ (Fior, 2008).

A UNSCEAR (2000) informa que apesar da difusão ser a via dominante de transporte do radônio, o fluxo convectivo também ocorre promovido por condições de ventos e alterações na pressão atmosférica.

O radônio exalado da superfície terrestre ou de materiais construção é rapidamente dispersado e diluído na atmosfera através de convecção vertical e das turbulências. Entretanto, níveis elevados desse gás podem ser observados se o radônio exalado fica retido em ambientes fechados, como residências, por exemplo.

2.2.2. Influência de fatores não geológicos na concentração de radônio em solos

Conforme exposto no tópico anterior, o embasamento geológico de uma região é o fator principal que influencia na concentração de radônio nos gases do solo. Entretanto, de

acordo com Asher-Bolinder *et al* (1993), existem outros fatores, de caráter meteorológico e climático, que interferem nas concentrações de radônio em solos e, conseqüentemente, nos processos de transporte do radônio para atmosfera, são eles: a umidade do solo, a precipitação, a pressão atmosférica, a temperatura do solo e do ar e os ventos.

Santos (2008) cita que a taxa de exalação de radônio é determinada por diferentes conformações geológicas (estruturas minerais), geoquímicas (teor de ^{226}Ra) e ambientais (umidade, gradiente térmico, pressão do ar, velocidade do vento).

Asher-Bolinder *et al* (1993) fornecem um panorama sobre os efeitos de cada uma dessas variáveis na concentração de radônio em solos, tais como:

- Umidade do solo e precipitação: A taxa de emissão de radônio cresce com o aumento da umidade de 15 até 17 %; para valores maiores de umidade nota-se que a taxa de emissão diminui. A água presente nos poros é o agente principal que atua na emissão do radônio. Esta absorve a energia cinética dos átomos de radônio recuados, prevenindo-os de penetrar no grão de solo adjacente. Entretanto, para valores de umidade superior a 17% nota-se um decréscimo na distância percorrida pelos átomos de radônio, pois tais átomos se movem mais lentamente nas moléculas de águas do que no ar (diminui a exalação).
- Pressão Atmosférica: A diminuição da pressão atmosférica promove a ascensão para a superfície dos gases dos solos ricos em radônio. O aumento da pressão atmosférica causa um efeito oposto: empurra uma massa de ar para o subsolo, diluindo os gases do solo. Na literatura consta que tal fenômeno foi observado na profundidade de 2,0 a 20 m dependendo da permeabilidade do material. Clements e Wilkening (1974 *apud* Asher-Bolinder *et al* 1993) comprovou tal fato: “mudanças na pressão de 1 a 2% associadas com a passagem de massas de ar produzem alterações de 20 a 60% no fluxo de radônio, dependendo da duração”.
- Temperatura do solo e do ar: O efeito da temperatura do solo e do ar na concentração de radônio no solo é conflitante. Segundo alguns autores (Kovach, 1975; Lindmark and Rose, 1985 *apud* Asher-Bolinder *et al* 1993) a temperatura

não tem nenhum efeito sobre o conteúdo de radônio no solo. Entretanto, correlações foram encontradas por outros autores (Ball, 1983 *apud* Asher-Bolinder *et al* 1993). De acordo com Asher-Bolinder *et al* 1993 as observações conflitantes sobre o efeito da temperatura decorrem, em parte, da relação complexa existente entre os fatores meteorológicos. Mudanças na temperatura são acompanhadas por alterações na umidade, na pressão e nas condições dos ventos, o que dificulta separar o efeito da temperatura do efeito de outros fatores que exercem uma influência maior na concentração de radônio nos gases do solo.

- Ventos: Estes diminuem a concentração de radônio nos gases do solo, pois atuam diluindo ou removendo os gases presentes na superfície. Alguns fatores afetam a magnitude do efeito dos ventos e a profundidade da influência, são eles: velocidade dos ventos, permeabilidade dos solos, quantidade de umidade nos solos e o tipo e quantidade de cobertura no solo (Exemplo: concreto).

Asher-Bolinder *et al* (1993) realizaram uma pesquisa sobre a concentração de radônio no solo do Colorado (Piedmont, USA) e revelaram que a interação dos fatores meteorológicos e climáticos (descritos acima) com fatores pedológicos manifestam-se através de variações diurnas e sazonais.

Neves *et al* (2004) também concluiu tal fato avaliando os resultados de medidas no ar com detectores contínuos. Segundo os autores, para variações diurnas, verificam-se teores elevados de radônio pela manhã— altura em que a turbulência atmosférica é acentuada maximizando a diluição do radônio na atmosfera - e valores mínimos de radônio à tarde— neste caso, a turbulência atmosférica é reduzida, o que dificulta o fluxo litosfera-atmosfera. Em escala sazonal, altas concentrações de radônio tendem a ocorrer no outono e no inverno (Eisenbud & Gessel, 1997).

Ainda segundo Neves *et al* (2004), no interior de residências, as mesmas variações podem ser observadas. Além dos fatores abordados, as variações em residência, são devido à tipologia, ao estado de conservação e ao grau de isolamento das residências e, principalmente, à atividade dos moradores – designada pelo arejamento resultante da abertura de portas e janelas. Neste caso, altas concentrações tendem a ocorrer durante a

noite, período em que a ventilação é reduzida e que coincide com a maior permanência dos moradores nas habitações.

2.2.3. O problema do radônio em residências

Segundo o relatório *Protection against Radon-222 at Home and at Work* (ICRP, 1993), um ano após a descoberta do radônio, medidas realizadas por Elster & Geitel (1901) revelaram que o radônio (naquele momento conhecido como emanção do rádio) era um constituinte do ar atmosférico. Em 1907, Ernest Rutherford afirmou “Nós estamos continuamente inalando emanções do rádio e do tório e seus produtos de decaimento”. Diante do exposto, medidas da concentração de radônio ambiental eram realizadas com frequência.

As primeiras medidas de radônio em residências foram publicadas por Hultqvist (1956) (Eisenbud & Gessel, 1997). Este estudo, iniciado por Rolf Sievert, envolveu 225 residências da Suécia e indicou que alguns locais amostrados apresentaram altas concentrações de radônio atribuídas aos materiais de construção com elevado nível de rádio. Entretanto, a pesquisa recebeu pouca atenção internacional, uma vez que acreditava-se tratar de um problema local da Suécia (Eisenbud & Gessel, 1997).

O interesse científico no radônio em residências ampliou-se em meados dos anos de 1970, quando a instrumentação nuclear propícia para as medidas tornou-se disponível (Eisenbud & Gessell, 1997). Desde então, as pesquisas intensificaram e revelaram que níveis de radônio em residências são muito variáveis, podendo atingir, em alguns casos, até $100.000 \text{ Bq.m}^{-3}$. Isso significa que alguns membros da população são expostos a níveis de radônio equivalentes aos encontrados em minas (ICRP, 1993).

O radônio gerado em solos migra para o interior de residências através do alicerce (espaços entre o solo e o assoalho, porões), por vários caminhos: fissuras, tubulações, buracos, juntas mal coladas, solo exposto, pontos de ligação da construção (argamassa, ligação entre o chão e a parede) e canos frouxos ou soltos. Os mecanismos de transporte do radônio para o interior de residências serão abordados no tópico seguinte.

De acordo com a WHO (2009), a concentração média de radônio em residências é de 39 Bq.m^{-3} . A organização apresenta a distribuição da concentração de radônio em

residências para 30 países membros da “*Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD)”, como apresentado na Tabela 2.4.

Nota-se que uma ampla variação entre as concentrações de radônio em residência é encontrada entre os países mencionados. Colgan *et al* (2008) afirmam que a concentração de radônio em residência, normalmente, segue uma distribuição lognormal.

Diante desse panorama internacional verifica-se que existem muitos estudos a respeito da contaminação ambiental por radônio e sua progênie em residências de países de clima temperado, em geral do Hemisfério Norte. Em contrapartida, no Brasil e em outros países da América do Sul existem poucos dados sobre este assunto.

Bianchi *et al* (1998) realizaram um levantamento da concentração de radônio em residências e outras construções da região de Campinas, São Paulo, Brasil, utilizando câmaras de alumínio contendo carvão ativo. Foram analisadas aproximadamente 300 residências. Níveis de radônio abaixo de 40 Bq.m⁻³ foram observados em 69% das residências, enquanto que 21% apresentaram valores entre 40 e 80 Bq.m⁻³ e outras 6% entre 80 e 150 Bq.m⁻³. Para casas cujas medidas iniciais foram maiores que 150 Bq.m⁻³ (Nível de referência da USEPA), 4% do total, todos os cômodos foram testados. As residências foram testadas por dois períodos no ano, durante o inverno e o verão, obtendo valores mais altos durante o inverno. Além de residências, centros de compras (*shoppings*) e apartamentos da região também foram analisados. Nesses, as maiores concentrações de radônio foram encontradas em pisos próximos ao solo, sugerindo que a maior parte do radônio presente provém do solo. Os baixos resultados obtidos, em comparação com os verificados em estudos semelhantes, realizados em países de clima temperado, são consequência do clima semitropical da região, onde as residências são bem ventiladas mesmo durante os meses de inverno.

Neste contexto insere-se também Corrêia (2006) que realizou medidas de concentração de radônio em ambientes de convívio humano da cidade de Curitiba/PR e Campo Largo (cidade da região metropolitana) obtendo 74% dos resultados na faixa de até 50 Bq.m⁻³, 10% na faixa de 50 a 100 Bq.m⁻³, 9% de 100 a 200 Bq.m⁻³ e 7% dos resultados acima de 200 Bq.m⁻³.

Tabela 2.4 – Níveis médios de radônio no interior de residência em países membros da OECD.

| Países | Níveis de radônio em residências (Bqm ⁻³) | | |
|---------------------|---|------------------|---------------|
| | Média Aritmética | Média Geométrica | Desvio Padrão |
| Austrália | 11 | 8 | 2,1 |
| Áustria | 99 | 15 | * |
| Bélgica | 48 | 38 | 2 |
| Canadá | 28 | 11 | 3,9 |
| República Tcheca | 140 | 44 | 2,1 |
| Dinamarca | 59 | 39 | 2,2 |
| Finlândia | 120 | 84 | 2,1 |
| França | 89 | 53 | 2 |
| Alemanha | 49 | 37 | 2 |
| Grécia | 55 | 44 | 2,4 |
| Ucrânia | 82 | 62 | 2,1 |
| Islândia | 10 | * | * |
| Irlanda | 89 | 57 | 2,4 |
| Itália | 70 | 52 | 2,1 |
| Japão | 16 | 13 | 1,8 |
| Luxemburgo | 110 | 70 | 2 |
| México | 140 | 90 | * |
| Olanda | 23 | 18 | 1,6 |
| Nova Zelândia | 22 | 20 | * |
| Noruega | 89 | 40 | * |
| Polônia | 49 | 31 | 2,3 |
| Portugal | 62 | 45 | 2,2 |
| República da Coreia | 53 | 43 | 1,8 |
| Eslováquia | 87 | * | * |
| Espanha | 90 | 46 | 2,9 |
| Suécia | 108 | 56 | * |
| Suíça | 78 | 51 | 1,8 |
| Reino Unido | 20 | 14 | 3,2 |
| Estados Unidos | 46 | 25 | 3,1 |
| Média | 39 | | |

Fonte: WHO (2009)

2.2.4. Fontes de radônio de ambientes internos

Os fatores que influenciam a entrada do radônio em residências já foram avaliados em diversos países. A UNSCEAR (2000) relata que uma residência modelo de volume igual a 250 m³, área superficial igual a 450 m² e taxa de uma troca de ar por hora (1h⁻¹) foi descrita e cálculos foram realizados para analisar os efeitos e as contribuições de alguns mecanismos de entrada do radônio em residências, os quais são: a difusão e convecção do radônio de solos e materiais de construção; e a liberação do radônio de águas e gás natural.

Segundo tal avaliação, em residências com altas concentrações de radônio, o principal mecanismo de entrada do radônio no interior destas é a convecção a partir do solo, como mostrado na Figura 2.4. Normalmente, as residências apresentam uma pressão ligeiramente inferior quando comparada com o solo adjacente, logo o fluxo de entrada do radônio aumenta. O gradiente de pressão estabelecido é resultado da maior temperatura no interior das residências, principalmente em regiões de clima frio e temperado, dos ventos e da existência de sistemas de extração de ar. Na Suécia, por exemplo, estima-se que 75 % da dose coletiva total, devido à inalação dos descendentes do radônio, provém da exalação do radônio do solo.

Medidas de radônio nos gases do solo a fim de avaliar o potencial de radônio em residências são constantes nos Estados Unidos e provavelmente em outros países. Entretanto, valores quantitativos não são frequentes na literatura. Ákerbolm (1986) *apud* Tanner (1991) estabeleceu um critério para classificar o risco da presença do radônio em residências baseado na concentração de radônio nos gases do solo. Segundo este critério, conhecido como Critério Sueco, solos com concentrações menores que 10 k.Bq.m⁻³ são classificados como de baixo risco; solos com concentrações superiores a 50 k.Bq.m⁻³ são classificados como de alto risco; e aqueles com concentrações entre 10 a 50 k.Bq.m⁻³ o risco é normal.



Figura 2.4 – Ilustração da convecção do radônio a partir do solo.
Fonte: EPA (2006)

Alguns materiais de construção também podem atuar como fonte de radônio em residências. Tais materiais de construção têm a combinação de elevado nível de rádio e alta porosidade, que permite o radônio escapar por difusão. Em alguns casos são materiais de origem natural como granito e em outros resultados de processos industriais como o fosfogesso, subproduto da indústria de fosfato, escória de silicato de cálcio e outros (IAEA, 2003).

De acordo com a UNSCEAR (2000) para estimar a taxa de difusão do radônio em materiais de construção, a densidade do fluxo J_D de um dos lados do material deve ser conhecida. Para isso, a UNSCEAR utiliza a seguinte expressão:

$$J_D = C_{Ra} \lambda_{Rn} f \rho_s L \tanh(d / L) \quad (2.2.3)$$

Onde L é o comprimento de difusão, mencionado na Equação 2.2.2, e d é a metade da espessura do material considerado. Essa equação é similar a já relatada para o solo na seção anterior; a única diferença está na introdução do termo hiperbólico. Muitas vezes, o comprimento de difusão é maior do que a metade da espessura do material considerado, o que assegura a exalação do radônio da estrutura. Conseqüentemente,

nesse caso, a espessura é o fator dominante que afeta o fluxo de radônio (UNSCEAR, 2000).

Ainda segundo a UNSCEAR (2000), a taxa de entrada do radônio U ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$) proveniente dos materiais de construção, na residência referência é:

$$U = 3,610^3 S_B J_D / V \quad (2.2.4)$$

Onde S_B é a área superficial das paredes, J_D e a densidade do fluxo e V e o volume da casa.

Villalobos (1991) recomenda a aplicação de revestimentos, como tintas, que são os principais e os mais econômicos mecanismos de redução do transporte do radônio do material de construção.

Outra fonte de radônio é a água. A concentração de radônio na água varia consideravelmente, sendo maior em águas subterrâneas, intermediária em águas em contato com o solo e baixa em água superficial. De acordo com a UNSCEAR (2000), os valores de referência são: 100, 10 e $1,0 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente. Níveis elevados de radônio são encontrados em águas subterrâneas de áreas de embasamento granítico (IAEA, 2003).

Normalmente, o radônio dissolvido na água entra nas residências através da emanção quando água é usada. Conseqüentemente, um aumento da concentração ocorre especialmente nos banheiros onde o processo de liberação do radônio é favorecido pelo movimento e temperatura da água. Em média, concentrações de radônio na água de $10 \text{ k}\cdot\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ implica na contribuição de $1,0 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ de radônio no ar (UNSCEAR, 2000)

O gás natural não é considerado uma fonte significativa. A concentração média de radônio no gás natural de diversos circuitos de distribuição oscila entre 40 e $2000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Estima-se que as contribuições correspondentes para tais concentrações estão, aproximadamente, entre 0,1 e $0,3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ de radônio no ar.

Em residências e outras construções de um andar estima-se que 95% do radônio presente provém dos solos e das rochas – onde as concentrações desse gás são muito

altas – 5% provém dos materiais de construção e menos de 1% é liberado a partir da água consumida (Neves *et al*, 2004).

Contudo, o solo torna-se desprezível em apartamentos (andares elevados); neste caso, os materiais de construção e o abastecimento de água são as fontes dominantes. Neves *et al* (2004) afirmam que a tendência recente de melhorar o isolamento térmico das residências, principalmente em países do hemisfério norte, aumenta os níveis de radônio, já que reduz a ventilação que é uma medida preventiva para minimizar o acúmulo desse gás.

2.2.5. Progênie do radônio

De acordo com a Tabela 2.2, o radônio desintegra-se por emissão da partícula alfa, gerando uma seqüência de radionuclídeos conhecidos como progênie do radônio (isótopos do Pb, Bi e Po). Estes são sólidos, quimicamente ativos e possuem meias vidas relativamente curtas.

Segundo a IAEA (2003) a progênie do radônio tende a aderir às partículas de aerossóis dispersas no ar, formando a fração anexada de tamanho igual à distribuição dos aerossóis no ambiente (20 a 500 nm de diâmetro). A progênie do radônio não aderida às partículas de aerossóis presente no ar forma a fração desanexada cujo tamanho varia, aproximadamente, de 0.5 a 5 nm. A fração desanexada pode se depositar nas superfícies ou permanecer existindo como íons livres ou pequenos aglomerados moleculares. A IAEA (2003) ainda adverte que, no modelo dosimétrico do pulmão, a fração desanexada representa maior risco por unidade de material radioativo inalado que a fração anexada.

Eisenbud & Gessel (1997) afirmam que se o radônio coexistir com seus produtos de decaimento na mesma massa de ar por um tempo suficientemente longo, o equilíbrio radioativo é alcançado em, aproximadamente, 2 horas.

Quando o ar que contém o radônio e sua progênie em equilíbrio parcial ou total é inalado, o radônio por ser um gás inerte é exalado imediatamente. Em contrapartida, as frações anexadas e desanexadas depositam-se no pulmão, especialmente no trato respiratório superior, e irradiam o tecido pulmonar ao decair. Em cada respiração, a deposição prossegue até que o equilíbrio seja alcançado – quando a taxa de deposição

por unidade de tempo é igual à atividade eliminada do pulmão pela combinação de processos fisiológicos e do decaimento radioativo (Eisenbud & Gessel, 1997).

Ainda segundo Eisenbud & Gessel (1997), a energia total dissipada pelos produtos de decaimento do radônio no pulmão é 500 vezes maior que a dissipada pelo radônio. De acordo com o modelo desenvolvido por Harley (1984) *apud* Eisenbud & Gessel (1997), estima-se que adose média anual proveniente da progênie do radônio nas células basais do epitélio bronquial do pulmão, para população do Canadá e dos Estados Unidos, é de 24 mSv (com concentração de radônio de 30 Bq.m⁻³ e fator de equilíbrio de 0,5 utilizados no cálculo).

Quantidades e unidades especiais são usadas para caracterizar a concentração da progênie no radônio no ar. Como será descrito a seguir.

De acordo com a ICRP (1993), a energia alfa potencial ϵ_p de um átomo na cadeia de decaimento do radônio é a energia alfa total emitida durante o decaimento desse átomo para ²¹⁰Pb. A energia alfa por unidade de atividade (Bq) do radionuclídeo considerado é dado por: ϵ_p/λ_T , onde λ_T é a constante de decaimento. Na Tabela 2.5 constam os valores de ϵ_p e ϵ_p/λ_T para os descendentes do radônio. Para o radônio, a energia alfa potencial é igual a 19,18 MeV (5,49 MeV + 6,0 MeV + 7,69MeV), correspondendo a 1,3x10⁵MeV/L.

Tabela 2.5 – Energia alfa potencial para os descendentes do radônio

| Radionuclídeo | Tempo de meia-vida | Energia Alfa Potencial | | | |
|-------------------|--------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|------------------------|
| | | MeV/átomo | 10 ⁻¹² J/átomo | MeV/Bq | 10 ⁻¹² J/Bq |
| ²¹⁸ Po | 3,05 min | 13,69 | 2,19 | 3615 | 5,79 |
| ²¹⁴ Pb | 26,8 min | 7,69 | 1,23 | 17840 | 28,6 |
| ²¹⁴ Bi | 19,9 min | 7,69 | 1,23 | 13250 | 21,2 |
| ²¹⁴ Po | 164µs | 7,69 | 1,23 | 2 x 10 ⁻³ | 3x10 ⁻⁶ |
| Total | | | | 34710 | 55,6 |

1MeV = 1,6x10⁻¹³J

Fonte: ICRP (1993)

A exposição à energia alfa potencial dos trabalhadores é frequentemente expressa em uma unidade histórica denominada *Working level Month* (WLM ou somente WL). Um *Working Level* é definido como a concentração de energia alfa potencial associada com a progênie do radônio em equilíbrio com 3700Bq/l (100pCi/l). Esta concentração era, aproximadamente, $1,3 \times 10^5$ MeV/l, mas valores precisos dependem de estimativas da energia alfa por desintegração. Atualmente, um *Working Level* é definido como a concentração da energia alfa potencial de $1,3 \times 10^8$ MeV/m³ (ICRP,1993). Desde que a unidade foi introduzida para representar exposição ocupacional, 1 mês de trabalho corresponde a 170 horas, equivalente a uma ocupância de 2000 horas por ano. Para residências, a ocupância é 7000 horas por ano (Cigna 2005).

A Concentração da Energia Alfa Potencial (C_p), por sua vez, é definida como sendo a soma das energias alfa potencial emitidas por esses átomos por volume de ar. Sendo assim, a concentração de energia alfa potencial (Jm⁻³) para qualquer mistura da progênie do radônio pode ser calculada pela equação (ICRP,1993):

$$C_p = \sum C_i (\epsilon_{p,i} / \lambda_{T,i}) \quad (2.2.5)$$

Onde C_i é a concentração do produto de decaimento i .

A concentração da energia alfa potencial pode ser expressa em termos da Concentração Equivalente de Equilíbrio (EEC), que corresponde à concentração de radônio em equilíbrio radioativo com sua progênie de meia-vida curta, que liberaria a mesma energia alfa potencial por unidade de volume que a concentração de radônio e seus descendentes em desequilíbrio. A EEC (Bq.m⁻³) é dada pela seguinte equação (IAEA, 2003):

$$EEC = 0,104C(^{218}Po) + 0,514C(^{214}Pb) + 0,382C(^{214}Bi) \quad (2.2.6)$$

Onde C é a concentração do radionuclídeo entre parênteses.

A razão entre a EEC e a concentração de radônio (C_{Rn}) é chamada de fator de equilíbrio (F) (Planinié, 1999; Cigna, 2005; ICRP, 1993):

$$F = EEC / C_{Rn} \quad (2.2.7)$$

Este fator é igual a um se o radônio e seus filhos de meia vida curta estiverem em equilíbrio secular. Normalmente, para a maioria dos ambientes internos o fator varia entre 0,2 a 0,6 (Turner , 1995).

De acordo com a ICRP (1993), o fator de equilíbrio caracteriza o desequilíbrio entre o radônio e sua progênie em termos da energia alfa potencial. Este fator tem sido amplamente estudado em condições distintas para avaliar a dose que as pessoas estão expostas para uma dada concentração de radônio quando o equilíbrio com seus filhos não é atingido (Cigna, 2005).

Santos (2008) afirma que em locais fechados o fator de equilíbrio depende da taxa de ventilação e em locais externos da distância da fonte, velocidade dos ventos, entre outros fatores.

Contudo, a UNSCEAR (2000) propõe uma metodologia baseada em estudos epidemiológicos e dosimetria física para estimar dose efetiva média (H) devido ao radônio. Segundo o documento a dose efetiva média, em mSv, pode ser calculada pela seguinte equação:

$$H = C_{Rn} F T k \quad (2.2.8)$$

Onde T é o tempo de permanência em residências, $T = 7000$ h por ano, e k e o fator de conversão, $k = 9 \text{ nSv (Bq.h.m}^{-3}\text{)}^{-1}$. Ambos, valores estabelecidos pela UNSCEAR (2000).

2.2.6. Efeitos Biológicos

A EPA – *Environmental Protection Agency* (2006) adverte que os seres vivos estão expostos à radiação ionizante de diversas maneiras, quais sejam (*apud* Cuccia, 2006):

- inalação de poeiras, fumaça ou gases radioativos. A inalação é uma via de exposição de especial importância para radionuclídeos emissores α e β , devido à prolongada exposição do sistema respiratório;

- ingestão de material radioativo, também importante devido ao contato prolongado dos radionuclídeos com o sistema digestivo;
- irradiação, devido a radionuclídeos emissores γ . É a principal via de exposição para plantas e fungos, além da absorção.

Os isótopos do radônio, por serem gás, podem entrar em contato com o homem por meio da inalação. Segundo Neves *et al* (2004) um único átomo de radônio pode conduzir até 3 emissões alfa e 2 betas através da desintegração sucessiva dos seus descendentes.

A capacidade ionizante das partículas nucleares é proporcional à sua massa. A partícula alfa, dada a sua elevada massa, interage facilmente com a matéria. Sendo assim, um núcleo celular com 8 μ m de diâmetro ao ser atravessado por um fóton gama gera, aproximadamente, 70 ionizações, e por uma partícula alfa pode formar 23000 ionizações (Neves *et al*, 2004).

Segundo Turner (1995), no que tange a exposição do tecido pulmonar, quando uma partícula alfa é emitida no pulmão, a energia liberada será depositada em uma pequena espessura do tecido. A partícula alfa emitida pelo ^{214}Po , por exemplo, deposita 7,69 MeV de energia em 70 μ m, enquanto que a radiação beta do ^{214}Bi deposita 1MeV de energia em 4000 μ m. Assim, observa-se que a partícula alfa proveniente dos filhos do radônio gera uma dose para as células pulmonares maior do que a produzida pela radiação beta (e gama) emitida por tais filhos.

Em todos os organismos, a radiação ionizante pode romper as cadeias de DNA do núcleo celular. Um rompimento duplo é muitas vezes letal por ser de difícil reparo. DNA reparados incorretamente podem levar a mutações e carcinogênese (Cuccia, 2006). Além disso, a radiação ionizante pode induzir efeitos indiretos a nível celular como, por exemplo, a formação de radicais livres OH^- e H^+ por ionizações da água, principal constituinte celular. Os radicais livres são altamente reativos e também perturbam a estrutura do DNA (Neves *et al*, 2004).

A taxa de exposição também influencia nas transformações causadas a nível celular. Altas doses de radiação geram o desenvolvimento de efeitos determinísticos resultantes da perda de funções orgânicas como consequência da lesão ou morte celular. A exposição a baixos níveis de radiação não origina efeitos aparentes imediatos. Neste caso, estudos indicam que os danos provocados são do tipo estocástico e resultam em alterações no DNA, que aparecerão sob a forma de doenças cancerígenas ou da transmissão hereditária da malformação (Neves *et al*, 2004).

Segundo Colgan *et al* (2008), para finalidade de proteção radiológica, assume-se uma relação linear entre exposição à radiação e mutação celular para baixas doses. Esse modelo dose-resposta é conhecido como LNT (Linear-No-Threshold). Em termos práticos, tal hipótese assegura que a mínima dose de radiação tem potencial para causar danos biológicos, não existindo um limiar de segurança passível para ser adotado.

De acordo com Eisenbud & Gessel (1997), na Suécia, um estudo de caso demonstrou correlação positiva entre o radônio e o câncer de pulmão. Tal estudo baseou-se em 1360 casos de câncer de pulmão e envolveu medidas do radônio ao longo do período de 30 anos. A análise estatística dos resultados mostrou que o risco de desenvolvimento de câncer de pulmão aumenta com a exposição ao radônio. Esse aumento é ainda mais significativo para concentrações médias de radônio na faixa de 140 a 400 Bq.m⁻³. Além disso, o estudo também comprovou o efeito sinérgico do cigarro. Em contrapartida, os autores advertem que: diante de tantas pesquisas que concluem o contrário, esse estudo deve ser mantido com cautela até que estudos adicionais confirmem as conclusões obtidas.

Em geral, aceita-se que radônio seja a segunda causa de câncer de pulmão depois do cigarro. Além disso, a exposição ao radônio e o cigarro aumenta os riscos individuais. Segundo Colgan *et al* (2008), um estudo europeu recente demonstrou, em média, que o risco de contrair câncer de pulmão antes do 75 anos nas concentrações de 0, 100, 200 e 400 Bq.m⁻³ para não fumantes é de 0,41%, 0, 47%, 0,55% e 0,67%, respectivamente. Para fumantes, os valores correspondentes são: 10%, 12%, 13% e 16%. Concluindo, o risco para fumantes à exposição ao radônio é, aproximadamente, 25 vezes maior que para não fumantes.

Entidades internacionais de proteção radiológica apontam que a exposição ao radônio seja a causa de 6 a 15% dos casos de câncer de pulmão, com valor médio estimado de 10% (Neves *et al*, 2004).

Segundo a IAEA (2003) o radônio tem sido reconhecido como uma radiação de risco que causa excesso de câncer de pulmão entre os trabalhadores de minas, e existe a evidência que o radônio é também um risco á saúde em residências e outros ambientes internos. Atualmente, o radônio é classificado como um carcinógeno de classe I pela a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), como mostrado na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 – Várias formas e fontes de radiação que são carcinógenos humanos (Grupo I) e prováveis carcinógenos humanos (Grupo II).

| Agente/Substância | Câncer |
|--|-----------------------|
| Grupo I (IARC): Carcinógeno humano | |
| Raios-X e raios gama | vários |
| Radiação solar | pele |
| Radônio-222 e seus produtos de decaimento | pulmão |
| Rádio-224, -226, -228 e seus produtos de decaimento | osso |
| Tório-232 e seus produtos de decaimento | fígado/leucemia |
| Radioiodos (Incluindo o iodo-131) | tireóide |
| Plutônio-239 e seus produtos de decaimento (aerossóis) | pulmão, fígado e osso |
| Fósforo-32 | leucemia |
| Nêutrons | vários |
| Radionuclídeos emissores alfa | vários |
| Radionuclídeos emissores beta | vários |
| Grupo 2A (IARC): Prováveis carcinógenos humanos | |
| Radiação ultravioleta | Pele |

Fonte:WHO (2003)

2.3. Detectores

O estudo e a utilização da radiação requerem métodos para a sua detecção e medida. A instrumentação necessária consiste de um meio sensível à radiação (detector) e do equipamento eletrônico associado (fontes de alimentação, amplificadores, discriminadores e registradores).

Os detectores de radiação classificam-se em: detectores de cintilação e detectores de ionização. Os detectores de cintilação se baseiam na propriedade que possuem certos

meios (sólidos ou líquidos) de emitirem luz, quando excitados por radiação ionizante. Os detectores de ionização, por sua vez, utilizam as ionizações provocadas direta ou indiretamente pela radiação (CNEN/CTORP, 2003).

As partículas carregadas provocam ionizações no meio que atravessam, sendo o número de pares de íons formados proporcional à energia da partícula incidente. Entretanto, a detecção de partículas não carregadas, como o nêutron, e da radiação gama são, em geral, realizadas indiretamente por partículas carregadas, geradas pela interação destas com o material do meio detector. Assim, o nêutron pode, por exemplo, ser detectado pelas reações (n,p) e (n,α) e, o raio gama, pelo efeito fótoelétrico, compton ou de formação de pares, que geram a liberação de elétrons (CNEN/CTORP, 2003).

Os detectores de ionização são divididos em sólidos e gasosos. Dessa forma, o princípio de funcionamento e as características principais desses detectores são:

Detectores sólidos: Tais detectores são designados como detectores de estado sólido ou detectores semi-condutores e consistem de um diodo semi-condutor de Germânio ou Silício. O diodo é polarizado reversamente e resfriado à temperatura do nitrogênio líquido. Por isso, a corrente de fuga é extremamente baixa. O princípio de funcionamento é a produção de íons devido a passagem da radiação através do detector. Os íons são atraídos aos eletrodos resultando na passagem instantânea de uma corrente. A polarização reversa (alta tensão) é aplicada através de um resistor gerando um pulso elétrico que será subsequentemente ampliado e registrado. A produção de um par de íon no semi-condutor requer cerca de $3eV$. As principais vantagens desse detector são: a excelente resolução em energia (capacidade em distinguir entre energias vizinhas); extrema proporcionalidade (linearidade) entre a energia da radiação e o sinal de saída; e excelente estabilidade temporal.

Dentre os diversos tipos de detectores de estado sólido existentes, os detectores de germânio, de alto Z (32), são mais indicados para a detecção gama e podem ser fabricados com grandes volumes. Os de silício, de Z (14) são apropriados aos raios X e γ de baixa energia. A detecção de partículas alfa ou íons ocorre por meio de barreira de superfície que não requer compensação.

Detectors gasosos: Consistem de uma câmara contendo gás e dois eletrodos. Nestes detectores o mecanismo de detecção é a ionização do gás pela radiação, ou seja, a passagem da radiação no gás libera íons que são recolhidos pelos eletrodos, aos quais aplica uma alta tensão através de um resistor de alto valor. A coleção de cargas resulta na passagem de uma corrente proporcional à intensidade da radiação e energia desta. A formação de pares de íons no gás requer cerca de 35 eV. Tais detectores apresentam desempenho inferior quando comparado com os de estado sólido. Em contrapartida, podem ser utilizados em diversas finalidades como detecção de partículas α , de partículas β , de raios X e γ , de nêutrons, dentre outras. Usualmente, os detectores de estado gasoso operam em três regiões que os caracterizam: região de ionização (câmara de ionização), região proporcional (contador proporcional) e região Geiger-Müller (contador Geiger Müller).

Neste contexto insere-se as técnicas de medidas de radônio, as quais serão descritas a seguir.

2.3.1. Técnicas de Medidas de Radônio

De acordo com o relatório “*Consumer’s Guide to Radon Redution (2006)*” os equipamentos de medidas de radônio se enquadram em duas categorias: os ativos e os passivos.

Os instrumentos ativos são aqueles que requerem energia durante a operação. Normalmente, são utilizados para estudar a influência do tempo na concentração de radônio. Essa categoria inclui os monitores contínuos de radônio e os monitores contínuos “*Working Level*”, que operam utilizando os seguintes princípios de funcionamento: câmara de ionização, detector de estado sólido e célula de cintilação.

Os instrumentos passivos, por sua vez, não necessitam de energia para operação; são adequados para avaliar a concentração de radônio em medidas de longo e curto prazo, por exemplo, na determinação da concentração média de radônio no período de poucos dias a um ano. Detectores comuns em tal categoria são: os detectores de traço (Alpha-track Detectors), os detectores de carvão ativo e as câmaras de ionização de eletretos. A Tabela 2.7 sumariza os principais equipamentos de radônio e suas características.

Tabela 2.7 – Principais equipamentos de radônio e suas características

| Detectores | Passivo/Ativo | Incerteza Típica (%) | Período Típico Amostrado | Custo |
|---|----------------------|---------------------------------|-------------------------------------|--------------|
| Detectores nucleares de traços (Alpha-track Detectors) | Passivo | 10 - 25 | 1 - 12 meses | Baixo |
| Detectores de carvão ativo | Passivo | 10 - 30 | 2 - 7 dias | Baixo |
| Câmaras de ionização com eletretos | Passivo | 8 - 15 | 5 dias - 1 ano | Médio |
| Equipamentos Integradores | Ativo | 25 | 2 dias - anos | Médio |
| Monitores contínuos | Ativo | 10 | 1 hora - anos | Alto |

Fonte:WHO (2009)

Segundo o documento “*Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Device Protocols*” (1992) a escolha da estratégia do processo de medição depende da finalidade e do tipo de construção, na qual medida será executada. A Tabela 2.8 fornece um guia para selecionar o método de medida e o detector em vários cenários.

A identificação e a quantificação do radônio podem ser feitas por meio da contagem das partículas alfa por ele emitidas ou do decaimento dos seus filhos. Os tópicos seguintes abordarão uma descrição sucinta das diferentes técnicas de medidas de radônio existentes.

Tabela 2.8 – Método e equipamentos para medidas de radônio em residências.

| Método | Tipo de Medida | Equipamento |
|-----------------------------|---------------------------|--|
| Teste preliminar de radônio | Amostragem de curto prazo | Monitor contínuo, câmara de ionização de eletreto, detectores de carvão ativo |
| Avaliação da exposição | Integração no tempo | Detecores nucleares de traços, câmaras de ionização de eletretos, monitores contínuos, equipamentos integradores |
| Teste para remediação | Monitoração contínua | Monitor contínuo |

Fonte: WHO,2009

2.3.2. Detectores Nucleares de Traços (*Alpha-track Detectors*)

Os detectores de traços, denominados de *Solid State Nuclear Detector* - SSNTD, foram desenvolvidos para detectar partículas pesadas carregadas e subseqüentemente utilizados para medidas de radônio. A técnica consiste em um dispositivo de detecção, no qual partículas alfa ficam registradas em filmes plásticos ou de resinas na forma de traços ou furos latentes. Após as irradiações ou exposições, os filmes são retiradas dos dispositivos detectores e reveladas em solução química apropriada (por exemplo, NaOH) para ampliação dos traços, de modo a possibilitar a sua observação em microscópico óptico comum e sua contagem manual ou automática. O número de traços por unidade de área, após subtrair o *background*, é diretamente proporcional à “exposição”, isto é, a integração da concentração de radônio ou da progênie ao longo do tempo de exposição do detector. Um fator de conversão obtido em sistemas calibrados permite converter a densidade de traços em concentração de radônio (Cigna, 2005).

Tais detectores podem ser empregados em exposições de um mês a um ano e não são sensíveis à umidade, à temperatura e ao *background* beta e gama (WHO,2009).

Existem vários materiais empregados na detecção do radônio e sua progênie, todavia, os mais conhecidos são: o nitrato de celulose (LR 115, CN 85), o *Bisphenol A Polycarbonate* (Makrofol E) e o *Polyallyl Diglycol Carbonate* (PADC). O PADC, também conhecido como CR-39 (*Columbine Resin*), é considerado o material mais sensível por ser capaz de registrar partículas alfa de baixa energia (Cigna, 2009).

2.3.3. Detectores de Carvão Ativo

Estes detectores passivos são empregados para medir radônio de 1 a 7 dias. O princípio de detecção baseia-se em um recipiente contendo carvão ativo capaz de absorver o radônio presente na atmosfera. Logo após a amostragem, o detector é selado; recomenda-se um período de espera de três horas antes da análise laboratorial para que o radônio entre em equilíbrio com seus descendentes. As radiações emitidas pelos detectores de carvão ativo são analisados por espectrometria gama utilizando um detector de iodeto de sódio - NaI(Tl), em detectores de estado sólido tipo High Purity Germanium – HPGE ou em detectores de cintilação em meio líquido (LSC – Liquid

Scintillation Counter). A concentração mínima detectável de radônio é de 20 Bq.m^{-3} (WHO,2009).

Esses detectores são suficientemente sensíveis para realizar uma avaliação a curto prazo da concentração de radônio em um ambiente. Entretanto, o período de exposição desses dispositivos não pode ultrapassar uma semana devido ao tempo de meia vida curto do radionuclídeo analisado. Além disso, a resposta dos detectores a carvão ativo é fortemente dependente da temperatura e da umidade. Em particular, a umidade reduz a absorção do radônio pelo carvão (Cigna, 2005).

2.3.4. Câmaras de Ionização de Eletretos

Esse dispositivo é um monitor integrado passivo que consiste de um eletreto dentro de uma câmara feita de plástico conduzido eletricamente (câmara de ionização). O eletreto é um disco de teflon, o qual é eletricamente carregado por processos apropriados. Assim, ele serve como fonte de campo eletrostático e como um sensor (Kotrappa, 2007; Kotrappa, 1988; Cigna, 2005).

O gás radônio difunde para dentro da câmara através de um filtro de entrada. Quando os átomos de radônio e da sua progênie, formada dentro da câmara, se desintegram as partículas alfas emitidas ionizam o volume de ar. Devido ao campo elétrico estabelecido, os íons negativos são coletados pelo eletreto positivo, promovendo uma redução de sua carga superficial.

A carga eletrostática do eletreto é medida antes e depois de sua aplicação por meio de um eletrômetro portátil. Essa diferença entre as cargas em conjunto com a duração da medida e o fator de calibração fornecem a concentração média de radônio.

Existem dois tipos de eletretos: os de curto prazo (SST) e os de longo prazo (LLT). Os eletretos de curto prazo são normalmente usados em testes iniciais de 2 a 90 dias. Os eletretos de longo prazo são empregados por mais de 90 dias (WHO, 2009).

Segundo a WHO (2009) tais equipamentos tem sido usados em vários países e apresentaram excelente precisão e exatidão se todos os procedimentos, como correções do *background* gama e medidas controle, forem executados.

2.3.5. Monitores Contínuos

Segundo WHO (2009), os monitores contínuos operam segundo os seguintes princípios de operação: células de cintilação (tipo Lucas, por exemplo), câmaras de ionização e detectores de estado sólido. Os monitores contínuos coletam o ar para análise utilizando uma bomba ou permitindo a difusão do fluxo para dentro da câmara. Tais detectores apresentam algumas vantagens, como: obter as variações da concentração de radônio em reduzidos intervalos de tempo e determinar a concentração integrada ou média em períodos especificados; discriminar entre radônio e torônio (no caso dos detectores de estado sólido que realizam espectrometria alfa); e detectar concentrações baixas de radônio (concentração mínima detectável de $5,0 \text{ Bq.m}^{-3}$).

2.3.6. Equipamentos de medida dos produtos de decaimento do radônio

Para uma avaliação mais precisa da dose de radiação decorrente do radônio, o conhecimento do fator de equilíbrio é uma ferramenta importante. Sendo assim, medidas diretas da progênie do radônio em termos da concentração da energia alfa potencial e da concentração equivalente de equilíbrio serão necessárias para cálculo desse parâmetro. Todos os métodos disponíveis atualmente para essa finalidade baseiam-se na coleção da progênie do radônio em filtros e subsequente avaliação da atividade presente nesse filtro. Exemplos de técnicas de análise da progênie do radônio constituem contadores alfa, detectores integrados e equipamentos contínuos do tipo *Working Level* (espectrometria alfa – detectores de estado sólido).

2.4. Regulamentação e Radioproteção para o Radônio

Os seres humanos estão continuamente expostos à radiação ionizante. Para os Estados Unidos, por exemplo, Turner (1995) apresentou as doses efetivas médias anuais devido às várias fontes de radiação expressas em milisievert por ano (mSv.ano^{-1}), como pode ser visto na Tabela 2.9. Observa-se que o maior componente para a dose efetiva anual é a inalação de radônio e seus filhos de meia vida curta. O risco de câncer de pulmão devido a essa exposição tem gerado uma preocupação cada vez mais intensa em diversos órgãos de saúde oficiais, principalmente em países de clima frio, onde as condições para acumulação deste gás em ambientes interiores são críticas.

Este cenário justifica a crescente preocupação quanto a regulamentação e radioproteção do radônio em residências. A formulação de protocolos para direcionar os trabalhos de medida do radônio, além de ações para a mitigação e prevenção também revela a importância de investigar a questão do controle à exposição ao radônio. Nesta seção estão sintetizados alguns dos principais textos encontrados sobre este tema.

Tabela 2.9 – Dose efetiva média anual (mSv.ano⁻¹) por pessoa nos Estados Unidos para várias fontes de radiação.

| Fontes Naturais | | Fontes Antropogênicas | |
|--|------|---------------------------------|------|
| Radônio | 2,00 | Fontes de diagnóstico (raios X) | 0,39 |
| Exposição interna | 0,39 | Medicina Nuclear | 0,14 |
| Radiação terrestre | 0,28 | Produtos consumidos | 0,10 |
| Raios cósmicos | 0,27 | | |
| Radionuclídeos cosmogênicos (¹⁴ C, ³ H) | 0,01 | | |
| Total (m.Sv.a ⁻¹) | 3,00 | Total (m.Sv.a ⁻¹) | 0,6 |

Fonte: Turner (1995)

Em 1992, Venati *et al* destacaram a importância da inserção do gás radônio no contexto da qualidade do ar de ambientes internos e advertiu para a necessidade da implementação de normas e especificações que implicassem em mudanças nos hábitos privativos dos indivíduos e nas estruturas residenciais. Os autores realçam que a qualidade do ar é um assunto de saúde pública e, por isso, a adoção de guias técnicos por autoridades governamentais auxiliaria no controle da exposição da população.

Segundo Balonov (2008), no contexto internacional, os padrões de segurança e as recomendações quanto ao controle da exposição à radiação são sistematicamente realizados pela *International Commission on Radiological Protection* –ICRP, pela *World Health Organization*-WHO e pela *International Atomic Energy Agency* –IAEA em colaboração com outras organizações internacionais. Dentre estas, destaca-se a agência de proteção ambiental norte americana (*U.S. Environmental Protection Agency*–U.S.EPA) que oferece guias internacionais para orientar os programas de radônio - metodologia, níveis e mitigação. Entre esses documentos, são relevantes para este trabalho aqueles que regulamentam e direcionam o estudo do radônio em residências, conforme relação apresentada na Tabela 2.10.

Tabela 2.10 – Guias Técnicos oferecidos pela U.S.EPA para o controle do radônio.

| Título do Documento | Número do Documento na EPA |
|--|-----------------------------------|
| A Citizens Guide to Radon (U.S. EPA 2009) | EPA 402/K-09-001 |
| Consumer's Guide to Radon Reduction (U.S.2006) | EPA 402-K-06-094 |
| Home Buyer's and Seller's Guide to Radon (U.S.2009) | EPA 402/K-09/002 |
| A Citizens Guide to Radon (U.S. EPA 1992a) | EPA 402- K-92-001 |
| Consumer's Guide to Radon Reduction (U.S.1992b) | EPA 402- K-92-003 |
| Indoor Radon and Radon Decay Product Measurements Device protocols | EPA 402-R-92-004 |
| Home Buyer's and Seller's Guide to Radon (U.S.1993) | EPA 402-R-93-003 |
| Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Homes | EPA 402-R-92-003 |

Fonte: Adaptada U.S.EPA (1992)

No Brasil não há legislação oficial a respeito do radônio em ambientes interiores. Schmid (2008) ressalta que a pesquisa sobre o radônio ainda está no início no Brasil. Entretanto, a Fundação Estadual de Meio Ambiente – FEAM(MG) e a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB(SP), com a finalidade de atender situações de emergência, alegam que na ausência de experiências com determinados assuntos, especialistas e legislações de entidades internacionais – como a U.S.EPA, por exemplo - constituem a base de suas referências científicas. O presente trabalho segue estas recomendações envolvendo a utilização de referências internacionais para avaliar a concentração de radônio em residências.

Conforme a WHO (2009) a regulamentação do radônio em residências deve basear-se nos resultados adquiridos em programas nacionais. Para a elaboração deste é necessário a participação de diferentes profissionais e organizações nacionais, regionais e locais responsáveis pela proteção à radiação e por políticas públicas. Exemplos dessas organizações e profissionais são: institutos de pesquisas geológicas, laboratórios de medidas de radônio privados e públicos, engenheiros, cientistas da área de construção civil e da saúde e empresas e agências que enfoquem na regulamentação das estratégias adotadas. Ainda segundo a WHO (2009) as entidades governamentais devem cooperar promovendo ações coordenadas e designando agências e organizações para liderarem o programa.

Colgan *et al* (2008) ressalta os elementos principais que constituem um programa de radônio, são eles:

- Realização de pesquisas que focalizem a determinação da distribuição da concentração de radônio em residências;
- Identificação de áreas com concentração média de radônio elevada: frequentemente designadas de “áreas susceptíveis de radônio”;
- Adoção de um nível de referência para residências e locais de trabalho e incorporação deste na legislação nacional;
- Promoção e execução de medidas de controles com a finalidade de encontrar o limiar de radônio em novas residências;
- Identificação e remediação das residências com concentração de radônio acima do nível de referência;
- Treinamento de profissionais para execução de medidas de radônio e para escolha de mitigação apropriada; e
- Investimento em informação e sensibilização pública.

Nos tópicos seguintes serão abordadas as características de tais elementos, como proposto em Colgan *et al* (2008).

2.4.1. Programa de Medida de Radônio

Cada país deve avaliar o grau de exposição da sua população ao radônio. Segundo a WHO (2009), as medidas devem ser conduzidas com técnicas e equipamentos reconhecidos, pois os resultados obtidos representarão a exposição da população do país. Colgan *et al* (2008) afirmam que o foco da pesquisa deve ser residências. Entretanto, locais de trabalho e escolas têm recebido suscitada atenção devido ao número e a idade dos indivíduos potencialmente expostos.

Conforme a WHO (2009), para o programa de medida de radônio em residências duas considerações são principais a saber:

- Estimar a distribuição da concentração de radônio e a exposição média da população. Para isso, selecionam-se residências aleatoriamente.

- Identificar áreas com concentração elevada de radônio. Neste caso, a distribuição geográfica é uma ferramenta útil no desenvolvimento de mapas de risco e na identificação de áreas susceptível de radônio.

Para uma distribuição espacial uniforme dos resultados ao longo da área de estudo, a seleção dos locais amostrados utiliza técnicas de geoprocessamento. No documento da WHO (2009) a densidade demográfica constitui um exemplo importante de parâmetro a ser considerado na elaboração de mapas: áreas com baixa densidade demográfica apresentam pouco ou nenhum resultado dependendo do tamanho e da concentração populacional da área a ser estudada.

A análise estatística, fundamental na pesquisa, deve mostrar uma variabilidade nos resultados obtidos. Essa é uma característica devida às variações sazonais e as fontes de radônio (Colgan *et al*, 2008, WHO, 2009): “níveis elevados de radônio relacionam-se imediatamente com o solo. Em alguns casos, os materiais de construção e o fornecimento de água contribuem significativamente” e “as medidas devem ser executadas preferencialmente durante 365 dias para minimizar incertezas quanto a variações sazonais”.

Contudo, segundo a ICRP (1993) a distribuição da concentração de radônio é aproximadamente lognormal com tendência para alguns valores altos acima dessa distribuição. Alguns parâmetros são usados para qualificar tal distribuição: a média geométrica (MG) e o desvio padrão (D) descrevem a distribuição. A média aritmética (MA) está associada a probabilidade de detrimento á saúde. A ICRP (1993) cita o documento da *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR, 1988) e demonstra os valores recomendados por este comitê para os parâmetros: MA = 40 Bq.m⁻³, MG = 25 Bq.m⁻³ e D = 2,5 Bq.m⁻³. O fator de equilíbrio igual a 0.4 também é adotado.

2.4.2. Áreas Susceptíveis de Radônio

A expressão “áreas susceptíveis de radônio” é geralmente usada para classificar áreas que apresentam alta concentração média de radônio. Em tais áreas, existe uma probabilidade maior de encontrar residências individuais com níveis de radônio superior

aos níveis de referência estabelecidos. Entretanto, níveis altos também podem ser encontrados fora das áreas classificadas como susceptíveis (ICRP, 1993).

Conforme a WHO (2009) essas áreas podem ser identificadas diretamente por meio de medidas da concentração de radônio no ar de residências ou, indiretamente utilizando as medidas de radônio nos gases dos solos. Nos Estados Unidos os mapas são elaborados por uma combinação das medidas no interior de residências, das características geológicas, da radioatividade ambiental e da permeabilidade dos solos. Na Alemanha, o mapa é baseado em medidas de solo e na Áustria em médias obtidas de medidas no ar de residências.

A designação de áreas susceptíveis de radônio é complexa e exige a avaliação de alguns fatores, tais como: a concentração de radônio média em residências, o nível de referência adotado, a ação mitigadora requerida para área e a condição sócio-econômica da população. Além disso, a ICRP (1993) recomenda que a correlação das áreas susceptíveis com as suas características geológicas, com a quantificação de radônio no solo e com a permeabilidade do terreno sejam usadas para ajustar e explicar a identificação dessas áreas. Em muitas regiões, a correlação com o critério geológico aplica-se diretamente, entretanto em outras não.

Segundo Colgan *et al* (2008) existem várias definições para áreas susceptíveis de radônio. No Reino Unido, por exemplo, um por cento ou mais das residências devem conter concentração de radônio acima do limite de referência de 200 Bq.m^{-3} ; na Irlanda a definição é de que dez por cento ou mais das residências estejam acima no nível de referência de 200 Bq.m^{-3} . Os autores afirmam que as diferentes avaliações refletem as distintas distribuições de radônio entre os dois países.

Portanto, uma vez identificadas, entidades governamentais devem direcionar recursos para tais áreas. A WHO (2009) ressalta a importância da realização de uma conscientização pública por profissionais envolvidos no projeto, já que isto encorajará a população destas áreas a realizarem medidas periódicas em suas residências.

2.4.3. Níveis de referência

Um importante elemento das políticas de regulamentação do radônio em residências é o estabelecimento de níveis de referência. Estes representam a máxima concentração média aceitável no interior de residências, ou seja, uma escala de risco para julgar a necessidade de redução da exposição. A escolha dos níveis de referência apropriados para residências em locais de trabalho passa por um processo de otimização, prevalecendo circunstâncias sociais e econômicas, e envolve a consideração de três fatores, quais são (Colgan *et al*, 2008):

- Avaliação quantitativa dos dados coletados em residências, que incluem: a média e a faixa de variação da concentração de radônio;
- O risco de desenvolvimento de câncer de pulmão associado ao nível escolhido. Atualmente, o cigarro é a causa principal de câncer de pulmão e, por isso, os hábitos dos fumantes também são considerados;
- Como o risco inerente ao nível de referência se compara com outros riscos ocupacionais e gerais na sociedade. A exposição ao radônio deve representar um risco diário em ambientes internos.

O conceito de nível de referência difere do conceito de nível de ação, o qual era correntemente usado em muitos países antes das recomendações recentes da ICRP (2008) *apud* WHO (2009). Ainda segundo a WHO (2009), medidas remediadoras eram sugeridas somente para residências nas quais o nível de ação fosse excedido. Isso possibilitava a seguinte interpretação: as residências com concentrações de radônio abaixo desse limite eram seguras. Entretanto, estudos epidemiológicos demonstram que o risco de câncer de pulmão aumenta linearmente com a exposição prolongada. O aumento já é significativo mesmo para concentrações abaixo de 200 Bq.m^{-3} .

Segundo Colgan *et al* (2008), na Espanha, mortes decorrentes de acidentes em rodovias e em residências apresentam risco equivalente à exposição a 200 Bq.m^{-3} de radônio. Na Tabela 2.11 constam os riscos diários de morte para diversas causas. Nos Estados Unidos, estima-se que 12% de 164000 mortes por câncer de pulmão a cada ano é atribuído ao radônio – correspondendo a aproximadamente 15000 a 22000 mortes de

acordo com U.S.EPA (2003) - Avaliação da Concentração dos riscos provenientes do radônio em residências.

Tabela 2.11 – Riscos de morte para diversas causas na Espanha

| Causas de morte | Riscos |
|---|---------------|
| Câncer | 1 em 80 |
| Bebidas alcólicas | 1 em 40 |
| Acidentes - residências | 1 em 60 |
| Acidentes - trânsito | 1 em 80 |
| Homicídio | 1 em 1200 |
| Acidentes nucleares | 1 em 75000000 |
| Exposição a 200 Bq.m ⁻³ de radônio | 1 em 50 |
| Exposição a 1 Bq.m ⁻³ de radônio | 1 em 10000 |

Fonte: Colgan *et al* (2008)

Segundo a ICRP (1993), cada país de acordo com suas características específicas (por exemplo, geológicas e climáticas), pontencialidades e com a opinião pública, adota um nível de ação e de intervenção em residências para o radônio. A ICRP recomenda para residências limites entre 200 a 600 Bq.m⁻³. Em locais de trabalho, todavia, o limite estabelecido pela ICRP situa-se entre 500 a 1500 Bq.m⁻³ haja vista que o tempo de permanência nesses ambientes é muito menor (Colgan *et al*, 2008). A U.S.EPA (2009) adverte que práticas de intervenção devem ser executadas em residências com concentrações de radônio igual ou superior a 148 Bq.m⁻³.

Em relatório recente da WHO (2009) é apresentado que 36 países pesquisados têm níveis de referência entre 200 a 400 Bq.m⁻³. Alguns países adotam níveis diferentes para residências já construídas e para futuras construções, todavia, a maioria aplica um único valor. A organização recomenda que os níveis de referência devem ser tão baixos quanto razoavelmente possível. Dados científicos vem sendo utilizados para justificar a adoção de um nível de referência de 100 Bq.m⁻³ na perspectiva de saúde pública, pois esta medida reduz os riscos á população associado ao radônio. Em contrapartida, se a implementação for inviabilizada, a escolha não deve exceder 300 Bq.m⁻³, que representa 10 mSv por ano de acordo com cálculos recentes da ICRP *apud* WHO (2009).

Contudo, os níveis adotados vão de 148 Bq.m^{-3} para os Estados Unidos (mais restritivo) e 800 Bq.m^{-3} para o Canadá (mais permissivo). Em alguns países se aplicam um nível de referência consultivo e um adicional. Esse segundo é maior, mas se excedido ações interventivas são obrigatórias. Este é o caso da Suécia que apresenta um nível de referência de 200 Bq.m^{-3} , mas concentrações acima de 400 Bq.m^{-3} devem se reduzidas para 200 Bq.m^{-3} e, da Suíça, a qual tem política similar: concentrações acima de 1000 Bq.m^{-3} devem ser reduzidas para o nível de referência de 400 Bq.m^{-3} (WHO, 2009).

2.4.4. Medidas Controle em Residências

Dentro do contexto de proteção radiológica, a preocupação global quanto a questão da exposição ao radônio evoluiu consideravelmente nas últimas décadas. Segundo Colgan *et al* (2008), uma campanha de mitigação deve alcançar dois objetivos: reduzir e limitar doses altas (risco individual) e reduzir doses médias (risco coletivo). Os autores advertem que o primeiro objetivo relaciona-se com a adoção de medidas remediadoras em residências com concentrações de radônio acima dos níveis de referência, com foco particular em áreas propensas. O segundo objetivo, também de extrema importância, basea-se na constatação de que as concentrações de radônio seguem uma distribuição lognormal, e conseqüentemente a maior parte da dose coletiva provém de exposições à baixas concentrações (Tabela 2.12). Com isso, a única maneira de reduzir a concentração média de radônio é introduzindo práticas preventivas em novas construções, pois essas atuam limitando o ingresso do radônio. Tais mudanças, com o tempo, reduzem a dose média devido ao radônio e diminuem o impacto à saúde decorrente desse gás.

Os métodos de remediação devem ser efetivos, confiáveis, fáceis de instalar e apresentar uma boa relação de custo-benefício. Além disso, inspeções são componentes integrantes de qualquer programa de radônio. No item 2.6, os métodos de redução de radônio serão discutidos.

Tabela 2.12 – Distribuição de dose coletiva na Irlanda devido ao Radônio em residências, em locais de trabalho e em escolas.

| Concentração de radônio | Porcentagem de dose coletiva em | | |
|----------------------------------|---------------------------------|--------------------|---------|
| | Residências | Locais de trabalho | Escolas |
| Menor que 200 Bq.m ⁻³ | 61,7% | 55,4% | 64,3% |
| 200 - 400 Bq.m ⁻³ | 18,7% | 16,8% | 17,5% |
| 400 - 1000 Bq.m ⁻³ | 16,8% | 17,3% | 11,7% |
| Acima de 1000 Bq.m ⁻³ | 2,8% | 10,5% | 6,5% |
| Dose Coletiva (homem.Sv) | 9400 | 753 | 15 |

Fonte: Colgan *et al* (2008)

2.4.5. Identificação e remediação de residências

Conforme anteriormente exposto, em áreas susceptíveis de radônio identifica-se frequentemente residências e locais de trabalho com concentrações de radônio acima do nível de referência. A WHO (2009) cita duas formas básicas comumente utilizadas para tal identificação. São elas:

- Campanhas de medidas de radônio por autoridades locais, regionais e nacionais a fim de que o maior número de residências sejam analisadas;
- Programas de conscientização pública para que os proprietários apresentem iniciativa para medir radônio em suas residências. Alguns países já oferecem suporte financeiro parcial ou total para a execução dos testes.

Ainda segundo a WHO (2009) a concentração de radônio em residências depende de alguns fatores como a arquitetura da residência, a permeabilidade do solo, o embasamento geológico da região, dentre outros. Dessa forma verifica-se que a concentração de radônio pode variar significativamente entre residências vizinhas. Por isso, medidas e recomendações são realizadas individualmente. Os testes sempre devem ser seguidos por uma avaliação, a qual inclui ações para a redução do risco associado ao radônio. Para residências com concentrações acima do limite de referência medidas remediadoras devem ser recomendadas.

Países como a Noruega, a Suíça, os Estados Unidos e o Reino Unido exigem medidas de radônio no caso de transações imobiliárias (Colgan *et al*, 2008). Segundo a WHO (2009) essa iniciativa aumenta o número de residências avaliadas com relação ao

radônio e também assegura identificação e remediação para aquelas onde o nível de referência é excedido. Essa metodologia funciona bem em países onde uma grande porcentagem da população possui residência própria. Nessas circunstâncias, protocolos para medidas de curto e longo prazo são recomendados.

2.4.6. Treinamento profissional

Ao se estabelecer um programa de radônio, o treinamento profissional é um componente importante. A WHO (2009) adverte que o proprietário da residência necessita obter informações e orientações claras do profissional, por exemplo, sobre a instalação do sistema mitigador. Isso assegura que sejam recomendadas e aplicadas as medidas certas. Colgan *et al* (2008) propõem que os responsáveis pelas medições devem estabelecer documentos que garantam qualidade e promovam credibilidade no trabalho.

Contudo, a efetividade de um programa de radônio é atingida por meio da formação de um banco de dados, neste serão armazenadas informações relevantes para o acompanhamento, aprimoramento e justificativa do programa: níveis de radônio antes e depois de ações mitigadoras, características das residências, tipo e custo da instalação do sistema remediador, custo da manutenção anual e outros benefícios e desvantagens para as residências (exemplo, redução da umidade).

2.4.7. Informação e sensibilização pública

Grande parte dos países além de adotarem níveis de referência para radônio em residências também oferecem informações específicas como: as rotas de entrada desse gás em residência, os riscos à saúde (incluindo a relação com o cigarro), os protocolos de medidas e as opções remediadoras. Cursos de treinamento profissional são realizados em muitos países. Na Espanha, Suécia e Reino Unido são disponibilizados vídeos sobre técnicas remediadoras. Nos Estados Unidos a EPA opera uma rede descentralizada para informação pública. Esta consiste de uma organização que entrega mensagens sobre o radônio e suas implicações. O público alvo são médicos, oficiais da saúde, servidores públicos, engenheiros, arquitetos, dentre outros. Esses, por sua vez, transferem a mensagem aos seus clientes e assim por diante (Colgan *et al*, 2008).

Inicialmente, a U.S.EPA focava o fornecimento de informações ao público em geral, entretanto, pesquisas recentes concluíram que estratégias indiretas são mais eficazes. Essa decisão visa conscientizar grupos de interesse para que altas concentrações sejam reduzidas (maior risco individual), novas construções sejam preparadas e testes de radiação e mitigação estejam em conexão com transações imobiliárias. Além disso, o objetivo é que o público receba informações provenientes de várias fontes que irão repetir e reforçar a necessidade de ação individual. Muitos países, assim como os Estados Unidos, têm investido em mensagens, as quais encorajam ações individuais. Um recurso interessante é o uso de mídia local: jornal e rádio (Colgan *et al*, 2008).

2.5. Protocolos para medidas de radônio

Conforme o relatório da WHO (2009), protocolos para medidas de radônio constituem um elemento importante para assegurar consistência entre testes executados. Protocolos são guias com orientações padronizadas de acordo com cada finalidade e localização das medidas. Estes devem conter algumas especificações, as quais envolvem:

- O tipo de detector utilizado;
- O procedimento de medida aplicado;
- O período mínimo recomendado para a medida;
- Padrões de qualidade estabelecidos por medidas laboratoriais;
- A comunicação dos resultados para os proprietários das residências ou para o responsável pela construção;
- A conscientização pública, em particular para os moradores ou responsáveis pelas construções, as quais excederam os limites de referência.

Assim, existem protocolos de medidas de radônio para diversas situações. Cada protocolo reflete as características específicas da situação analisada. Tais documentos devem conter considerações a respeito da variabilidade da medida a fim de determinar as incertezas vinculadas às variações temporais, espaciais e do instrumento. Sabe-se que as incertezas, os níveis de referência e a seleção do protocolo que será utilizado afetam a confiabilidade da escolha da maneira de atuar em uma dada região. Ainda segundo a WHO (2009), cita-se: “A Finlândia e a Suécia recomendam medir radônio de outubro a abril (verão), pois nesse período altas concentrações são esperadas. Na Irlanda e no

Reino Unido, as medidas de radônio são executadas em qualquer estação do ano e aplica-se fatores de correção sazonal. Na Itália, prevalecem as medidas de longo prazo ao longo de um ano para evitar incertezas relacionadas às variações sazonais. Nos Estados Unidos, a maioria das medidas é de curto prazo e estão ligadas a transações imobiliárias.”

Os tópicos a seguir apresentarão características de alguns protocolos. Na discussão, medidas de curto prazo são aquelas conduzidas por um período de 2 a 90 dias e, medidas de longo prazo por períodos de 90 dias ou mais. Muitas vezes, medidas de longo prazo são preferíveis em relação às de curto prazo, pois, em caso de repetição, estas podem variar por um fator de dois ou mais devido a alterações temporais.

O principal foco destes protocolos é a medida de radônio em residências. Uma medida de radônio em residência deve produzir uma estimativa confiável da exposição individual dos moradores. A concentração de radônio relacionada a tal exposição é medida em um cômodo da residência onde altos níveis de radônio são esperados. Esse valor, na maioria das vezes, representa a concentração de radônio de todo ambiente residencial (WHO, 2009).

Ainda segundo a WHO (2009) protocolos de medidas minimizam as falhas técnicas dos detectores decorrentes de aquecimento, umidade, temperatura, luz forte, raios gamas e torônio. De encontro a esse e outros fatores antes mencionados, a USEPA publicou protocolos para medidas de radônio em residências e para outras finalidades a fim de determinar a necessidade de medidas remediadoras.

2.5.1. Local de medição

No relatório “*A Citizen’s Guide to Radon*”, elaborado pela EPA (2009), consta que medidas de curto e longo prazo devem ser executadas em um cômodo da residência localizado no piso rente ao solo que seja frequentemente ocupado. Isso porque o solo, como já mencionado, é a principal fonte de radônio de ambientes internos. Segundo a WHO (2009) a definição do termo “frequentemente ocupado” difere de país para país. Esta condição é função da cultura de cada país que influencia o tempo de permanência na residências (WHO, 2009).

Ainda de acordo com o relatório *A Citizen's Guide to Radon* (EPA, 1992; EPA 2009) os seguintes critérios são recomendados para a localização dos detectores nas residências:

- Priorizar a investigação em quartos de dormir e salas de estar. Normalmente, quartos de dormir constituem escolhas mais adequadas, haja vista que as pessoas permanecem mais tempo nesses locais do que em qualquer outro cômodo da residência. Se existir crianças na residência, as medidas são realizadas onde elas permanecem por mais tempo;
- Em geral, medidas não devem ser executadas em cozinhas, lavanderias e banheiros. As cozinhas, quando utilizam um sistema de exaustão, promovem mudanças no processo de dispersão das partículas suspensas no ar afetando a estabilidade das medidas *Working Level*. Os banheiros, por sua vez, apresentam diversas razões para não sediarem uma medida, entre elas, a alta umidade que afeta a sensibilidade de alguns detectores e o curto tempo de permanência das pessoas nesse local. Ressalta-se que o radônio proveniente das águas contribui para a concentração deste gás no ar. Entretanto, medidas no ar são realizadas antes de medidas diagnósticas para determinar o radônio em água. Além disso, medidas feitas em banheiros não podem ser utilizadas para decidir a necessidade de mitigação;
- O detector deve ser posicionado de modo que ele não seja perturbado durante o período do teste;
- A medida não deve ser feita próxima a correntes de ar causadas por sistemas de aquecimento, resfriamento e ventilação, por portas, por janelas ou por ventiladores. Além disso, o posicionamento próximo ao calor de eletrodomésticos, de lareiras ou da luz do sol e à umidade deve ser evitado;
- A instalação do detector deve seguir um padrão: estar no mínimo noventa centímetros de portas e janelas e outras aberturas potenciais, trinta centímetros da parede, cinquenta centímetros do piso e dez centímetros de qualquer objeto. Para aqueles detectores instalados suspensos, uma altura ideal, é dois metros e meio do pavimento. Medidas realizadas em *closets* e armários, em geral não são consideradas representativas.

Muitos países medem a concentração de radônio como parte de transações imobiliárias a fim de avaliar o risco associado com a propriedade. Em países como os Estados Unidos, esse é um procedimento comum. O documento *Home Buyer's and Seller's Guide to Radon* (EPA, 1993; EPA, 2009) é um protocolo designado também para medidas de radônio em residência, com a particularidade de atender especificadamente relações de compra e venda. Esse guia, além das recomendações anteriores, destaca a possibilidade da medida ser realizada em um cômodo rente ao solo não ocupado frequentemente, haja vista que isso fornece ao comprador a opção de tornar tal ambiente constantemente frequentado, com o conhecimento da concentração de radônio.

2.5.2. Medidas iniciais

O guia *A Citizen's Guide to Radon* (EPA, 1992; EPA, 2009) recomenda que a necessidade de mitigação de uma residência seja avaliada baseada em medidas iniciais de curto prazo sob condição fechada. Estas são simples, produzem resultados rápidos e permitem fazer decisões sobre o sistema remediador.

A condição fechada é uma característica fundamental do teste de curto prazo. A relevância da aplicabilidade dessa característica decorre da necessidade de estabilização da concentração de radônio e de seus produtos de decaimento no ambiente e da mais alta probabilidade de reprodução da medida. Essa condição é atingida quando todas as portas e janelas existentes encontram-se fechadas, exceto quando a entrada e a saída tornam-se indispensáveis. Em contrapartida, tal ação não deve exceder alguns minutos.

A condição fechada ocorre naturalmente em países do hemisfério norte onde as temperaturas médias diárias são extremamente baixas, o que obriga o fechamento de portas e janelas em condições normais de moradia. Isso ocorre principalmente no período compreendido entre o fim do outono e o início da primavera, dependendo da posição geográfica (latitude). Entretanto, nos países do hemisfério sul, não se observam períodos longos de inverno devido ao clima semitropical predominante. Com isso, torna-se relevante a conciliação das medições aos períodos sazonais favoráveis a existência de condições fechadas de moradia. Nestas circunstâncias deve-se verificar e manter um controle rigoroso do fechamento do ambiente analisado (EPA, 1992).

Além disso, é importante atentar a outros parâmetros que poderão influenciar na medida e precisam ser controlados:

- Não operar sistemas de troca de ar interno-externo – ou outros que promovam alguma ventilação e circulação em toda a residência;
- Manter o ambiente avaliado fechado por no mínimo 12 horas antes do teste (este valor varia de acordo a duração da medida).

Em residências, nas quais sistemas permanentes de mitigação de radônio estão instalados, o responsável pela medida deve ter o cuidado de deixá-los funcionando normalmente durante o período estabelecido para o teste e informar para o cliente que todo sistema de circulação de ar altera a concentração dos descendentes do radônio sem modificar a concentração do pai radônio (EPA, 1992; EPA, 2009)

O relatório também adverte que medidas de curto prazo não devem ser conduzidas durante tempestades e instabilidades atmosféricas. Tais fenômenos naturais afetam os resultados das medidas, já que propiciam uma diferença de pressão entre o ambiente externo e interno o que conseqüentemente muda a taxa de influxo de radônio.

No caso de transações imobiliárias, o guia *Home Buyer's and Seller's Guide to Radon* (EPA, 1993; EPA, 2009), afirma que análises quantitativas comprovaram que tanto testes de curto ou longo prazo podem ser utilizados para avaliar a necessidade de instalação de um sistema mitigador para a residência e qual é o mais eficaz. Esse guia oferece três opções de testes iniciais de curto prazo, a saber:

Teste seqüencial. Consiste na realização de duas medidas seqüenciais sob condições parecidas (se possível idênticas), na mesma localização e utilizando equipamentos e durações similares. O método de medição deve ser reconhecido pela EPA e produzir resultados na mesma unidade ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ou WL). Além disso, o documento aconselha que os resultados de ambos os teste sejam relatados ao cliente no mesmo momento afim de desencorajar adulterações caso o resultado do primeiro teste seja maior do que $148 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (4 pCi/L) ou 0,2 WL. A média de tais resultados é utilizada para determinar a necessidade de mitigação. Entretanto, existe a possibilidade de variações entre os resultados (BIAS) decorrentes de flutuações na temperatura, da utilização de métodos

de medição distintos (ex. eletretos e monitores contínuos), de prováveis problemas de funcionamento do sistema empregado, dentre outros fatores;

Teste simultâneo. Define-se como sendo a aplicação simultânea de dois métodos, lado a lado, feitos com a mesma duração e produzindo resultados na mesma unidade (Bq.m^{-3} ou WL). A EPA alerta que os equipamentos devem ser posicionados 10 centímetros um do outro e que através da média dos resultados avalia-se a necessidade de mitigação. As medidas de radônio, como qualquer outra, não produzem resultados idênticos, mesmo em testes simultâneos. Conforme mencionado acima, variações entre os resultados ocorrem e, por isso, a EPA oferece um guia para a interpretação dos resultados para esse caso, que será abordado a seguir; e

Teste singular. Esta opção requer o uso de um monitor contínuo capaz de integrar e gravar resultados em função do tempo. Isso permite estudar o comportamento diário e sazonal do radônio detectando variações usuais na sua concentração e da sua progênie. Cada medida deve durar no mínimo 48 horas. A confiabilidade do teste é aumentada por meio do uso de equipamentos diagnósticos que validam os dados adquiridos e verificam o procedimento antes e depois de cada experimento.

2.5.3. Interpretação dos resultados

Segundo o documento *A Citizen's Guide to Radon* (EPA, 1992; EPA, 2009) se o resultado da medida inicial de curto prazo for menor do que 148 Bq.m^{-3} (4pCi/L), a repetição da medida torna-se desnecessária. Existe, entretanto, a probabilidade de políticas estratégicas de mitigação serem ações justificadas quando a média dos resultados estiverem entre 72 e 148 Bq.m^{-3} (2 e 4pCi/L). Isso pode ocorrer visto que a EPA reconhece a possibilidade da existência de algum risco à saúde (longo prazo) quando da exposição a baixos níveis de radônio. Entretanto, desde que a concentração de radônio é uma variável ao longo do tempo, o proprietário da residência deve avaliá-la novamente no futuro, especialmente se pisos inferiores passarem a ser regularmente ocupados.

A agência também adverte nesse relatório que o radônio residencial não deve superar o ambiental, os quais são estimados na faixa de $48,1$ e $14,8 \text{ Bq.m}^{-3}$ ($1,3$ e $0,4 \text{ pCi/L}$),

respectivamente. Relacionada a este aspecto, cita-se a preocupação das instituições de proteção radiológicas no desenvolvimento de tecnologias a fim de reduzir a concentração de radônio residencial a nível ambiental, ainda não alcançada. Níveis de radônio em residências, hoje em dia, podem ser reduzidos para 70 Bq.m^{-3} (2 pCi/L) ou menos com estratégias eficazes.

Dois tipos de providências devem ser conduzidas se os níveis de radônio obtidos estiverem em uma faixa de valores classificados como alto - igual ou acima de 148 Bq.m^{-3} (4pCi/L). A escolha depende, em parte, do resultado do teste inicial. Para valores maiores que 370 Bq.m^{-3} (10pCi/L), a EPA recomenda a execução de um segundo teste de curto prazo sob condição fechada. Para valores entre 148 Bq.m^{-3} (4pCi/L) e 370 Bq.m^{-3} (10pCi/L), recomenda-se a realização de um teste que utilize um método de longo prazo ou de curto prazo. Testes de longo prazo promovem uma estimativa anual dos níveis médios de radônio e justificam mais confiavelmente a necessidade de mitigação. Por outro lado, testes de curto prazo oferecem rapidez na obtenção dos resultados, esses também são comumente utilizados em decisões remediadoras. As recomendações inferidas estão sumarizadas na Figura 2.5.

O relatório da EPA (1993), *Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Homes*, afirma que os níveis de radônio em residências variam ao longo do tempo em resposta, principalmente, a flutuações de temperatura e de umidade (alterações sazonais). Por isso, muitas vezes, testes simultâneos aplicados em transações imobiliárias, conforme já mencionado, não produzem exatamente os mesmos resultados. O documento *Home Buyer's and Seller's Guide to Radon* (EPA, 1993; EPA, 2009), sugere três categorias para a interpretação dos resultados obtidos em tais testes, as quais são:

- Se ambos os resultados forem maior ou igual a 148 Bq.m^{-3} (4 pCi/L) ou 0,2 WL. Neste caso, a média dos dois resultados é maior ou igual a 148 Bq.m^{-3} (4 pCi/L) ou 0,2 WL e então medidas remediadoras são recomendadas;
- Se ambos os resultados forem menor que 148 Bq.m^{-3} (4 pCi/L) ou 0,2 WL. Nesta situação, a média dos dois valores é menor do que 4 pCi/L ou 0,2 WL, e então a EPA aconselha, somente, que os resultados sejam relatados para o cliente;

- Se uma medida apresentar resultado maior do que 148 Bq.m^{-3} (4 pCi/L) ou $0,2 \text{ WL}$ e a outra menor. Trata-se de uma situação especial, na qual a média dos valores é um resultado crítico para a decisão. A diferença entre os resultados deve ser pequena suficiente para assegurar confiança ao cliente. Com base nisso, se a diferença entre os valores for menor que dois (Bq.m^{-3}), recomenda-se somente o relato dos resultados e da média para o cliente. A reavaliação somente será conduzida se a diferença for por um fator de dois ou mais.

A realização da segunda medida, sugerida acima, é uma alternativa que fornece informações adicionais para confirmar se os níveis de radônio são suficientes altos para justificar ações remediadoras. Esta deve ser no mesmo local da primeira e utilizar equipamentos de curto prazo ou de longo prazo. Para a reavaliação de um determinado ambiente existem duas razões principais: a primeira e mais importante, é fornecer, em conjunto, com o primeiro teste um valor mais representativo da média da concentração de radônio e a segunda é, antes da mitigação, certificar e checar que não houve erro técnico e laboratorial na execução das medidas.

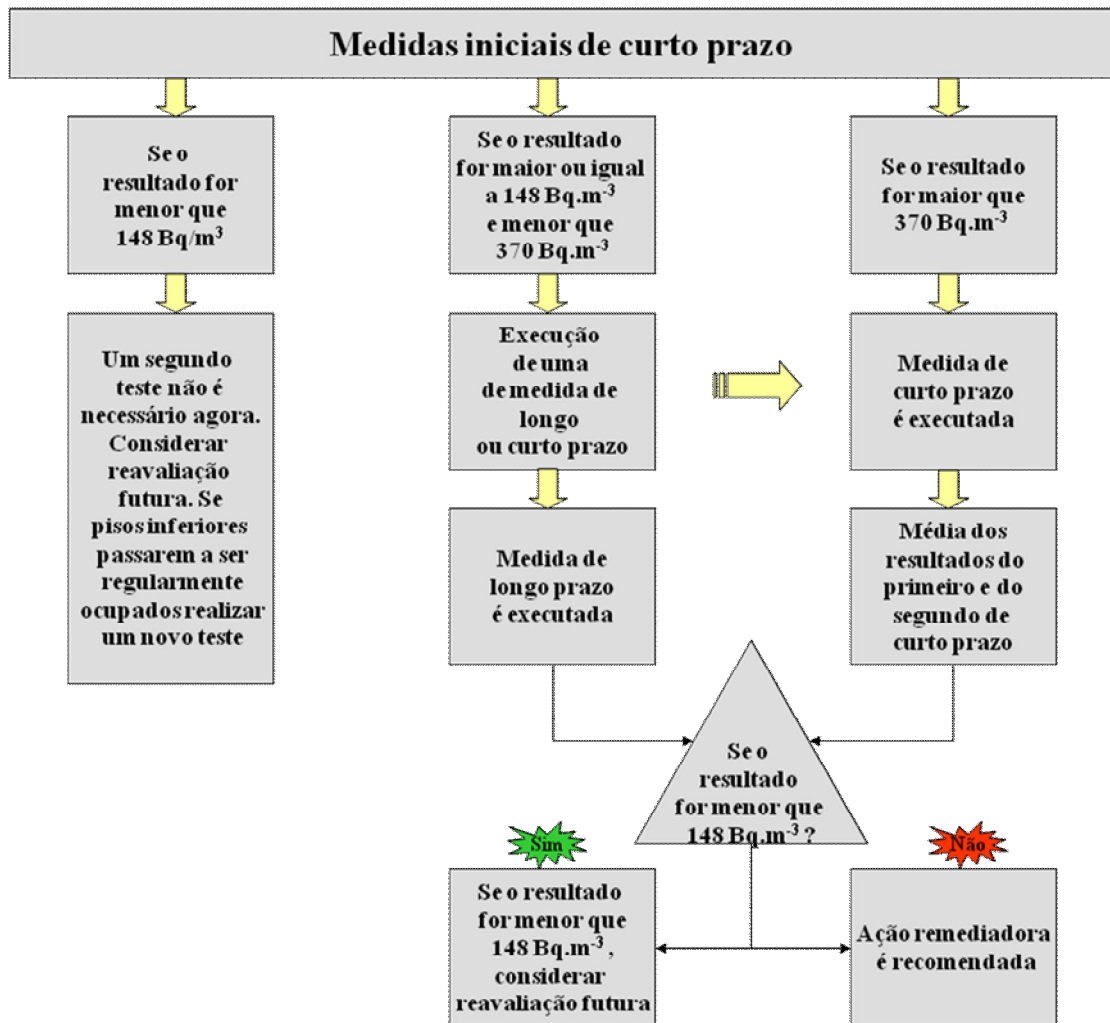


Figura 2.5 – Estratégias de recomendações para determinar a necessidade de ações remediadoras.

Fonte: EPA (1992); EPA (2009)

2.5.4. Interferências

Neste contexto, interferências são definidas como alterações nas condições do teste, antes ou durante a medida, que propiciam variações na concentração de radônio e dos seus filhos e no funcionamento do equipamento. Tais interferências são medidas por meio de um sistema específico acoplado ao detector de radônio ou de características inerentes do próprio equipamento. O relatório *Home Buyer's and Seller's Guide to Radon* (EPA, 1993; EPA, 2009) apresenta algumas estratégias que servem para prevenir e detectar interferências. A agência adverte que existem outras possibilidades, todavia aqui serão abordadas as listadas no documento, as quais são:

- Utilizar um equipamento com habilidade para integrar e gravar concentrações de radônio em intervalos curtos (uma hora ou menos). Monitores contínuos (ativos), por exemplo, indicam constantemente variações usuais na concentração de radônio e, portanto são indicadores de interferências;
- Medir parâmetros como temperatura e umidade e usar equipamentos com indicador de movimentos;
- Medir o fator de equilíbrio entre o radônio e seus descendentes e realizar comparações com a literatura;
- Medir a concentração de CO₂, pois indica mudança na taxa de infiltração de ar externo;
- Não utilizar equipamentos que permitem os habitantes ter contato com resultados preliminares;
- Utilizar selos em detectores passivos, para prevenir remoção, e vedantes, para impedir abertura, evitar adulterações e interferências. Estes devem aderir prontamente em qualquer superfície, ser facilmente removíveis, demonstrar capacidade de evidenciar distúrbios, ser único (personalizado) para prevenir duplicações e devem estar visíveis para desencorajar interferências.

Ainda segundo o relatório *Home Buyer's and Seller's Guide to Radon* (EPA, 1993) falsos resultados devido a interferências, associam-se, principalmente, a transações imobiliárias. As interferências podem aumentar os resultados das medidas apesar de, maioria das vezes, terem o objetivo de diminuir. Em transações imobiliárias, os proprietários interessam justamente por baixos resultados para evitar dificuldades durante a venda da residência e a instalação de sistema mitigador. Por isso, a EPA recomenda que medidas de radônio conduzidas em transações imobiliárias sejam executadas em conjunto com técnicas que impeçam ou reduzam fraudes.

Entretanto, em qualquer tipo de medida de radônio é mais vantajoso prevenir fraudes que detectá-las. Algumas medidas simples e eficazes de prevenção são (EPA, 1993):

- Educar as partes envolvidas na transação imobiliária sobre a necessidade da manutenção das condições de teste prescritas;

- Elaborar uma documentação padrão constituída de um acordo por escrito e assinado pelas partes envolvidas descrevendo a necessidade de manutenção das condições de teste e garantindo o compromisso de não adulterar tais condições. Além disso, o acordo deve ter um item informando que o teste será anulado em caso de desconfiança no procedimento recomendado;
- Informar ao cliente que quaisquer interferências no decorrer do teste podem aumentar a concentração de radônio;
- Informar ao cliente do uso durante o teste de técnicas fraudulentas.

2.5.5. Garantia de qualidade para medidas de radônio

A WHO (2009) afirma que todas as entidades (agências governamentais, empresas, dentre outras) que executam serviços de medidas de radônio e dos seus produtos de decaimento devem estabelecer e manter um programa de garantia de qualidade. A base de tal programa constitui o chamado plano de garantia de qualidade que inclui testes, procedimentos operacionais por escrito e um sistema de gravação e monitoramento dos resultados obtidos em medidas de controle de qualidade. Além disso, o plano deve incluir a manutenção de um quadro controle de dados estatísticos.

A EPA oferece guias para a preparação desses planos de garantia de qualidade e alguns elementos de tais guias são abordados no documento *Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Homes* (EPA, 1993) e serão descritos a seguir.

Medidas de calibração. Estas são medidas realizadas em ambientes com concentração de radônio conhecida, como câmaras de calibração. O procedimento consiste em expor os detectores, como câmaras de carvão ativo, alpha track detectors, câmaras de ionização de eletretos e amostradores integradores da prôgenie do radônio, na câmara de calibração e então analisá-los. Monitores contínuos de radônio e da sua progênie produzem resultados imediatos e, por isso, são utilizados para estabelecer fatores de calibração para cada detector. Isso permite averiguar os fatores de conversão usados na determinação dos resultados de concentração. Para o cálculo do fator de conversão, necessita-se da faixa de concentração e dos tempos de exposição e da faixa de valores de outras exposições ou da análise de outras condições pertinentes particulares de cada detector.

Programa de intercomparação. A WHO recomenda que entidades que executem medidas de radônio participem de programas de intercomparação entre laboratórios. A organização reconhece dois métodos de intercomparação. No primeiro método, um monitor contínuo é selecionado como padrão e enviado a alguns laboratórios de referência para a exposição no STAR. O acrônimo STAR (*Systems for Test Atmospheres with Radon*) pode ser definido como o equipamento necessário para a criação e o uso de uma atmosfera que contém uma concentração referência de radônio. Nesse método, o procedimento consiste em comparar os valores gerados pelo detector padrão, recebido no laboratório, com os valores obtidos no equipamento que é utilizado para monitorar o STAR. No segundo método, por sua vez, os laboratórios participam de um programa de intercomparação de resultados com uma instituição referência em medidas de radônio. Esta prepara detectores padrão e os expõe juntamente com os detectores recebidos pelos laboratórios no STAR. Em seguida, cada detector é analisado por sua instituição e os resultados comparados. Como parte do programa de intercomparação, a sensibilidade dos detectores para tório deve ser checada.

Background (BG). Segundo a EPA, a determinação do background é necessária para monitores contínuos e para detectores passivos. No caso dos monitores contínuos, várias medidas devem ser executadas a fim de estabelecer o BG confiável e averiguar a funcionalidade do instrumento. Para os detectores passivos, medidas do BG devem ser realizadas no laboratório e no campo. Os laboratórios devem medir rotineiramente um número estatisticamente significativo de detectores não expostos. O resultado médio de tais detectores é subtraído pelo laboratório dos resultados das amostras. Em adição às medidas do BG, a EPA recomenda que a instituição execute medidas para calcular o LLD (*lower limit of detection*) do sistema. De acordo com o documento *Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Homes* (1993), o LLD é baseado na análise do BG do sistema e pode restringir a habilidade de alguns métodos a medir concentrações muito baixas de radônio. No campo, medidas controles referem-se a, aproximadamente, 5% do conjunto de detectores distribuídos ou a 25 medidas por mês. O procedimento para tais medidas constitui em manter os detectores selados e expostos a uma concentração de radônio ambiental. Em seguida, retorná-los para análise laboratorial.

Medidas Duplicatas. Estas são executadas para detectores ativos e passivos em 10% do número total de locais medidos ou 50 por mês. Ressalta-se que a seleção dos locais, neste caso, ocorre sistematicamente através da população de amostras. A finalidade de tais medidas é checar a qualidade dos resultados das medidas e estimar a precisão relativa. Erros de precisão são um importante componente do conjunto de erros.

2.5.6. Medidas de radônio em outras construções

Em relatório da WHO (2009) consta que a exposição ao radônio em outras construções como escolas e edifícios comerciais difere da exposição em residências. Isso decorre da diferença entre as estruturas das construções, o tempo de permanência das pessoas nesses ambientes, o sistema de aquecimento, a taxa de ventilação e a operação do aparelho de ar condicionado. Neste contexto, protocolos de medidas devem refletir tais diferenças definindo as opções de amostragem. Geralmente, pisos em contato com o solo são locais preferidos, haja vista que altas concentrações potencialmente ocorrem em tais locais quando o solo constitui a principal fonte. Entretanto, segundo a EPA (1992) a concentração de radônio não é uniforme dentro das construções: a amostragem de cômodos distintos comprova a variabilidade dos resultados por um fator de dois ou mais (BIAS). Então, a análise de outros cômodos é justificada.

Cabe ressaltar que muitas construções apresentam variações diárias de radônio e são ocupadas somente por um período do dia. Considerando tais aspectos a WHO (2009) recomenda a realização de medidas para determinar se em construções com elevado nível de radônio existem variações diárias significantes no período ocupado.

2.5.7. Medidas diagnósticas para mitigação

Neste caso, os protocolos recomendam a utilização dos resultados de medidas de longo prazo, em ambientes constantemente ocupados, para decidir mitigação. Por outro lado, altas concentrações de radônio obtidas em testes *screening* de curto prazo também justificam a adoção de técnicas remediadoras sem a necessidade de execução de teste de longo prazo para confirmação. Além disso, tais documentos aconselham a realização de testes de curto e longo prazo, no local original da medida inicial, poucos dias depois da

instalação do sistema remediador e a repetição de testes de longo prazo frequentemente com a finalidade de assegurar a efetividade do sistema mitigador. (WHO, 2009)

2.5.8. Medidas diagnósticas para avaliar a emissão de radônio de materiais de construção

Conforme descrito no documento da WHO (2009), a exalação de radônio de materiais de construção pode ser medida em laboratório e no campo. Em laboratório, tais amostras são inseridas em uma campânula e submetidas em circuito fechado a fim de determinar a taxa de exalação. Em campo, por sua vez, existem três métodos de avaliação do fluxo de radônio: método de acumulação, método de fluxo e método de absorção. Além disso, a WHO afirma que a espectrometria gama é um método de análise frequentemente empregado para determinação da atividade específica dos radionuclídeos naturais nas amostras de materiais de construção. No documento acima citado constam referências de estudos que descrevem detalhes sobre os métodos abordados nesse protocolo. Cabe, neste trabalho, apenas a ressalva de que protocolos de medidas devem ser direcionados de acordo com a sua finalidade para a validação das medidas e utilizados na elaboração de uma legislação vigente para o problema do radônio em residências.

2.6. Mitigação e prevenção de radônio

Nas últimas décadas, o fato do radônio ser reconhecido internacionalmente como um problema de saúde pública suscitou a atenção de pesquisadores no desenvolvimento de técnicas efetivas e de baixo custo para a prevenção e mitigação contra o radônio em ambientes internos.

De acordo com Cogan *et al* (2008), muitos países têm incorporado na legislação a obrigatoriedade de adoção de medidas preventivas contra o radônio em novas construções. Segundo os autores, a proteção efetiva através de técnicas passivas é um método acessível que apresenta facilidade de instalação e reduz futuras preocupações sobre as implicações desse poluente em ambientes interiores.

São exemplos de medidas preventivas: a instalação de uma membrana contínua impermeável projetada para isolar a construção do solo circundante; o fornecimento

passivo de ventilação ou despressurização do subsolo; e a realização de medidas nos gases do solo antes do início efetivo da construção. A eficácia desses métodos depende dos cuidados com a integridade dos sistemas na instalação e da inspeção rotineira de um técnico durante toda a obra. Em geral, as medidas preventivas apresentam um interessante atributo: promovem a redução também das concentrações de outros poluentes que possivelmente exalam dos solos e difundem para as construções. Em contrapartida, programas nacionais sobre o radônio advertem para a necessidade de execução de medidas da concentração de radônio antes da liberação da construção para ocupação e, se apesar dos cuidados os níveis de ação forem excedidos, a estratégia será a adoção de técnicas mitigadoras (Cogan *et al* ,2008).

O relatório “*A Consumer’ s Guide to Radon Reducion (2006)*” aborda alguns métodos mitigadores usados para reduzir o radônio no caso de residências. Segundo o documento, algumas técnicas remediadoras trabalham prevenindo a entrada em ambientes internos do gás proveniente do solo; outras técnicas reduzem os níveis residenciais de radônio por meio de ajustes em sistemas existentes de ventilação. Os autores afirmam que o custo da instalação de tais técnicas abrange uma faixa de valores de \$800,00 a \$2500,00, dependendo das características da residência e do método escolhido, com um valor médio de \$1200,00.

A escolha da solução remediadora apropriada para uma residência particular relaciona-se com uma série de fatores incluindo: o valor da concentração de radônio encontrado, o custo da instalação e do sistema de operação, o tamanho e o tipo de fundação da residência. A escolha correta do sistema tecnológico remediador permite reduzir os níveis de radônio abaixo de 200 Bq.m^{-3} em uma vasta maioria das residências avaliadas (Cogan *et al*, 2008).

Na inspeção da residência, todos os parâmetros citados acima devem ser considerados. Em contrapartida, se as informações forem insuficientes, a execução de testes diagnósticos durante a fase inicial auxilia na implementação do melhor sistema de redução. Um dos testes consiste na injeção de fumaça ao longo de buracos e fissuras com a finalidade de encontrar a direção do movimento do ar e as possíveis fontes e rotas de radônio. Outro tipo de teste diagnóstico é conhecido como “comunicação de solos”.

Este teste visa determinar como o ar move-se de um ponto a outro sob a fundação. Para isso, cria-se vácuo em um pequeno buraco e insere-se fumaça em um segundo. Com o procedimento descrito, o inspetor responsável pode avaliar se a fumaça do segundo buraco é sugada pelo vácuo. Dessa forma, os testes diagnósticos fornecem detalhes específicos como projeto da fundação e o tipo de material sob a residência. (EPA, 2006).

Sabendo-se que o tipo de fundação da residência afeta na escolha do sistema remediador, estas, geralmente, se classificam em três categorias: residências com porão, residências construída diretamente sobre o solo e residências que apresentam um espaço entre o solo e o primeiro piso, como apresentado na Figura 2.6. Entretanto, é comum residências apresentarem mais de um tipo de fundação. Nessa situação, existe a necessidade da combinação de técnicas de mitigação (EPA, 2006). Os sistemas de redução mais recomendados serão abordados nos tópicos a seguir agrupados de acordo com o tipo da fundação.

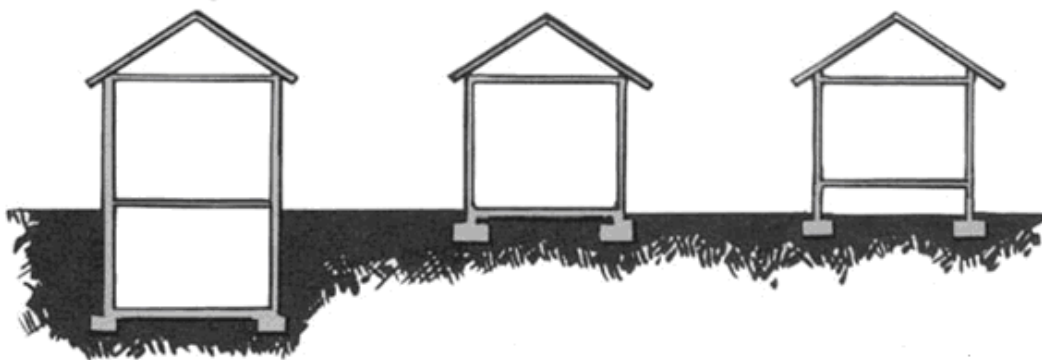


Figura 2.6 – Categorias de projeto de fundação.
Fonte: EPA (2006)

2.6.1. Residências com porão ou rente ao solo

Segundo a EPA (2006) em residências com porão ou com a fundação rente ao solo, as concentrações de radônio são frequentemente reduzidas por sistemas que sugam os gases dos solos e os liberam na atmosfera, um exemplo constitui a despressurização do subsolo.

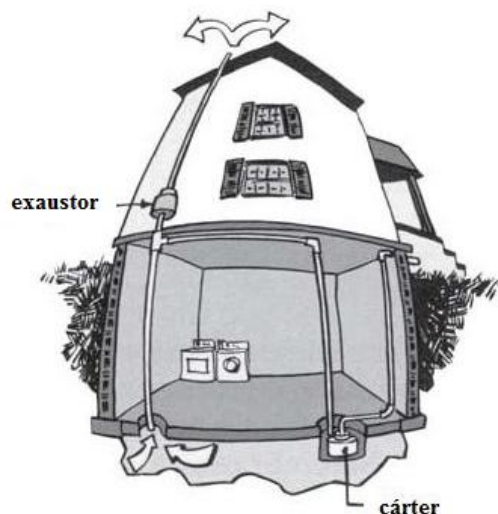


Figura 2.7 – Despressurização do subsolo.
Fonte: EPA (2006)

Neste método, uma cavidade do tamanho de um balde é inserida no solo logo abaixo da fundação. Um cano liga essa abertura ao ambiente externo, ver Figura 2.7. O sistema opera revertendo a diferença de pressão entre o subsolo e os cômodos da residência. Existem dois tipos de despressurização: a ativa e a passiva. Na ativa, um exaustor conectado no cano suga o radônio do solo e o libera no ambiente externo enquanto simultaneamente cria uma pressão negativa (vácuo) abaixo da fundação. Na passiva, por sua vez, a diferença de pressão natural suga a corrente de ar com radônio sem a ajuda do exaustor. Colgan *et al* (2008) adverte que a despressurização passiva é menos eficaz do que a ativa, sendo, por isso, apropriada somente para baixas concentrações. Os autores ainda alegam que o número e a localização dos canos dependem do layout e da área da residência e da concentração inicial de radônio. Como regra geral, o sistema é efetivo em áreas de até 250 m².

2.6.2. Residências que apresentam um espaço entre o solo e o primeiro piso

Neste caso, a EPA (2006) recomenda cobrir o solo com uma membrana de plástico de alta densidade, conforme já mencionado, como uma opção de medida preventiva. Um cano e um exaustor são usados a fim de retirar o radônio armazenado abaixo da membrana e liberá-lo para atmosfera. A EPA (2006) também sugere outra técnica, entretanto menos favorável. Essa constitui na instalação de um ventilador (sistema

ativo) diretamente no espaço entre o solo e a fundação ou na execução de aberturas adicionais (sistema passivo) no mesmo local. A ventilação, neste caso, diminui os níveis de radônio de duas maneiras: reduzindo a sucção dos gases do solo pela residência e diluindo a concentração de radônio abaixo da residência. Tal medida, geralmente, promove um aumento nos gastos com energia elétrica além de requerer uma atenção especial com a estanqueidade da residência (EPA, 2006).

2.6.3. Outros tipos de métodos mitigadores

Existem algumas técnicas que são utilizadas independente do tipo da residência, a seguir é apresentado um resumo das principais.

Selagem de pisos e paredes. Colgan *et al* (2008) adverte que, na teoria, é possível prevenir a entrada de radônio proveniente do solo selando todos os pontos de entrada como rachaduras e outras aberturas. Na prática, entretanto, a selagem efetiva é extremamente difícil, pois, muitas vezes, algumas aberturas não são visíveis e com o tempo novas rotas de radônio poderão ser desenvolvidas. Os autores afirmam que para tal ação é preciso remover o revestimento do pavimento e, então selar todas as rachaduras e aberturas com selante. Este deve ser durável e flexível o suficiente para acomodações futuras de outros materiais. A EPA (2006) recomenda o uso de tal método em conjunto com outros, quando não se alcança reduções significativas e consistentes nos níveis de radônio com essa medida. De acordo com a WHO (2009), na Finlândia esse procedimento reduziu a concentração de radônio de 10 a 30%.

Aumento da ventilação interna. O fornecimento adicional de passagens de ar e a instalação de janelas proporcionam um aumento na taxa de ventilação. Esta é uma solução acessível comumente utilizada em países de clima temperado. Tal método mistura o ar rico em radônio do ambiente residencial com o ar proveniente do ambiente externo, promovendo a diluição. O procedimento também reduz a pressão no interior das residências, diminuindo a tendência do radônio de ser sugado do solo. A ventilação natural ocorre nas residências em decorrência da abertura de janelas, portas e outras saídas. Em contrapartida, se essas aberturas estiverem frequentemente fechadas, as concentrações de radônio retornam aos níveis previamente medidos. Colgan *et al* (2008) apresenta as vantagens da escolha desta solução remediadora, quais são: a passividade

do método – o que isenta a necessidade de constantes manutenções – e a melhora da qualidade do ar de maneira geral. Isso confronta com as desvantagens abordadas pela EPA (2006): aumento dos custos com condicionamento adicional do ar externo, relatos de desconforto e ausência de segurança.

Aumento da ventilação de porões. Colgan *et al* (2008) afirma que aumentar o fluxo de ar em porões reduz a entrada do radônio em construções. Para os autores, isso é alcançado instalando aberturas adicionais: um exemplo constitui a substituição de alguns tijolos existentes por outros com características especiais. Tais tijolos são de plástico e possuem aberturas na superfície maiores do que os tijolos convencionais de argila do mesmo tamanho. Outra especificidade que influencia na redução de radônio relaciona-se com a posição dos tijolos, pois espaços com ausência de fluxo de ar irá diminuir a efetividade do sistema. Entretanto, se mesmo com a utilização desses sistemas para auxiliar na ventilação natural, altas concentrações forem encontradas, os autores sugerem a instalação de ventiladores (pressão positiva).

Estabelecimento de pressão positiva. Segundo a EPA (2006), para a pressurização de um ambiente utiliza-se um ventilador posicionado no porão ou no sótão. Esse método remediador cria uma pressão interna ligeiramente maior em relação ao exterior, prevenindo a entrada de radônio devido ao gradiente de pressão, o qual força o ar através de fissuras, juntas, janelas e outras aberturas. Além disso, a pressão positiva aumenta a ventilação e reduz a concentração de radônio por diluição. A efetividade de tal método depende também do clima da região e do estilo de vida dos moradores. As vantagens apresentadas por Colgan *et al* (2008) são: simplicidade ao instalar, não requer a construção de uma estrutura e reduz problemas de condensação.

Ressalta-se que a concentração dos filhos do radônio é reduzida instalando filtros em locais estratégicos (por exemplo: em ventiladores) ou aumentando o movimento de ar do ambiente para que ocorra a deposição da progênie do radônio (*plate-out*).

Tratamento de água. Em alguns casos raros, conforme mencionado anteriormente, quantidades significativas de radônio são liberadas no interior de residências, nas quais o abastecimento de água ocorre por fontes subterrâneas (Exemplo: poços artesianos). O risco associado ao radônio, em tais situações, é primariamente devido à inalação e não à

ingestão. Nestes casos, utiliza-se o tratamento de água de uso doméstico a fim de reduzir a concentração de radônio. De acordo com a WHO (2009) as estratégias primárias para diminuir os níveis de radônio proveniente de águas subterrâneas, do ponto de vista de impedir a entrada desse gás em residências, são: a aeração e a filtração com grãos de carvão ativo. Este constitui um método barato, entretanto menos eficaz do que a aeração.

2.6.4. Efetividade do sistema de redução

Conforme a ICRP (1993), a Tabela 2.13 sumariza a efetividade e os custos das técnicas descritas. Estes variam em função das características de cada país e são adaptados de acordo com suas políticas e circunstâncias particulares. Segundo Colgan *et al* (2008) medidas futuras devem ser realizadas para averiguar se o trabalho desenvolvido reduziu a concentração de radônio abaixo dos níveis de referência.

Tabela 2.13 – Guia do custo e efetividade para várias medidas remediadoras (residências)

| Método | Custo | Efetividade^a |
|---------------------------------|--------------|--------------------------------|
| Despressurização do solo | Moderado | Alto |
| Selagem de pisos e paredes | Moderado | Moderado |
| Tratamento de água | Moderado | Alto |
| Aumento da ventilação de porões | Alto | Alto |
| Aumento da ventilação interna | Moderado | Baixo |
| Aumento do movimento do ar | Baixo | Baixo |

^a A efetividade é julgada em termos do efeito promovido na concentração da progênie do radônio.
Fonte: ICRP (1993)

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área Estudada

Situada no Estado de Minas Gerais, com extensão territorial de 9459,1 Km² e população de 4.975.126 habitantes, segundo o IBGE, a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) é a terceira do Brasil, considerando sua importância econômica. Formada por 34 municípios de diferentes características, tem localização privilegiada, próxima de grandes mercados (São Paulo, Rio de Janeiro, etc). A RMBH possui estrutura econômica variada, que complementa as estruturas industriais das regiões vizinhas (Agência Metropolitana RMBH, 2009).

Na Figura 3.1 é apresentado uma carta da RMBH. Nesta carta observa-se os limites dos municípios que compõem esta região, as principais vias e as principais manchas urbanas identificadas segundo dados do IBGE. Também está em destaque, os limites da Capital do Estado, Belo Horizonte (BH). Na parte superior esquerda deste mapa, verifica-se a localização da RMBH dentro do Estado de Minas Gerais, Brasil. Todas as informações desta área utilizada neste trabalho foram georeferenciadas segundo o sistema de coordenadas geográficas Universo Transverso Mercator (UTM), fuso 23K e datum WGS84. Este mapa e os demais que serão apresentados neste trabalho foram elaborados com o apoio do Laboratório de Geoprocessamento (LABGEO) do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN).

A RMBH apresenta características geológicas que sugerem à existência de altas concentrações de radônio em ambientes internos. A maior parte do embasamento geológico de tal área é constituído por rochas arqueanas do complexo granítico gnáissico e por sequências metassedimentares da grande unidade Pré-cambriana do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, Brasil. Como se sabe, as rochas graníticas apresentam elevadas concentrações de radionuclídeos naturais em geral, e de urânio em particular. (Neves *et al*, 2004).

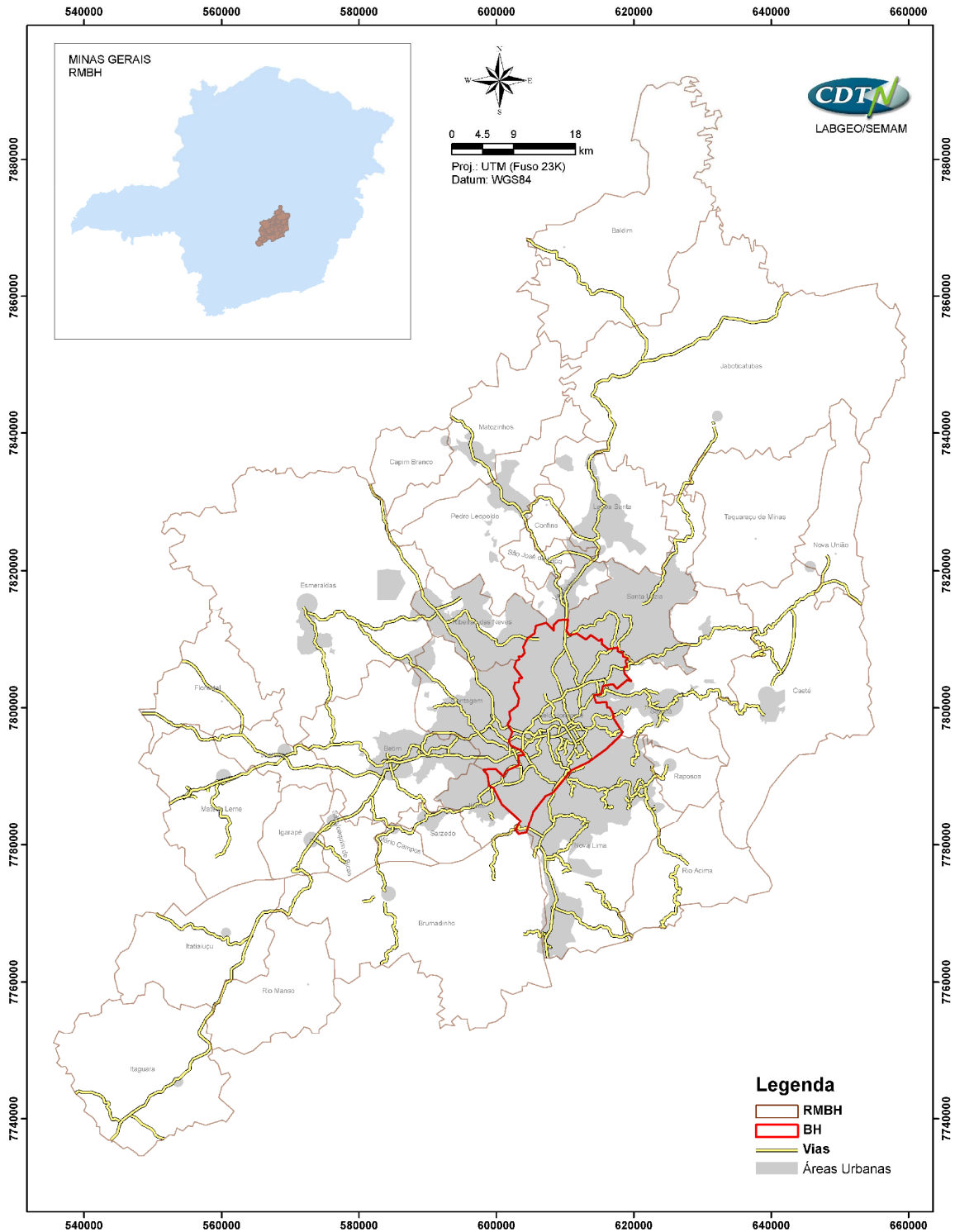


Figura 3.1 –Área de Estudo – RMBH.
 Fonte: LABGEO/CDTN (2010).

3.2. Procedimento Experimental

Segundo a WHO (2009), para avaliar a contaminação ambiental do radônio em residências, a distribuição da concentração desse gás e a exposição da população deve ser estimada. Entretanto, a concentração de radônio em residências, conforme exposto anteriormente, é influenciada por diversos parâmetros. Por isso, a seleção de técnicas reconhecidas e equipamentos coerentes com a finalidade da medida é de extrema importância.

A câmara de ionização de eletretos é um equipamento de medir concentrações de radônio recomendado pela U. S. EPA (1992) que corrobora com os objetivos desse trabalho. Tal equipamento permite a execução de várias medidas dentro da escala útil da superfície potencial do eletreto (200 a 780 V) com um baixo investimento (cerca de 70 dólares por detector ou 1 dólar por residência medida). Além disso, apresenta facilidade de leitura, pois não requer ataque químico, e alta reprodutibilidade dos resultados.

Entretanto, esse dispositivo, não demonstra a variação sazonal e diurna da concentração de radônio e da sua progênie. Considerando a necessidade da verificação dessa variabilidade, a concentração de radônio em função do tempo foi determinada empregando-se o do detector contínuo Alpha*GUARD* PQ2000PRO (Genitron). A variação da concentração da progênie do radônio em função do tempo foi investigada por meio do detector contínuo DOSEman PRO (Sarad).

Outras investigações foram realizadas com objetivo de obter informações iniciais sobre a associação do radônio em residências com suas principais fontes. O radônio nos gases do solo foi determinado pelo detector Alpha*GUARD* PQ2000PRO (Genitron) e, os elementos percussores do radônio (^{238}U e ^{226}Ra) por espectrometria gama e por ativação neutrônica.

Pode-se assumir que a contribuição do torônio (^{220}Rn) proveniente do solo para a concentração de radônio em residências é insignificante. No entanto, a taxa de exalação desse radionuclídeo é relevante em materiais de construção que contêm elevado nível de ^{232}Th . Por isso, usou-se, também, a espectrometria gama e a ativação neutrônica para avaliar o teor de ^{232}Th e ^{224}Ra em amostras de materiais de construção.

Os elementos diretamente analisados e a respectiva técnica utilizada podem ser melhor visualizados na Tabela 3.1. As técnicas e a metodologia aplicada são descritas em sequência.

Tabela 3.1 – Radionuclídeos analisados e metodologia utilizada

| Radionuclídeo | Método |
|--|---|
| ^{222}Rn | Câmara de ionização de eletretos e AlphaGUARD |
| ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po (progênie do radônio) | DOSEman |
| ^{238}U | Ativação neutrônica, com detecção de nêutrons retardados por detector de BF_3 . |
| ^{214}Bi (^{226}Ra) | Espectrometria gama (HPGe) – pico do ^{214}Bi em 609,3 keV, frequência de 46,3% |
| ^{232}Th | Ativação neutrônica instrumental – pico do ^{233}Pa em 312 keV, frequência de 100% |
| ^{212}Pb (^{224}Ra) | Espectrometria gama (HPGe) – pico em 238,6 keV, frequência de 44,6% |

3.2.1. Câmara de ionização de eletretos E-PERM

O radônio e seus produtos de decaimento emitem partículas alfa capazes de ionizar um volume de ar. Esse é o fundamento básico da câmara de ionização de eletreto, na qual um disco de material dielétrico carregado eletricamente (eletreto) produz um campo eletrostático forte dentro da câmara capaz de coletar íons de sinais opostos. (Kotrappa, 1988)

No sistema E-PERM (Rad Elec, Inc.), a câmara de ionização de eletretos é constituída por um eletreto estável de teflon e uma câmara de plástico, como apresentado na Figura 3.2. Neste detector, o radônio difunde por um filtro de entrada até que a sua concentração no interior da câmara seja igual a do ambiente analisado. A radiação emitida pelo radônio e sua progênie formada dentro da câmara ioniza o ar. Quando isso ocorre no volume da câmara, os íons negativos são atraídos pela carga positiva da superfície do eletreto (cátodo) resultando em um decréscimo da voltagem inicial. Os íons positivos, por sua vez, são conduzidos para as paredes da câmara (ânodo) onde são

dissipados. Essa redução na superfície potencial do eletreto é proporcional a concentração integrada de radônio e ao tempo de exposição (Kotrappa, 2007).



Figura 3.2 – Câmara de ionização E-PERM

Kotrappa *et al* (1981) encontrou uma correlação entre a redução da superfície potencial do eletreto e a exposição acumulativa ao radônio. Desde então, inúmeros trabalhos utilizam câmara de ionização de eletretos E-PERM para medir a radiação natural proveniente do radônio. Alguns exemplos são: Price *et al* (1993) em que a técnica foi utilizada para medir a influência da geologia na concentração de radônio presente na atmosfera de Nevada, EUA; Kotrappa *et al* (2009), que verificou a taxa de emissão de radônio em diferentes amostras de granito; Espinosa *et al* (2005) com estudo a respeito da concentração de radônio e torônio em pirâmides da zona arqueológica de Teotihuacan, México; Abdallah *et al* (2006) com a investigação de radônio em águas subterrâneas retiradas em altitudes e em formações geológicas variadas no Líbano; e Martinez *et al* (1998), que avaliou a concentração de radônio anual, em condições normais de moradia, em 154 residências da Região Metropolitana da Cidade do México.

Existem dois tipos de eletretos com características diferentes: os eletretos de curto prazo (ST) e os eletretos de longo prazo (LT). Os eletretos de curto prazo apresentam alta sensibilidade e são identificados pelo selo azul. Os eletretos de longo prazo são menos sensíveis e têm selos vermelhos. Além disso, existem duas câmaras padrões: câmara (S) de 210 mL e a câmara (L) de 58 mL. Diante dessas opções quatro combinações são possíveis: SST, SLT, LST e LLT, como relacionado na Tabela 3.2. Neste trabalho foi utilizada a opção SST devido a necessidade de obter a curto prazo um levantamento inicial da concentração de radônio em residências da RMBH.

Tabela 3.2 – Configuração das câmaras de eletretos

| Câmara | Eletreto | Configuração | Uso típico |
|---------------|-----------------|---------------------|-------------------|
| S | ST | SST | 2 - 7 dias |
| S | LT | SLT | 3 - 4 semanas |
| L | ST | LST | 3 - 6 semanas |
| L | LT | LLT | 1 ano |

Fonte: Rad Elec, Inc and Center for Environmental Research and Technology, Inc (2006)

As medidas foram executadas com a opção SST (eletreto e câmara de curto prazo), em condição fechada, por no mínimo dois dias, de acordo com as recomendações presentes nos guias *Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Homes (1993)* e *A Citizen's Guide to Radon (1992)* e abordadas no item 2.5 deste trabalho. Um formulário contendo um resumo dessas informações e algumas orientações foram entregues aos colaboradores para conscientização pública. O formulário utilizado pode ser visualizado no Anexo I.

Na primeira parte da pesquisa, tais medidas foram executadas em residências cujos donos apresentaram facilidade de contato para entrega e recebimento do equipamento. Uma “entrevista” com os possíveis colaboradores era previamente realizada visando verificar o tipo de moradia, o endereço residencial, o interesse em participar e a segurança do equipamento. Quando decidida a participação, o equipamento (Eletreto) era entregue junto com o formulário (Anexo I); uma breve explicação sobre o manuseamento do equipamento e a interpretação das informações contida no formulário era realizada. Entretanto, após uma análise da distribuição geográfica dos dados verificou-se que as medidas não cobriam adequadamente a RMBH.

A partir dos resultados, novas estratégias para seleção dos pontos de amostragem foram preparadas. Estas foram desenvolvidas visando preencher as principais lacunas reveladas durante a análise geográfica dos pontos até então coletados. Para tanto, utilizou-se algumas das características da RMBH, as principais foram: a densidade geográfica e a área urbana. Foram priorizadas áreas com alta densidade demográfica e/ou com ocupação urbana significativa. Consequentemente, áreas rurais com baixa concentração populacional tiveram pouco ou nenhum ponto de amostragem.

No mapa da Figura 3.1 observa-se a distribuição espacial das áreas urbanas da RMBH. Uma característica importante desta área é a relação entre as principais vias e a distribuição urbana e populacional. Desta forma, esta característica foi utilizada para a definição de rotas baseadas nos trajetos das principais rodovias e avenidas. As “camadas”¹ contendo as informações das vias e das áreas urbanas, obtidas a partir de dados do IBGE, foram exportadas para o aplicativo “Google Earth”. Este aplicativo gerencia a navegação sobre imagens de satélite georeferenciadas de alta precisão e atualização. Desta forma, foi possível definir “pontos candidatos” com o objetivo de obter novos dados em áreas com pouca investigação. A Figura 3.3 mostra os pontos medidos. Diante do exposto, a escolha dos pontos foi baseada principalmente nas seguintes características:

- Facilidade de acesso (estradas, rodovias, avenidas, etc);
- Densidade demográfica;
- Área urbana;
- Tipo de ocupação (verificada por meio das imagens de satélite).

Transcorrido o prazo mínimo para a medida, os detectores foram recolhidos e analisados no Laboratório de Radônio do CDTN/CNEN – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear. A leitura dos detectores foi realizada com um instrumento eletrônico capaz de medir a superfície potencial (voltagem) do eletreto: o Leitor SPER-1 (Figura 3.2). Os softwares utilizados para tratamento dos dados e cálculo da concentração de radônio foram *WINSPEX Data Base e Pré-programmed Palm Pilot*, os quais baseiam-se nas equações descritas abaixo. (Kotrappa, 2007).

A conversão das duas leituras da voltagem do eletreto (inicial e final) e do período de exposição em concentração de radônio (pCi/L) foi realizada por meio da equação 3.1, em que I representa a voltagem inicial, F a voltagem final, CF o fator de calibração, D

¹ Camadas é uma designação utilizada em geoprocessamento para definir a representação gráfica de um grupo de informações que possuem alguma característica em comum (vias, pontos, rios, construções, etc).

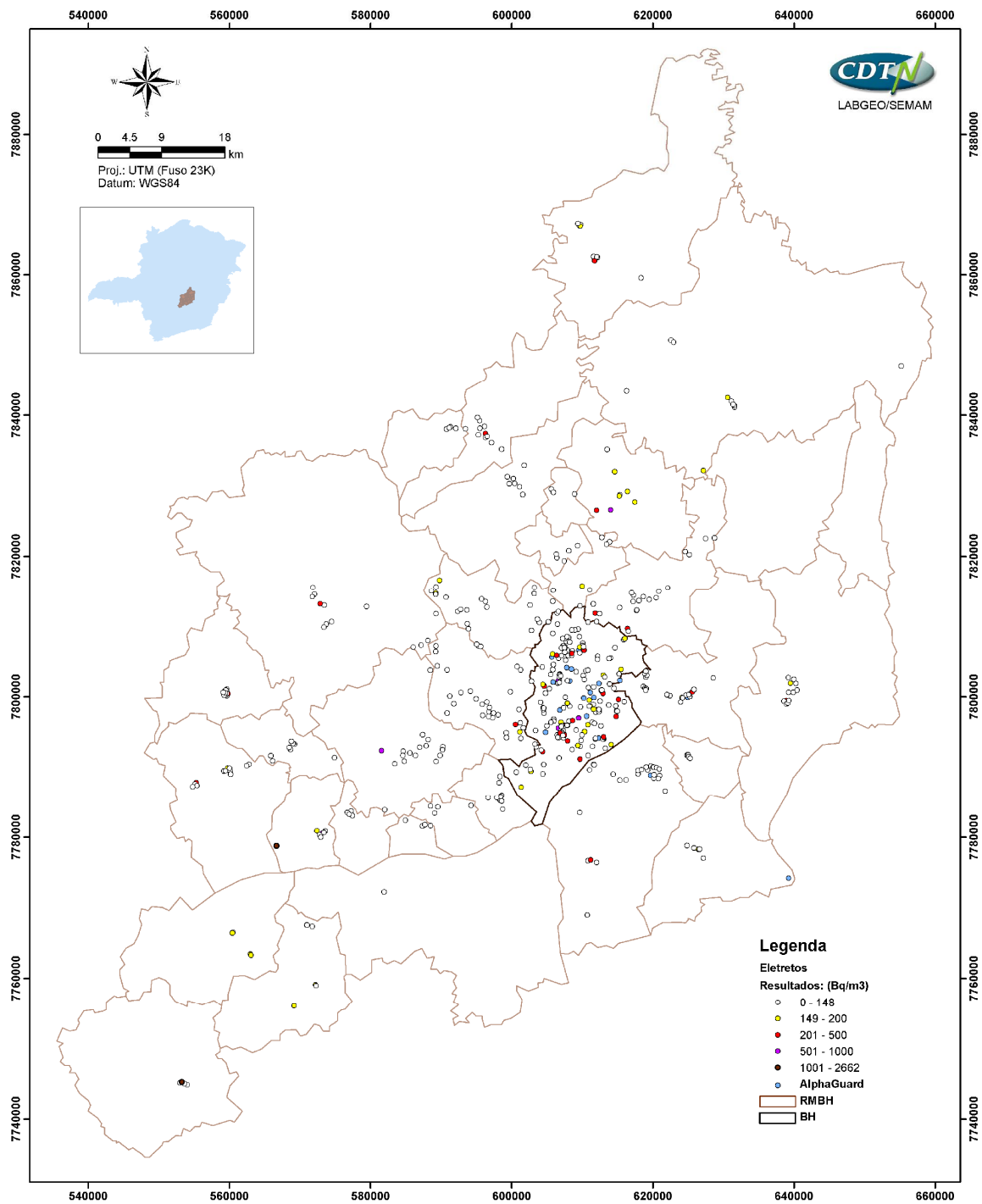


Figura 3.3. Distribuição dos pontos medidos na RMBH
 Fonte: LABGEO/CDTN (2010).

o período de exposição em unidades de dia e BG o background de radiação gama ambiental.

$$C_{Rn} = \frac{(I - F)}{CF \times D} - BG \quad (3.2.1)$$

O fator de calibração (Volts/(pCi/l)dias) foi calculado utilizando a equação 3.2, em que A e B são constantes particulares da configuração E-PERM apresentadas no Anexo II.

$$CF = A + B \left(\frac{I + F}{2} \right) \quad (3.2.2)$$

As principais fontes de erro para as medidas por câmara de ionização de eletretos são imperfeições no sistema (incerteza no volume das câmaras e espessura dos eletretos, por exemplo), flutuações nas leituras da voltagem do eletreto e incerteza devido ao *background* gama. A incerteza associada às variáveis temperatura, umidade e variações na concentração foram desprezadas, pois não tratam-se de erros significantes (Kotrappa, 2007).

Sendo assim, o erro (E1) associado às imperfeições dos componentes do sistema foi medido experimentalmente e corresponde a 5%. Para cada leitura, inicial e final, existe a incerteza de 1 Volt; o erro da diferença (E2) entre as duas leituras é 1,4 dado pela raiz quadrada da soma dos quadrados das incertezas de 1 Volt. Expresso em erro percentual (Kotrappa, 2007):

$$E2 = \frac{100 \times 1,4}{(I - F)} \quad (3.2.3)$$

Como se sabe, os detectores E-PERMs são sensíveis aos íons produzidos pela radiação X e γ . Nos Estados Unidos, medidas realizadas em vários estados comprovaram que o *background* gama natural introduz um erro de aproximadamente 0,1 a 0,2 pCi/L (Kotrappa, 2007). Entretanto, diante do fato que níveis precisos do *background* gama minimizam esse componente de erros, utilizou-se o detector instantâneo RADOS, do Setor de Proteção Radiológica do CDTN, para avaliar a exposição devido a radiação

gama em, aproximadamente, 10 residências da RMBH. Nos pontos amostrados o background gama médio foi em torno de 10µR/h.

Tal valor médio do *background* gama \overline{BG} foi convertido para o equivalente em radônio por meio do fator de conversão gama (G), ou seja, $\overline{BG}_{gama} \times G$. O fator de conversão (G) depende do tipo de configuração utilizada como apresentado na Tabela II.1 presente no Anexo II, sendo igual a 0,087 para a configuração SST. O resultado encontrado, BG igual a 0,87 Bq/m³, foi subtraído da concentração de radônio obtida com os eletretos utilizando a equação 3.1. Quanto à incerteza (E3) relacionada a essa variável, tem-se (Kotrappa, 2007):

$$E3 = \frac{100 \times BG}{C_{Rn}} \quad (3.2.4)$$

Em que C_{Rn} é a concentração de radônio.

Feitas essas considerações, o erro total atribuído à medida é igual à raiz quadrada da soma dos quadrados dos erros mencionados (Kotrappa, 2007): :

$$E_{Total} = \sqrt{E1^2 + E2^2 + E3^2} \quad (3.2.5)$$

A concentração mínima mensurável para o método, CMM, foi obtida na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Concentração mínima mensurável para o método: câmara de ionização de eletretos

| Detector | Exposição (dias) | CMM* em 50% (pci/L) | CMM* em 25% (pCi/L) | CMM* em 10% (pCi/L) |
|-----------------|-----------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| SST | 2 | 0,25 | 0,70 | 3,00 |
| | 7 | 0,16 | 0,40 | 1,10 |

* = Concentração mínima mensurável no erro de 50%, 25% e 10%

O leitor SPER-1 foi avaliado em relação manutenção da calibração, por meio da leitura freqüente de eletretos de referência. Foi construído um gráfico controle para cada eletreto de referência, como pode ser visualizado no Anexo III.

Para garantia da qualidade, realizou-se a exposição dos eletretos em conjunto com o detector contínuo *AlphaGUARD* em um ambiente com concentração de radônio conhecida. Observa-se na Tabela 3.4 que os resultados obtidos estão compatíveis.

Tabela 3.4. Concentrações média de radônio obtida no AlphaGuard e nos Eletretos durante um teste de qualidade

| Concentração média de radônio (k.Bq.m⁻³) | |
|--|------------------|
| AlphaGuard | Eletretos |
| 1,7 ± 0,1 | 1,9 ± 0,1 |

Além disso, o laboratório de radônio do CDTN/CNEN participa de um programa de intercomparação de resultados com o IRD/CNEN. Este envia ao CDTN/CNEN uma solução padrão de ²²⁶Ra. A amostra é revertida em frascos que são cuidadosamente vedados por, no mínimo trinta dias. O prazo de trinta dias é necessário para que o equilíbrio radioativo secular seja restabelecido entre o ²²⁶Ra e ²²²Rn. Transcorrido o prazo, a solução é analisada utilizando o detector *AlphaGUARD*; os resultados obtidos para concentração de ²²²Rn são relatados para ²²⁶Ra e comparados entre as duas instituições. Os resultados do CDTN/CNEN podem diferir de até dois desvios padrão dos resultados do IRD/CNEN. As intercomparações são semestrais e têm atendido ao padrão estabelecido.

3.2.2. Câmara de ionização *AlphaGUARD*

O detector *AlphaGUARD* PQ 2000 PRO (Genitron) opera baseado nos princípios de uma câmara de ionização. A câmara de ionização do *AlphaGUARD* tem um volume ativo de 0,56L e, quando ligada, apresenta um potencial de +750 V no interior metálico. A longo do seu eixo longitudinal localiza um eletrodo central de potencial igual a 0 V. Esse eletrodo é conectado como sinal de entrada do pré- amplificador. Os sinais processados no pré-amplificador são transmitidos para um circuito eletrônico para digitalização. O *AlphaGUARD* esta apresentado Figura 3.4.



Figura 3.4 – O AlphaGUARD

A técnica consistiu em instalar o AlphaGUARD no ambiente para que o gás difundisse-se via um filtro de fibra de grande superfície para dentro da câmara de ionização. No entanto, somente o gás radônio passa através do filtro, já que a progênie do radônio e as partículas de poeiras são barradas, evitando contaminação. Neste trabalho, o equipamento foi programado para intervalos de amostragem de 60 minutos, no modo difusão. Esse detector permite medir a variação da concentração de radônio.

Para a determinação do radônio nos gases do solo, utilizou-se o AlphaGUARD no modo de fluxo contínuo a intervalos de 1 minutos. Neste caso, a técnica consistiu em posicionar uma haste de metal no solo, a uma profundidade de 70 cm, pela qual o radônio é sugado para dentro do equipamento em circuito aberto, como ilustrado na Figura 3.5.



Figura 3.5 – Medida de radônio no solo.

3.2.3. Espectrometria alfa DOSEman Pro

A espectrometria alfa pode ser realizada por diversos detectores: espectrômetros magnéticos, câmaras de ionização, contadores proporcionais e detectores semicondutores. Entretanto, os mais utilizados constituem os detectores semicondutores. Dentre estes destacam-se os detectores de união a base de silício, principalmente, os de barreira de superfície e os de implementação iônica. Suas principais vantagens são simplicidade, excelente resolução, alta eficiência de detecção (por serem detectores de estado sólido), rapidez de resposta, linearidade e baixo custo (Aramburu & Bisbal, 1994).

O fundamento básico do método é a detecção da partícula, que apresenta um alcance bem definido, perdendo, geralmente, a totalidade de sua energia no volume ativo do detector. Dessa forma, obtêm-se espectros com picos de energias característicos e bem definidos (Aramburu & Bisbal, 1994).

As análises por espectrometria alfa, para determinação da progênie do radônio, foram realizadas utilizando o detector DOSEman Pro (SARAD) apresentado na Figura 3.6. Esse detector foi instalado, juntamente com o AlphaGUARD, em algumas residências da RMBH (Figura 3.7). Neste equipamento, amostras de particulados de aerossóis são coletadas, por sucção de ar, em um filtro, que é analisado continuamente por um detector de silício com respeito à energia de decaimento alfa. Utilizaram-se intervalos de amostragem de 60 minutos. Portanto, informações a respeito da variação da Concentração de Energia Alfa Potencial (PAEC) e da Concentração Equivalente de Equilíbrio Equivalente (EEC) em função do tempo foram adquiridas com a utilização desse dispositivo em 13 residências.



Figura 3.6 – O DOSEman



Figura 3.7– Medidas de radônio e da progênie do radônio.

3.2.4. Espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro – HPGe

Os radionuclídeos emissores gama apresentam espectros com energias e intensidades características. A espectrometria gama utiliza esse fundamento para analisar qualitativamente e quantitativamente amostras radioativas. Para tanto, utiliza-se um detector capaz de distinguir entre fótons de energias distintas - detectores de cintilação, semicondutores, câmaras de ionização ou contadores proporcionais (Aramburu & Bisbal, 1994). A principal vantagem dessa técnica é que vários radionuclídeos podem ser identificados em uma mesma análise.

Os detectores semicondutores de germânio são preferíveis na análise de espectros de radiação gama complexos, pois têm alta eficiência e resolução. Dessa forma, mesmo quantidades muito pequenas de radionuclídeos em uma amostra podem ser detectadas. O sinal de saída de tais detectores à radiação gama se faz de maneira indireta, por meio de elétrons secundários gerados pela interação dos raios gama da amostra com os átomos do detector. Essa interação pode ocorrer por efeito fotoelétrico, Compton e produção de pares (Fortini & Souza, 2001 *apud* Cuccia, 2006)

Na espectrometria gama, o detector e a amostra são colocados no interior de uma blindagem de chumbo ou ferro para atenuar a radiação externa, basicamente de origem cósmica e de materiais próximos ao detector (El Afifi *et al*, 2006). Com a introdução desta blindagem, o limite de detecção diminui consideravelmente (Aramburu & Bisbal, 1994).

Segundo a WHO(2009) a espectrometria gama é um método frequentemente empregado para determinação da atividade específica dos radionuclídeos naturais nas amostras de materiais de construção.

Neste trabalho, a coleta das amostras foi realizada em empresas que são responsáveis por uma porcentagem significativa do mercado de distribuição de materiais de construção na RMBH. As amostras analisadas foram: brita, tijolo, mistura de tijolo, telha, granito, cimento e gesso, como apresentado na Figura 3.8. Observa-se nessa Figura que foram coletadas um única amostra de cada material analisado e que cada material pertence a um fabricante do mercado. Depois de triturados, o material coletado foi vertido para frascos Marinelli e pesados. A eficiência de detecção neste tipo de frasco é melhorada, pois possibilita-se que maior volume de amostra fique o mais próximo possível do detector.



Figura 3.8 - Amostras de materiais de construção

Os frascos foram cuidadosamente vedados e permaneceram desta forma por, no mínimo, trinta dias para que o equilíbrio radioativo secular seja restabelecido nas famílias do ^{238}U .

As amostras foram analisadas no Laboratório de trítio do CDTN/CNEN – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, no detector de germânio hiperpuro *Canberra*, de eficiência 15%, geometria coaxial. Tal detector está localizado dentro de um laboratório com *background* reduzido, um dos menores do mundo. O aplicativo de aquisição de dados utilizado foi *Genie 2000 – Gamma Acquisition & Analysis*, da *Canberra*.

Os radionuclídeos de ocorrência natural relevantes para este trabalho e determinados por espectrometria gama são: ^{226}Ra e ^{224}Ra . A atividade específica do ^{40}K , por exemplo, pode ser medida diretamente pelo seu raio gama de 1460,8 KeV. Entretanto, a do ^{226}Ra e ^{224}Ra deve ser calculada baseada na atividade média dos seus respectivos produtos de decaimento, ^{214}Bi e ^{212}Pb , respectivamente (El Afifi *et al*, 2006). Para essa consideração, a condição de equilíbrio deve ser demonstrada como será explanado adiante.

A atividade $A(t)$ desse radionuclídeo nas amostras foi calculada por meio da equação 3.6, em que C representa o número de contagens detectado por segundo para a energia do pico, ε representa a eficiência, f a probabilidade de emissão de radiação gama para a determinada energia e m a massa da amostra.

$$A = \frac{C}{\varepsilon \cdot f \cdot m} \quad (3.2.6)$$

As áreas do picos utilizadas para avaliação das atividades já foram calculadas eliminando o *background* que foi avaliado para tal detector, por meio da contagem sem nenhuma amostra, pelo mesmo período de tempo.

O limite de detecção do método, LD , para cada radionuclídeo, foi calculado por meio da equação 3.7 (Currie, 1968 *apud* El Afifi *et al*, 2006):

$$LD = \frac{\sigma \sqrt{B}}{\varepsilon \cdot f \cdot t \cdot m} \quad (3.2.7)$$

Onde t é o tempo de contagem em segundos, B , o *background* para o radionuclídeo de interesse e σ é o fator estatístico igual a 1,645 (nível de confiança de 95%). Os limites de detecção para ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{228}Ac ^{212}Pb são $0,04 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $0,04 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $0,02 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $0,03 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente.

3.2.5. Ativação Neutrônica

O ^{238}U e o ^{232}Th somente podem ser determinados indiretamente por espectrometria gama em amostras para as quais se admite o equilíbrio radioativo. Entretanto, o processamento industrial dos materiais de construção analisados pode, possivelmente, ter alterado o equilíbrio secular. Sendo assim, esses radionuclídeos foram analisados por ativação neutrônica, um método consagrado e de confiabilidade maior que a espectrometria gama para o ^{238}U e ^{232}Th : O ^{238}U foi analisado pelo método de nêutrons retardados e o ^{232}Th , por ativação neutrônica instrumental.

A ativação neutrônica com detecção de nêutrons retardados consiste na ativação da amostra por um fluxo de nêutrons, que provoca um processo de fissão e formação de fragmentos de fissão além da emissão de nêutrons prontos (ocorre simultaneamente). Em um número relativamente pequeno de casos, a fissão dá origem a produtos de fissão capazes de emitirem nêutrons no curso de seu processo de desintegração radioativa. Os nêutrons assim originados, que correspondem a cerca de 0,7% do total de nêutrons liberados na fissão, são designados por nêutrons retardados (Santos *et al* 2003 *apud* Cuccia, 2006).

A detecção dos nêutrons atrasados foi realizada utilizando um detector trifluoreto de boro - BF_3 . A reação que ocorre é representada pela equação 3.8.



Quando um nêutron é absorvido pelo B^{10} do gás, uma partícula α e um átomo de Li^7 são produzidos e se deslocam em direções opostas. Este movimento gera, dentro da câmara, pares de íons que originam o pulso elétrico a ser tratado pela eletrônica associada.

Na ativação neutrônica instrumental, as amostras são bombardeadas com nêutrons, originando isótopos de vários elementos, que se tornam radioativos pela captura de um nêutron. Estes isótopos são reconhecidos pela energia gama característica emitida ao decaírem, com suas meias-vidas específicas. A concentração dos elementos é determinada pelo cálculo da área dos fotopicos obtidos por espectrometria gama (Collier, 2001).

A reação nuclear de ativação do ^{232}Th é representada pela equação 3.9, em que é produzido ^{233}Pa , emissor de energia gama de 312 keV, com frequência de 100% e meia vida de 27 dias (Zaidi *et al*, 1999 *apud* Cuccia, 2006).



Este método de análise é praticamente livre de problemas analíticos, como efeitos de matriz e interferências devido à sobreposição de picos. A determinação do tório é particularmente eficiente, pois o isótopo produzido pela irradiação possui meia-vida longa e as contagens podem ser realizadas quando a atividade da maior parte dos elementos já diminuiu. (Collier, 2001).

Realizou-se tais análises no Laboratório de Ativação Neutrônica do CDTN/CNEN, utilizando o reator TRIGA IPR-R1.

4. RESULTADOS

4.1. Concentração de radônio no ar em residências e outras construções

Após um ano, aproximadamente, de medidas com câmaras ionização de eletretos E-PERM (SST) em residências e outras construções da RMBH, obteve-se concentrações de radônio na faixa de 4,0 a 2664 Bq.m⁻³, com média aritmética de 108 Bq/m³, mediana de 70 Bq.m⁻³, média geométrica de 76 Bq.m⁻³ e desvio padrão de 170 Bq.m⁻³. Observa-se que tais resultados, num total de 501, mostraram acentuada variabilidade. O teste de normalidade *Shapiro wilk*, aplicado nos dados após transformação logarítmica, comprovou que a distribuição da concentração de radônio em residências da RMBH é lognormal, como pode ser visualizado na Figura 4.1. Para uma melhor representação dos resultados três valores foram excluídos, são eles 1051, 1576 e 2664 Bq.m⁻³. No Anexo IV são apresentados os resultados para cada ponto medido individualmente, além da região, data e hora de execução da medida e detector utilizado.

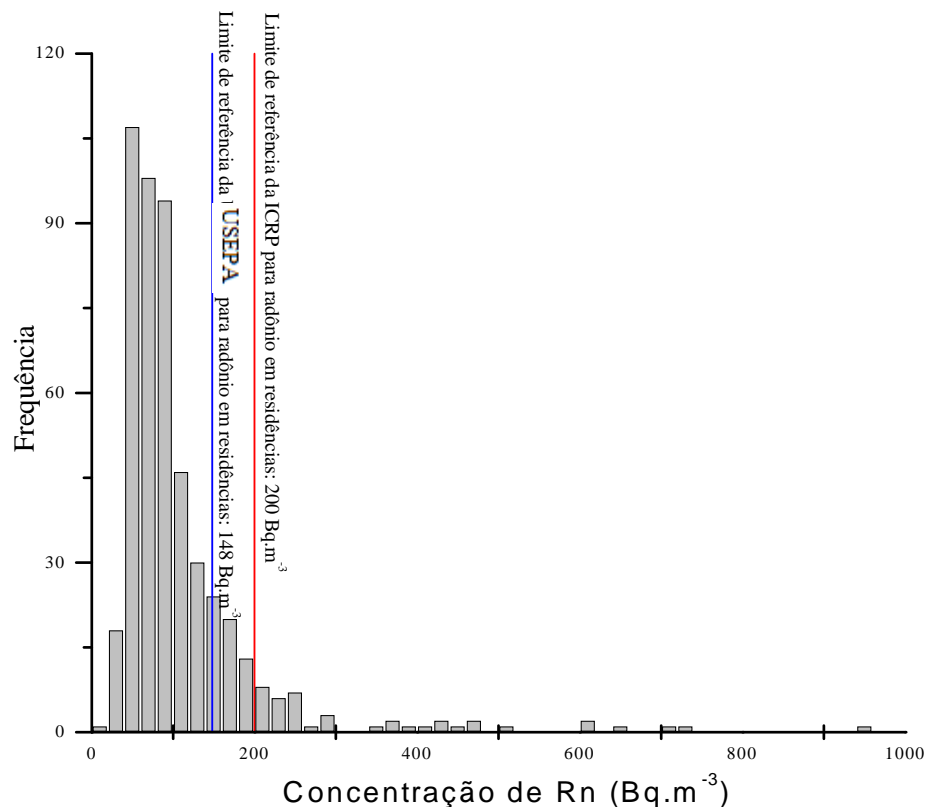


Figura 4.1. Distribuição da Concentração de ²²²Rn em residências e outras construções da RMBH

Na referida figura, a linha azul representa o limite de referência de 148 Bq.m⁻³ estabelecido pela USEPA e a linha vermelha o limite de referência de 200 Bq.m⁻³ recomendado pela ICRP, ambos para residências e ambientes interno. Nota-se que alguns locais avaliados ultrapassaram esses limites de referência internacionais. A partir da distribuição dos dados apresentados no histograma da Figura 4.1 verifica-se que 15% dos ambientes medidos apresentam concentração de radônio acima do limite de referência recomendado pela USEPA e que 8% estão acima do limite de referência recomendado pela ICRP. A distribuição dos pontos ao longo da área de estudo podem ser visualizados na Figura 3.3.

Na interpretação dos resultados (informações compiladas na Figura 2.5), a USEPA (2009) recomenda a repetição da medida se os níveis de radônio obtidos estiverem em uma faixa de valores classificados como alto - acima de 148 Bq.m⁻³ (4pCi/L). Essa deve ser executada no mesmo local da primeira, em condições equivalentes, utilizando o mesmo equipamento. Para a Agência tal medida tem como objetivo confirmar se os níveis de radônio são suficientemente altos para justificar remediação. A Figura 4.2 apresenta um gráfico comparativo entre os resultados das medidas que foram repetidas.

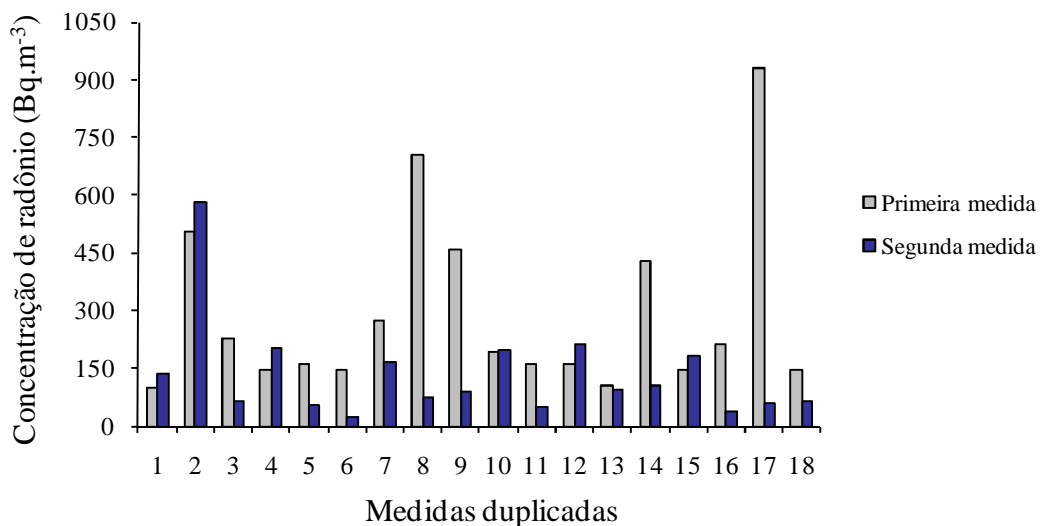


Figura 4.2. Comparação entre os resultados de medidas repetidas

Como pode ser observado na figura, os resultados foram compatíveis em apenas 22% dos casos. Entretanto, a diferença detectada entre as medidas é facilmente explicável ao se constatar que, em decorrência do curto prazo do trabalho, estas foram conduzidas em períodos sazonais distintos (as primeiras foram executadas no inverno e as segundas, no verão). A influência dos parâmetros meteorológicos nas concentrações de radônio obtidas será explanada a seguir no item 4.1.1.

Algumas cidades da RMBH apresentam poucos pontos medidos ou nenhum. Isto ocorre porque em determinadas áreas da região em estudo, a metodologia utilizada (ver item 3.2.1) demonstrou que a densidade demográfica é baixa ou não há mancha urbana considerável para a exposição ao radônio representar impacto radiológico significativo. Este é o caso de Brumadinho, Capim Branco, Confins, Itaguara, Itatiaiuçu, Mário Campos, Nova União, Raposos, Rio Acima, Rio Manso, São José da Lapa, Sarzedo e Taguaraçu de Minas. Baseado nesse critério, tais cidades foram suficientemente investigadas. Por outro lado, áreas urbanizadas como Belo Horizonte, por exemplo, receberam considerável atenção neste trabalho. A Figura 4.3 apresenta o descrito e comprova a efetividade da metodologia elaborada para a seleção dos pontos de amostragem. Na referida figura, as tonalidades de cor-de-rosa representam a classes de densidade demográfica. Optou-se, nesse caso, por não apresentar a legenda devido ao número excessivo de classes.

Na Tabela 4.1, por sua vez, observa-se as concentrações médias de radônio, além da média geométrica, desvio padrão e concentração máxima e mínima, subdivididas em função das cidades que compõe a RMBH. Os resultados são apresentados nestes termos tendo em vista um dos objetivos específicos deste trabalho, de determinar áreas susceptível de radônio.

Observa-se na Tabela, as concentrações médias de radônio obtidas em Baldim (123 Bq.m^{-3}), Belo Horizonte (122 Bq.m^{-3}), Betim (101 Bq.m^{-3}), Caeté (92 Bq.m^{-3}), Florestal (101 Bq.m^{-3}), Igarapé (522 Bq.m^{-3}), Itaguara (265 Bq.m^{-3}), Itatiaiuçu (160 Bq.m^{-3}), Lagoa Santa (218 Bq.m^{-3}), Mateus Leme (111 Bq.m^{-3}), Matozinhos (166 Bq.m^{-3}), Rio Manso (117 Bq.m^{-3}) e Santa Luzia (92 Bq.m^{-3}) estão significativamente maior que os resultados mencionados para áreas de baixo background, as quais apresentam valor

médio da ordem de 40 Bq.m^{-3} (Magalhães *et al*, 2003; UNSCEAR, 1988). Dessa forma, as concentrações média de radônio obtidas sugerem que tais cidades podem ser classificadas como áreas susceptíveis de radônio. Estas são áreas onde há uma probabilidade maior de serem encontradas residências com níveis de radônio superior aos limites de referência. Estes resultados reforçam a necessidade de aprofundamentos de estudos em áreas menores.

No Brasil, já foram identificadas algumas áreas com background elevado, como é o caso de Poços de Caldas, onde localiza a primeira mineração de urânio brasileira. Na Tabela 4.2 mostra-se a concentração de radônio média na RMBH, no Rio de Janeiro e em diferentes áreas da região de Poços de Caldas. Nota-se que o resultado médio para radônio em ambientes internos da RMBH é significativamente superior quando comparado com os resultados de estudos similares no Rio de Janeiro e na área urbana de Poços de Caldas. Para a área rural de Poços de Caldas o valor médio encontrado é de 204 Bq.m^{-3} , superior a todos os valores médios obtidos nos estudos citados.

Apesar da maior parte da população da RMBH está inserida em uma litologia que sugere a existência de altas concentrações de radônio no interior de residências, como Poços de Caldas, por exemplo, uma comparação visual entre essas duas características não demonstrou uma relação significativa (Figura 4.4).

Convém ressaltar que grande variabilidade é uma característica inerente aos programas de medida de radônio. No caso da RMBH ela decorre: do diversificado embasamento geológico da região estudada, da composição dos materiais de construção; das distintas tipologias construtivas avaliadas, as quais dependem da finalidade dos edifícios (residências, comércios, espaços públicos, etc) e da condição socioeconômica dos proprietários; e do período sazonal que a medida foi realizada.

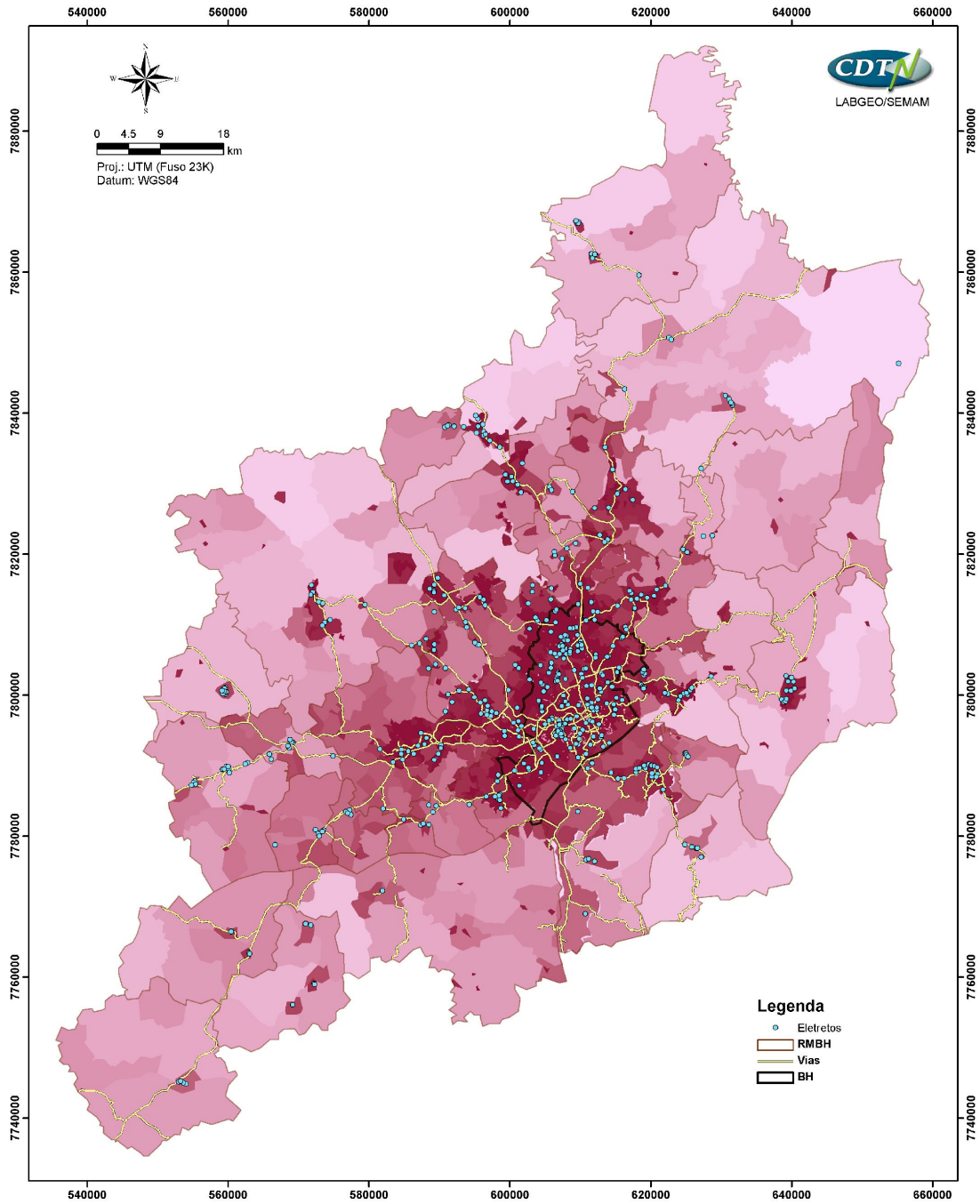


Figura 4.3. Pontos medidos na RMBH sobrepostos à densidade demográfica
Fonte: LABGEO/CDTN (2010).

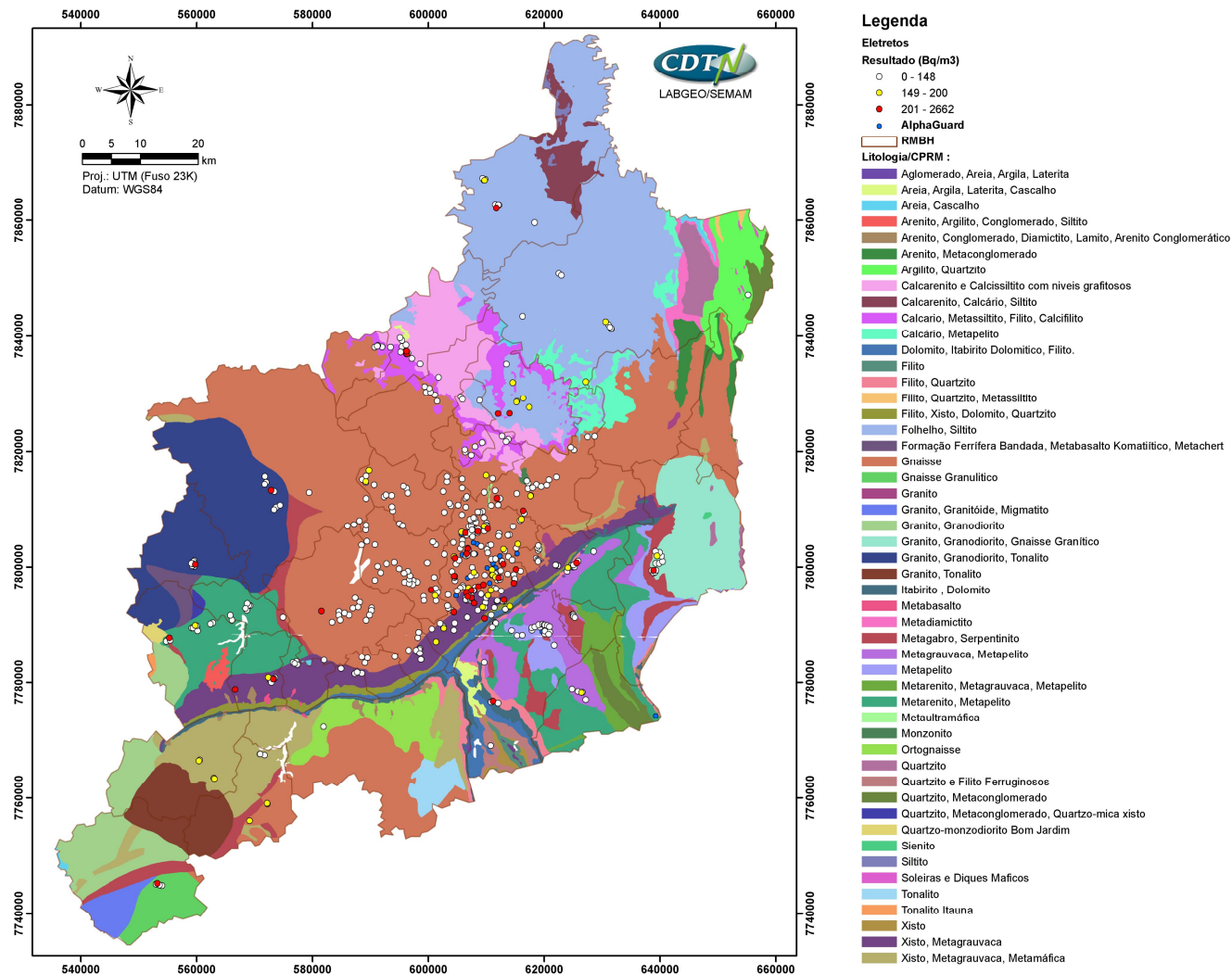


Figura 4.4. Pontos medidos sobrepostos a litologia da RMBH
Fonte: LABGEO/CDTN (2010).

Tabela 4.1. Concentração de radônio em residências e outras construções da RMBH

| RMBH | N | Média Aritmética (Bq.m ⁻³) | Média Geométrica (Bq.m ⁻³) | Desvio Padrão | Concentração Mínima (Bq.m ⁻³) | Concentração Máxima (Bq.m ⁻³) |
|----------------------|------------|---|---|---------------|--|--|
| Baldim | 10 | 123 | 114 | 54 | 63 | 229 |
| Belo Horizonte | 174 | 122 | 85 | 158 | 4 | 1576 |
| Betim | 15 | 101 | 64 | 154 | 26 | 644 |
| Brumadinho | 1 | 70 | * | * | * | * |
| Caeté | 12 | 92 | 66 | 103 | 26 | 400 |
| Capim Branco | 4 | 44 | 43 | 8 | 33 | 52 |
| Confins | 3 | 46 | 39 | 32 | 22 | 81 |
| Contagem | 35 | 69 | 53 | 60 | 4 | 337 |
| Esmeraldas | 13 | 85 | 76 | 53 | 44 | 248 |
| Florestal | 16 | 101 | 82 | 91 | 26 | 426 |
| Ibirité | 9 | 66 | 61 | 29 | 37 | 107 |
| Igarapé | 7 | 522 | 136 | 967 | 19 | 2664 ^a |
| Itaguara | 5 | 265 | 112 | 440 | 44 | 1051 |
| Itatiaiuçu | 4 | 160 | 159 | 21 | 137 | 189 |
| Jaboticatubas | 9 | 76 | 64 | 52 | 37 | 167 |
| Juatuba | 8 | 74 | 73 | 9 | 56 | 85 |
| Lagoa Santa | 9 | 218 | 178 | 192 | 96 | 718 |
| Mário Campos | 4 | 60 | 59 | 16 | 44 | 81 |
| Mateus Leme | 12 | 111 | 104 | 45 | 63 | 222 |
| Matozinhos | 12 | 166 | 111 | 203 | 63 | 707 |
| Nova Lima | 27 | 70 | 57 | 46 | 19 | 226 |
| Nova União | 0 | * | * | * | * | * |
| Pedro Leopoldo | 7 | 66 | 61 | 29 | 37 | 107 |
| Raposos | 5 | 23 | 21 | 12 | 11 | 41 |
| Ribeirão das Neves | 25 | 64 | 56 | 40 | 22 | 192 |
| Rio Acima | 6 | 65 | 51 | 57 | 30 | 174 |
| Rio Manso | 6 | 117 | 108 | 50 | 63 | 189 |
| Sabará | 21 | 86 | 74 | 55 | 37 | 263 |
| Santa Luzia | 23 | 92 | 80 | 56 | 33 | 270 |
| São Joaquim de Bicas | 4 | 60 | 50 | 47 | 30 | 130 |
| São José da Lapa | 5 | 71 | 64 | 40 | 41 | 137 |
| Sarzedo | 3 | 74 | 72 | 19 | 56 | 93 |
| Taguaraçu de Minas | 1 | 15 | * | * | * | * |
| Vespasiano | 6 | 81 | 79 | 25 | 59 | 115 |
| TOTAL | 501 | 108 | 76 | 170 | 4 | 2664 |

^a Observações posteriores das condições experimentais recomendam não considerar este resultado antes de repetições e outras avaliações

Tabela 4.2. Concentração de radônio na RMBH, no Rio de Janeiro e nas áreas urbana e rural de Poços de Caldas

| | Concentração de radônio em ambientes internos (Bq.m ⁻³) | | | |
|-----------|---|-----------------------------|--------------------------|-------------------------|
| | RMBH | Rio de Janeiro ^a | Poços de Caldas | |
| | | | Área urbana ^b | Área rural ^c |
| Média | 108 | 40 | 61 | 204 |
| Intervalo | 4 - 2664 | <5 - 200 | 12 - 920 | 50 - 1050 |
| N | 501 | 48 | 95 | 30 |

^a Magalhães *et al* (2003)

^b Amaral *et al* (1992) *apud* Magalhães (2003)

^c Veiga *et al* (1999) *apud* Magalhães (2003)

4.1.1. Influência de parâmetros meteorológicos na concentração de radônio em residências.

A variação da concentração de radônio através do dia em uma residência da RMBH é apresentada na Figura 4.5 e a da sua progênie (EEC) na Figura 4.6. Os resultados correspondem ao valor médio de cada hora para todo período medido com os detectores contínuos AlphaGUARD e DOSEman, respectivamente.

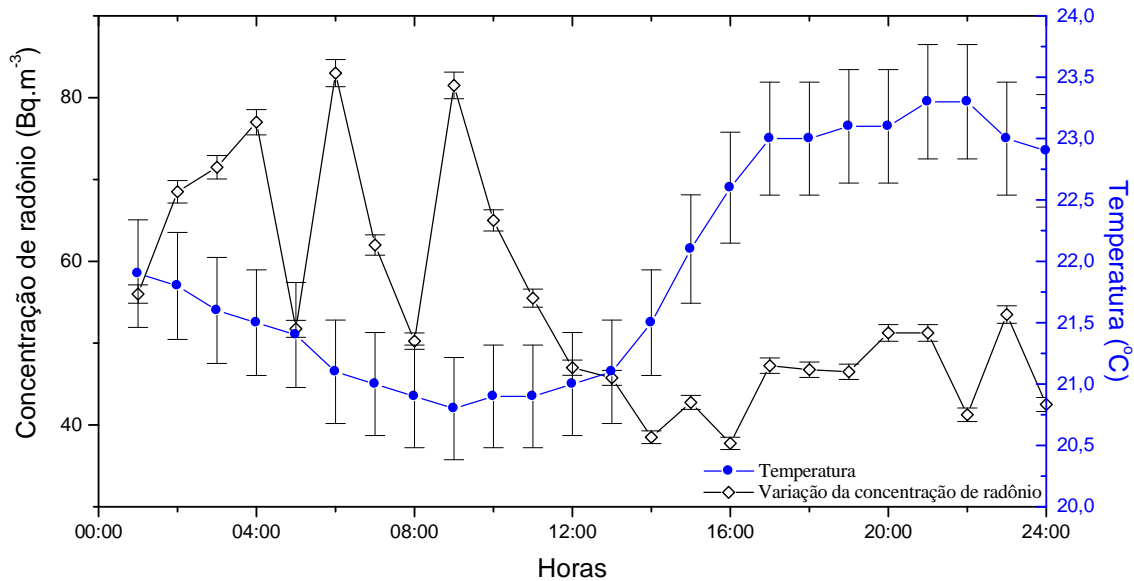


Figura 4.5 Variação diurna da concentração de radônio em uma residência localizada na RMBH

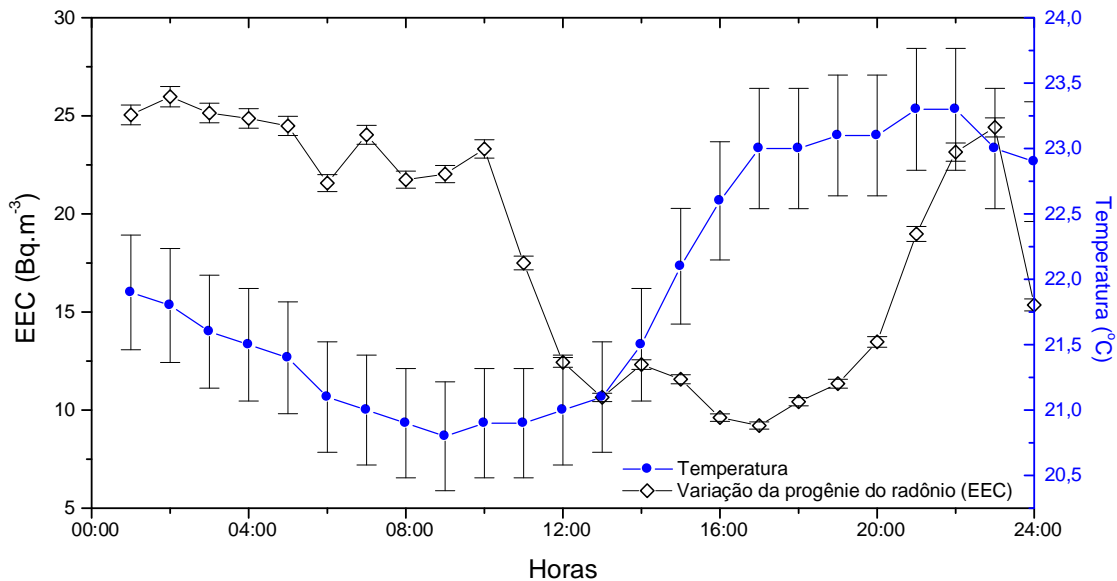


Figura 4.6. Variação diurna da progênie do radônio em uma residência localizada na RMBH

Como pode ser observado nas Figuras parece existir uma associação inversa entre temperatura e radônio. Isso ocorre porque mudanças nas condições meteorológicas, como temperatura, influenciam a taxa de emissão e exalação de radônio do solo, considerado a principal fonte de radônio da atmosfera e de ambientes internos. Em geral, temperaturas menores no período da manhã propiciam uma estabilidade atmosférica, a qual restringem a mistura vertical; conseqüentemente, concentrações de radônio mais elevadas ocorrem nesse período do dia. Por outro lado, no período da tarde, a radiação solar aquece o solo e causa uma redução na pressão atmosférica, o que aumenta a mistura vertical e gera um declínio na concentração de radônio. Resultados similares foram encontrados por Magalhães *et al* (2003). Entretanto, tal fato será melhor detalhado em estudos futuros.

Na Figura 4.7, por sua vez, consta a variação da concentração de radônio em função da taxa de precipitação durante o período do estudo, fornecida pela estação meteorológica do CDTN/CNEN. Nota-se na figura que valores baixos de concentração de radônio foram encontrados preferencialmente no verão. Isso é facilmente explicável ao se verificar que a RMBH apresenta clima tropical de altitude, no qual o período de verão é definido por chuvas e temperaturas elevadas enquanto que o inverno por baixas

temperaturas e pouca precipitação. Essa característica de chuvas constantes no verão, aumenta a umidade dos solos, o que cria uma barreira física para a difusão do radônio, com conseqüente redução da taxa de exalação desse gás. Além disso, devido à alta solubilidade do radônio em água, a chuva o transporta para as camadas mais profundas do solo (Magalhães *et al*, 2003). Cabe ressaltar que esta é uma avaliação apenas para explicar que a variação dos resultados relaciona-se com os períodos sazonais, não podendo ser utilizada para comprovar ou explicar o fenômeno de exalação já que a medida não foi realizada com tal finalidade.

Não observou-se relação coerente entre as concentrações de radônio obtidas e as seguintes grandezas meteorológicas do período: umidade, temperatura do ar e pressão atmosférica

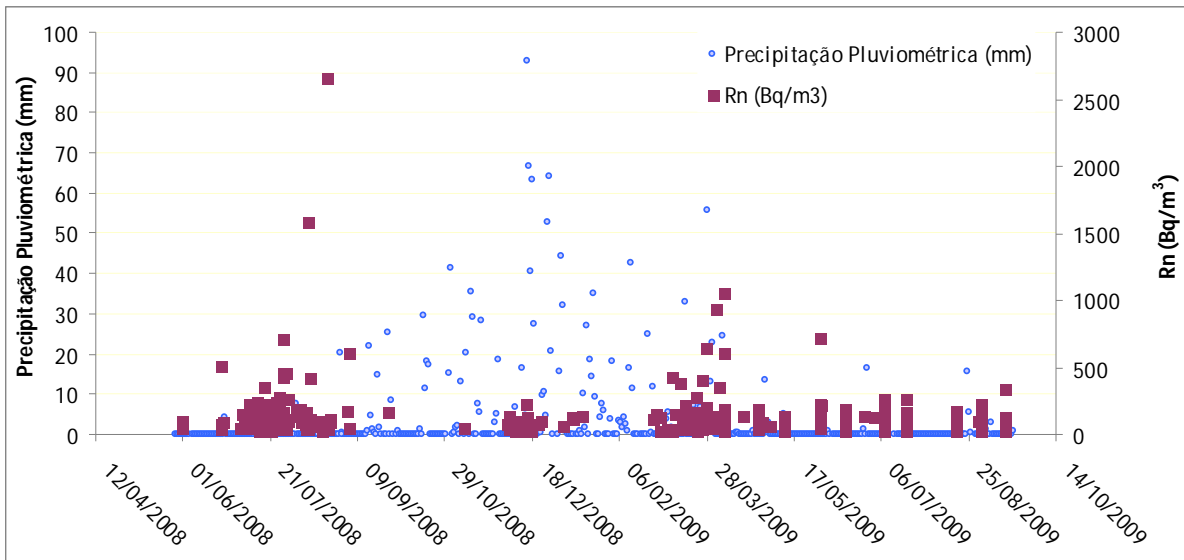


Figura 4.7. Influência da precipitação nas concentrações de radônio obtidas em residências da RMBH

4.2. Considerações sobre as principais fontes de radônio: solo e materiais de construção

Esta seção descreve os resultados obtidos nas medidas de radônio nos gases do solo com AlphaGUARD. Descreve também os resultados obtidos na análise por espectrometria gama para os materiais de construção.

4.2.1. Concentração de radônio no solo

A Tabela 4.3 apresenta a concentração de radônio total ($^{222}\text{Rn} + ^{220}\text{Rn}$), de ^{222}Rn e ^{220}Rn nos gases dos solos da RMBH. A seleção dos locais amostrados baseou em dois critérios: background gama e níveis de radônio no interior de residências que superaram os níveis de ação internacionais recomendados pela USEPA e ICRP.

Tabela 4.3. Concentração de radônio no solo da RMBH

| Medidas de Radônio no solo | | | | |
|----------------------------|-------------------------------|--|-------------------------------|-------------------------------|
| Local | | Concentração ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) | | |
| Cidade | Bairro | Radônio Total | Radônio (^{222}Rn) | Torônio (^{220}Rn) |
| Baldim | Centro | 136 ± 5 | 47 ± 2 | 88 ± 5 |
| Belo Horizonte | Caiçara | 92 ± 3 | 7 ± 3 | 85 ± 5 |
| Belo Horizonte | Castelo | 122 ± 4 | 41 ± 3 | 81 ± 5 |
| Belo Horizonte | CDTN (Ponto 1) | 69 ± 2 | 28 ± 4 | 41 ± 4 |
| Belo Horizonte | CDTN (Ponto 2) | 70 ± 3 | 26 ± 44 | 44 ± 5 |
| Belo Horizonte | CDTN (Ponto 3) | 74 ± 3 | 33 ± 3 | 41 ± 4 |
| Belo Horizonte | Dona Clara | 52 ± 2 | 10 ± 3 | 42 ± 4 |
| Belo Horizonte | Engenho Nogueira (Ponto 1) | 146 ± 5 | 77 ± 4 | 69 ± 6 |

Tabela 4.3. Continuação: Concentração de radônio nos gases do solo da RMBH

| Medidas de Radônio no solo | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------------|---|-----------------------------------|-----------------------------------|
| Local | | Concentração (Bq.m⁻³) | | |
| Cidade | Bairro | Radônio Total | Radônio (²²²Rn) | Torônio (²²⁰Rn) |
| Belo Horizonte | Itapoã (Ponto 2) | 46 ± 2 | 12 ± 3 | 34 ± 4 |
| Belo Horizonte | Jardim América (Ponto 1) | 75 ± 3 | 28 ± 3 | 47 ± 4 |
| Belo Horizonte | Jardim América (Ponto 2) | 81 ± 3 | 37 ± 2 | 44 ± 4 |
| Belo Horizonte | Jardim América (Ponto 3) | 116 ± 4 | 93 ± 4 | 23 ± 6 |
| Belo Horizonte | Nova Suíça (Ponto 1) | 86 ± 3 | 46 ± 2 | 40 ± 4 |
| Belo Horizonte | Nova Suíça (Ponto 2) | 106 ± 4 | 49 ± 2 | 57 ± 4 |
| Belo Horizonte | Ouro Preto (Ponto1) | 35 ± 4 | 14 ± 3 | 22 ± 5 |
| Belo Horizonte | Ouro Preto (Ponto 2) | 125 ± 4 | 68 ± 4 | 58 ± 5 |
| Belo Horizonte | São Luiz (Ponto 1) | 32 ± 4 | 15 ± 3 | 17 ± 5 |
| Belo Horizonte | São Luiz (Ponto 2) | 187 ± 6 | 39 ± 2 | 149 ± 6 |
| Capim Branco | Centro | 59 ± 3 | 22 ± 4 | 36, ± 4 |
| Jaboticatubas | Centro | 80 ± 3 | 26 ± 3 | 54 ± 4 |
| Lagoa Santa | Centro (Ponto 1) | 73 ± 2 | 29 ± 3 | 43 ± 4 |
| Lagoa Santa | Centro (Ponto 2) | 61 ± 2 | 12 ± 3 | 49 ± 4 |
| Matozinhos | Centro (Ponto 1) | 59 ± 3 | 20 ± 3 | 40 ± 4 |
| Matozinhos | Centro (Ponto 2) | 88 ± 3 | 27 ± 4 | 62 ± 5 |

Como pode ser observado na Tabela 4.3, Engenho Nogueira (ponto 1-Belo Horizonte), Jardim Améria (ponto 3-Belo Horizonte), Nova Suissa (ponto 1 e 2 - Belo Horizonte), Ouro Preto (ponto 2-Belo Horizonte), Castelo (Belo Horizonte) e Centro(Baldir) foram as regiões com concentração de ^{222}Rn mais significativas. Nas demais regiões, as concentrações de ^{220}Rn foram superiores a de ^{222}Rn . Tendo em vista que o tempo de meia-vida do ^{220}Rn é de apenas 55s, pode-se afirmar que a quantidade desse gás que entra na atmosfera e, conseqüentemente, em residências proveniente do solo é desprezível.

Na Figura 4.8, é apresentado um gráfico comparativo entre os pontos amostrados e o intervalo de valores para ^{222}Rn no solo (Eisenbud & Gessel, 1997). Nota-se que os pontos citados acima ultrapassam o valor máximo do intervalo em até duas vezes, como é o caso do Jardim América (ponto3-Belo Horizonte). Além disso, Engenho Nogueira (ponto 1-Belo Horizonte), Jardim Améria (ponto 3-Belo Horizonte) e Ouro Preto (ponto 2-Belo Horizonte) ultrapassam o valor sugerido por Ákerblom de 50 Bq.m^{-3} como limiar a partir do qual, em rochas com permeabilidade intermediária a elevada, existe a probabilidade elevada de serem excedidos os valores recomendados para a concentração de radônio em habitações. Ainda conforme a Figura 4.8 a maioria das concentrações de ^{222}Rn obtidas na RMBH estão dentro do intervalo de valores médios no solo.

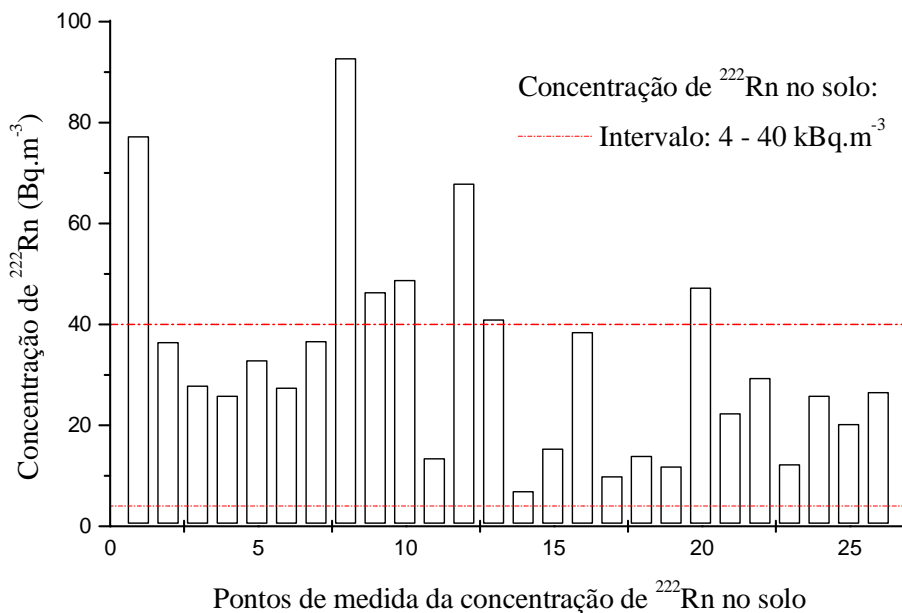


Figura 4.8. Comparação entre as concentrações obtidas e intervalo de valores no solo para ^{222}Rn

Ressalta-se que, de acordo com a literatura o solo é a principal fonte de ^{222}Rn em residências. Entretanto, os resultados obtidos sugerem que a maioria dos resultados da concentração desse gás nos solos da RMBH estão dentro da faixa de valores médios conforme Eisenbud & Gessel (1997). Para avaliações mais generalistas do solo como fonte de radônio em residências, é necessário realizar mais medidas, considerando o embasamento geológico característico de cada região.

4.2.2. Atividade dos radionuclídeos nos materiais de construção

Conforme anteriormente exposto, os radionuclídeos analisados foram ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{224}Ra . Na Tabela 4.4 são apresentados os valores das atividades específicas e o desvio padrão das medidas dos referidos elementos para as amostras de materiais de construção analisadas individualmente.

Tabela 4.4. Atividades específicas do ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{224}Ra para cada amostra.

| Materiais de Construção | Atividade Específica (Bq.kg^{-1}) | | | |
|-------------------------|--|---|-------------------|---|
| | Família do urânio | | Família do Tório | |
| | ^{238}U | ^{214}Bi (^{226}Ra) | ^{232}Th | ^{212}Pb (^{224}Ra) |
| Brita | 77,6 ± 25,9 | 31,8 ± 0,8 | 110,8 ± 8,2 | 136,6 ± 0,9 |
| Tijolo | 103,4 ± 25,9 | 48,7 ± 0,9 | 147,7 ± 12,3 | 153,3 ± 0,9 |
| Mistura para Tijolo | 77,6 ± 25,9 | 38,4 ± 0,1 | 135,4 ± 12,3 | 139,9 ± 0,9 |
| Telha | 51,7 ± 25,9 | 75,5 ± 1,4 | 114,9 ± 8,2 | 101,4 ± 1,1 |
| Granito | 129,3 ± 25,9 | 33,2 ± 1,2 | 86,2 ± 4,1 | 110,9 ± 1,2 |
| Cimento | 361,9 ± 25,9 | 205 ± 2,2 | 49,2 ± 4,1 | 37,0 ± 0,8 |
| Gesso | <25,9 | 0,7 ± 0,1 | <4,1 | 0,6 ± 0,1 |

Como pode ser observado nas Tabela 4.4, todas as amostras apresentaram atividades específicas significativas de ^{238}U e ^{226}Ra , exceto o gesso. Nesta, o ^{238}U foi inferior a $25,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$, limite de detecção desse radionuclídeo por ativação neutrônica e a atividade específica do ^{226}Ra foi inferior a 1 Bq.kg^{-1} . Situação análoga ocorre com os radionuclídeos da família do tório. Nota-se que a atividade de ^{232}Th e ^{212}Pb nas amostras de brita, tijolo, mistura para tijolo e telha foram maior que a de ^{238}U e ^{226}Ra , respectivamente, o que é facilmente explicável visto que o ^{232}Th é aproximadamente quatro vezes mais abundante que o urânio nas rochas crustais. (Bonotto, 2004).

A Figura 4.9 apresenta gráficos comparativos entre as amostras de atividades específicas significativas e o valor médio mundial para os radionuclídeos ^{232}Th e ^{226}Ra nos materiais de construção, o qual é 50 Bq.Kg^{-1} (UNSCEAR, 1993). Conforme a Figura 4.9 (a), as atividades específicas de ^{232}Th para as amostras de brita, tijolo, mistura para tijolo, telha e granito ultrapassam o valor médio para materiais de construção em até três vezes, como é o caso do tijolo. De acordo com a Figura 4.9 (b), para o ^{226}Ra , as atividades específicas obtidas para as amostras de telha e cimento ultrapassam o valor médio em cerca de 50% e mais de 300%, respectivamente.

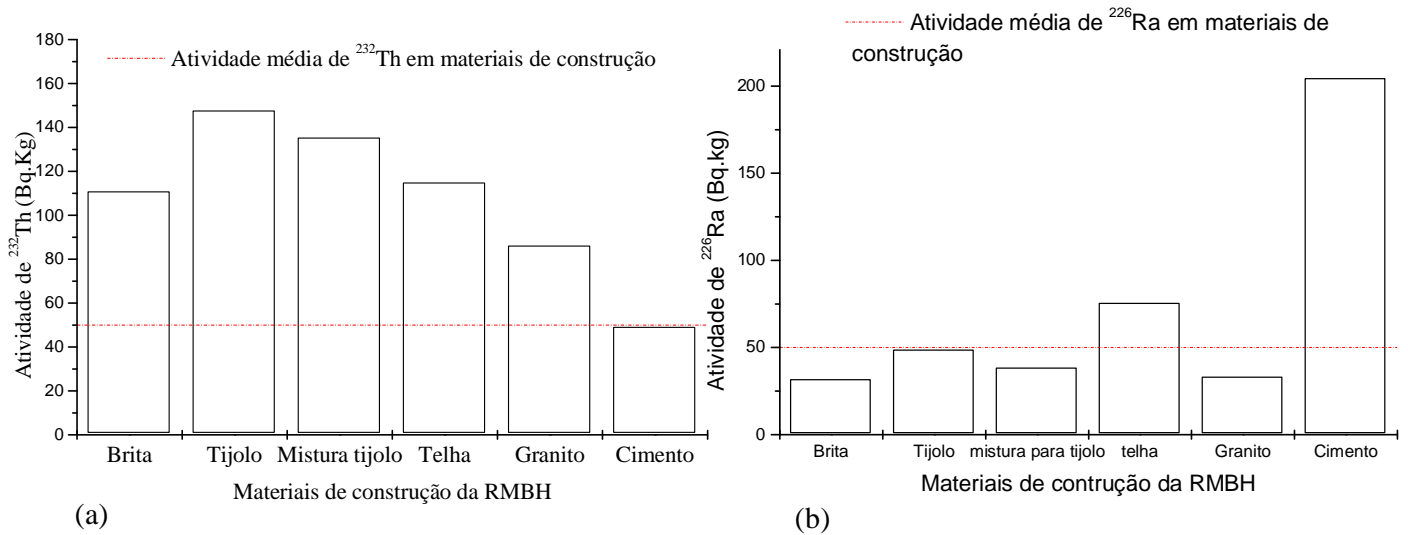


Figura 4.9. (a) Comparação entre as atividades específicas obtidas e valores médios em materiais de construção para ^{238}U e (b) ^{226}Ra .

Nota-se que, ao constatar a presença de tais radionuclídeos, em atividade superior ao limite considerado, nas amostras de brita, tijolo, mistura para tijolo, telha e granito, torna-se necessário verificar o fluxo difusivo (J_D) de ^{220}Rn e ^{222}Rn nesses materiais com sua correspondente taxa de entrada em residências (U). Estas variáveis foram calculada através das equações 2.2.3 e 2.2.4, respectivamente, abordadas no item 2.2.4 deste trabalho. Para o cálculo, utilizou-se os parâmetros característicos dos materiais de construção recomendados pela UNSCEAR (1993) para a residência padrão, como porosidade ($\epsilon=0,15$), densidade do grão ($\rho=1600 \text{ kg.m}^{-3}$), fração de emanação ($f=0,1$), e coeficiente de difusão ($D_c=1 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$) para uma residência de área igual a 450 m^2 e

volume igual a 250m³. Além disso, considerou-se uma espessura de 0,2 m para todos os materiais.

Os resultados do cálculo para as amostras podem ser visualizados na Tabela 4.5. Observa-se que nas condições consideradas, todas as amostras constituem fontes de ²²⁰Rn. Entretanto, somente a telha e o cimento contribuem significativamente para o ²²²Rn, todavia, em menor proporção. Esses resultados indicam que o uso desses materiais merecem uma avaliação mais criteriosa quanto à radioatividade associada, especialmente para uso em ambientes fechados.

Tabela 4.5. Fluxo difusivo (J_D) de ²²⁰Rn e ²²²Rn em materiais de construção e taxa de entrada (U) de ²²⁰Rn e ²²²Rn em residências.

| Materiais de Construção | ²²⁰ Rn | | ²²² Rn | |
|----------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| | J_D (Bq.m ⁻² .s) | U (Bq.m ⁻³ .h) | J_D (Bq.m ⁻² .s) | U (Bq.m ⁻³ .h) |
| Brita | 0,636 | 4124 | 0,001 | 6 |
| Tijolo | 0,714 | 4628 | 0,001 | 10 |
| Mistura para tijolo | 0,652 | 4224 | 0,001 | 8 |
| Telha | 0,472 | 3061 | 0,002 | 15 |
| Granito | 0,517 | 3348 | 0,001 | 7 |
| Cimento | 0,172 | 1117 | 0,006 | 40 |

Ressalta-se que, este trabalho restringiu-se a discussão sobre a contribuição dos materiais de construção como fonte de radônio, sem considerar as emissões gama. Entretanto, os dados obtidos sugerem a necessidade de aprofundamentos de estudos em relação à exposição externa decorrente dos raios gamas promovida pelos radionuclídeos naturais, ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K. Para isso, representa-se as atividades desses radionuclídeos como uma única grandeza, que leva em conta o risco radiológico associado: a atividade de rádio equivalente.

4.2.3. Considerações pertinentes sobre o Equilíbrio Radioativo nas Amostras

A expressão estado de equilíbrio é geralmente usada para a condição em que a derivada de uma função em relação ao tempo é igual a zero. Ao aplicar esta condição aos membros de uma cadeia radioativa, o número de átomos de cada espécie na cadeia não estaria mudando, ou seja, a atividade do filho é igual a do pai. Esta condição é chamada

de equilíbrio secular e ocorre, quando a substância pai tiver meia-vida muito longa em comparação a qualquer um dos produtos de decaimento, como é caso do ^{238}U e do ^{232}Th (Kaplan, 1978).

Para que o equilíbrio secular se estabeleça, é necessário ter certeza de que o material não é perturbado, ou seja, nenhum produto de decaimento é removido nem escapa por um tempo suficientemente longo. Uma vez que a série de decaimento esteja em equilíbrio, a partir da medida da abundância de um filho pode-se inferir a abundância do pai.

Na análise de ^{226}Ra e ^{224}Ra por espectrometria gama a condição de equilíbrio desses radionuclídeos com seus filhos de meia-vida curta é fundamental. Para tanto, as amostras permaneceram em recipientes vedados por no mínimo de trinta dias, conforme mencionado no item 3.2.3. Essa situação de equilíbrio alcançada permite que a atividade específica do ^{226}Ra seja avaliada por meio da energia gama do ^{214}Bi e, a do ^{224}Ra pela energia gama do ^{212}Pb .

Na Figura 4.10 é mostrada correlação entre as atividades de ^{214}Bi e ^{214}Pb , filhos do ^{226}Ra , para todas as amostras a fim de constatar o equilíbrio. Nota-se que as atividades específicas dos elementos foram próximas, o que garante essa condição.

Para o ^{224}Ra , o equilíbrio secular foi verificado através da correlação entre ^{212}Pb e ^{228}Ac . Como pode-se observar, a correlação indica que as atividades dos radionuclídeos foram compatíveis, ou seja, o equilíbrio foi estabelecido (Figura 4.11).

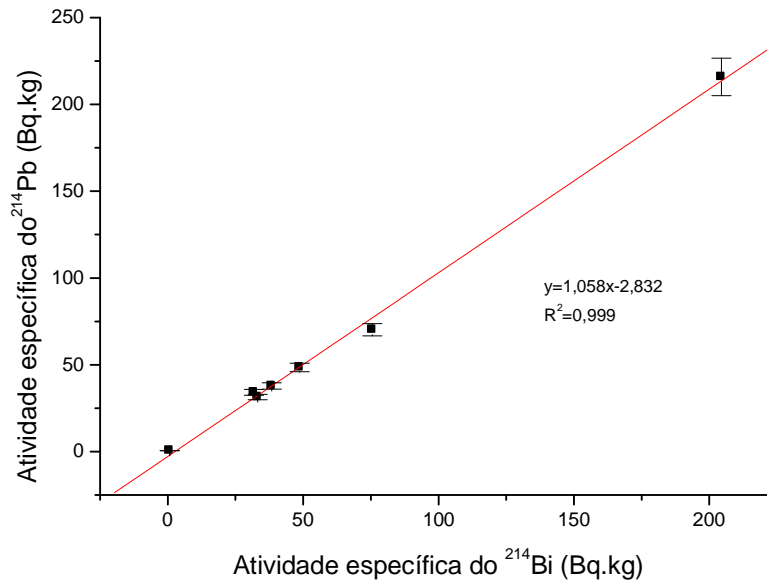


Figura 4.10. Correlação entre as atividades específicas de ^{214}Bi e ^{214}Pb

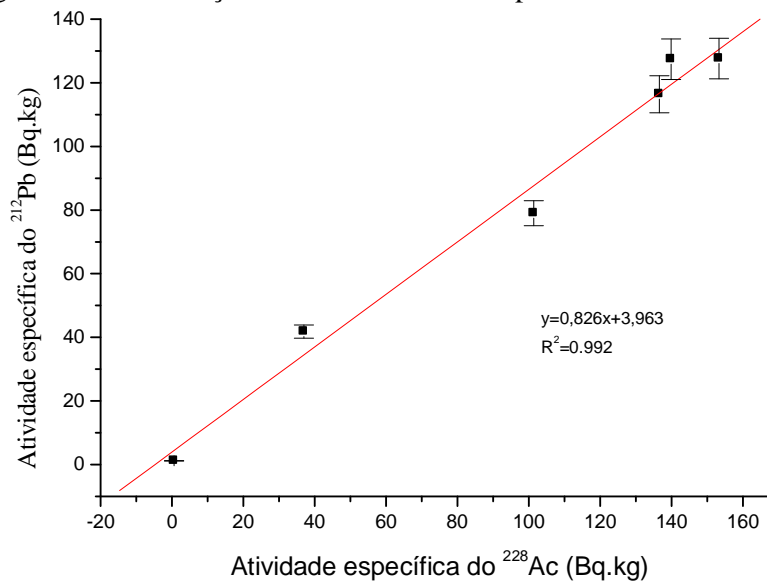


Figura 4.11. Correlação entre as atividades específicas de ^{212}Pb e ^{228}Ac

4.3. Avaliação preliminar das doses devido ao Rn no interior de residências

Os resultados do cálculo para 14 residências da RMBH podem ser visualizados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6. Valores calculados de fator de equilíbrio para 14 residências da RMBH.

| Residências | Fator de equilíbrio |
|-------------|---------------------|
| R1 | 0,5 |
| R2 | 0,3 |
| R3 | 0,3 |
| R4 | 0,2 |
| R5 | 0,3 |
| R6 | 0,3 |
| R7 | 0,3 |
| R8 | 0,4 |
| R9 | 0,3 |
| R10 | 0,3 |
| R11 | 0,5 |
| R12 | 0,3 |
| R13 | 0,2 |
| R14 | 0,3 |
| Média | 0,3 |

Nota-se que todos os valores obtidos estão dentro do intervalo de 0,2 a 0,6 referido na literatura (Turner , 1995).

A dose efetiva equivalente (mSv/a) pode ser calculada por meio da equação 4.3.1, dados os fatores de conversão de atividade Bq/m³ para dose de 0,17 nSv (Bq.m⁻³)/h para radônio e 9 nSv (Bq.m⁻³)/h para os produtos de decaimento do radônio (Planinié, 1999)

$$H = (0,17C_o + 9C_e)T \quad (4.3.1)$$

Nessa equação, T representa o tempo de permanência das pessoas no interior da residência, o qual é estabelecido pela UNSCEAR como sendo igual a 7000 horas por ano.

Entretanto, a avaliação de dose equivalente efetiva torna-se mais confiável se as características dos aerossóis, ou seja, a fração da progênie do radônio desanexada (f) forem consideradas. Nesse sentido, o valor da dose (mSv) pode ser calculado pela equação 4.3.2, dado o fator de qualidade do pulmão de 0,12.

$$H_f = 0,12C_o h_t \quad (4.3.2)$$

Na equação, assume-se que h_t corresponde a taxa de dose no pulmão recebida em ambientes internos, sendo calculada pela equação 4.3.3, em que 0,8 corresponde ao fator de ocupância.

$$h_t = 0,222F(2,1 + 0,8f) \quad (4.3.3)$$

A dose equivalente efetiva estimada para os habitantes da RMBH, calculada pelas equações (4.3.1) e (4.3.2), considerando $F = 0,3$ (valor médio obtido) e $f = 0,05$ (Planinié, 1999), é demonstrada na Tabela 4.7. A norma da CNEN-NN-3.01, não se aplica diretamente à radioatividade natural. Entretanto, para efeito de comparação, pode-se observar nesta tabela, que a dose equivalente efetiva, em ambos os casos, ultrapassou o limite estabelecido de 1mSv.a^{-1} , que os indivíduos do público possam estar submetidos. Isso implica que, uma monitoração radiológica ambiental mais detalhada deve ser realizada nessa região.

Tabela 4.7. Concentração média de radônio, concentração média da progênie do radônio e dose equivalente efetiva para a RMBH.

| Área de estudo | Concentração média de radônio (Bq.m^{-3}) <i>AlphaGUARD</i> | Concentração média da progênie do radônio (Bq.m^{-3}) <i>DOSEman</i> | H (mSv.a^{-1}) | H _f (mSv.a^{-1}) |
|----------------|---|--|---------------------------|--|
| RMBH | 108 | 43 | 2,8 | 1,8 |

Neste contexto, a ICRP (1993) também recomenda um fator de conversão de $0,021 \text{mSv}/(\text{Bq.m}^{-3})$ ano e um fator de ocupância de 0,8 para a estimativa de dose. Dessa forma, para concentração de radônio igual a $71,6 \text{Bq.m}^{-3}$, a dose equivalente efetiva equivale a $1,2 \text{mSv.a}^{-1}$ e para a concentração média de 108Bq.m^{-3} , obtida neste trabalho, $1,8 \text{mSv.a}^{-1}$.

5. CONCLUSÃO

- Aproximadamente, 15 % dos resultados obtidos são superiores aos níveis de referência internacionais recomendados pela USEPA e ICRP.
- A concentração média de radônio (108 Bq.m^{-3}) determinada para o interior de residências da RMBH é superior a mencionada pela UNSCEAR (1988) de 40 Bq.m^{-3} para áreas de baixo background. Esse valor médio também é significativamente superior quando comparado com os resultados de estudos similares.
- Algumas cidades dessa região, Baldim, Belo Horizonte, Betim, Caeté, Florestal, Igarapé, Itaguara, Itatiaiuçu, Lagoa Santa, Mateus Leme, Matozinhos, Rio Manso e Santa Luzia, apresentaram concentrações médias de radônio elevadas, sugerindo a possível existência de áreas susceptíveis de radônio, o que recomenda estudos adicionais.
- O conjunto dos dados fornece informações iniciais sobre o comportamento do radônio em condições de clima tropical. Neste trabalho, uma variação da concentração de radônio através do dia foi encontrada, com valores máximos no período da manhã e mínimos no período da tarde, os quais correlacionam inversamente com a temperatura ambiente. Quanto à variação sazonal, valores baixos de radônio foram observados preferencialmente no verão, período caracterizado por chuvas constantes que auxilia na retenção do radônio no solo.
- Em comparação ao intervalo de valores de radônio no solo publicados por Eisenbud & Gessel (1997), as concentrações de radônio em alguns pontos amostrados como Engenho Nogueira (ponto 1-Belo Horizonte), Jardim América (ponto 3-Belo Horizonte), Nova Suíssa (ponto 1 e 2 - Belo Horizonte), Ouro Preto (ponto 2-Belo Horizonte), Castelo (Belo Horizonte) e Centro (Baldim) ultrapassaram o limite máximo do intervalo de valores no solo em até duas vezes.
- De acordo com o critério sueco para radônio no solo, somente Engenho Nogueira (ponto 1-Belo Horizonte), Jardim América (ponto 3-Belo Horizonte) e

Ouro Preto (ponto 2-Belo Horizonte) são pontos classificados como alto. Estudos futuros podem adaptar o critério sueco para climas tropicais.

- Aspectos geológicos e ambientais exercem uma forte influência sobre a concentração de radônio no ar. Na RMBH, os fatores ambientais são influências dominantes na concentração de radônio em residências; a comparação visual dos dados obtidos com as características geológicas da região não apresentou diferença significativa devido insuficiência de dados.
- Em todas as amostras de materiais de construção analisadas, exceto o gesso, as atividades específicas dos radionuclídeos da família do ^{238}U e ^{232}Th foram significativas em comparação aos valores de atividade específica média mundial de radionuclídeos naturais nos matérias de construção.
- Os resultados do cálculo do fluxo difusivo (J_D) de ^{220}Rn e ^{222}Rn para os materiais de construção com sua correspondente taxa de entrada em residências (U), demonstrou que todas as amostras constituem fontes de ^{220}Rn . Entretanto, somente a telha e o cimento contribuem significativamente para o ^{222}Rn , todavia, em menor proporção.
- A utilização dos materiais de construção analisados, para uso em construções fechadas, deve ser melhor avaliada, pois pode representar um potencial aumento de exposição radiológica devido, em especial, à exalação de radônio e às emissões gama.
- O fator de equilíbrio médio estimado para as residências da RMBH foi de 0,3, o qual situa-se dentro da faixa de valores mencionados pela literatura.
- Embora a norma 3.01 não se aplica diretamente à radioatividade ambiental, para efeito de comparação, a dose efetiva equivalente média estimada para os habitantes da RMBH foi superior a 1 mSv.ano^{-1} , valor estabelecido como limite máximo pela CNEN para isenção de controle deste órgão para indústrias não-nucleares.

- A padronização da metodologia permitiu observar a ocorrência de variações nos resultados, embora de maneira não quantitativa, decorrente de vários aspectos: do diversificado embasamento geológico da região estudada, da composição dos materiais de construção; das distintas tipologias construtivas avaliadas, as quais dependem da finalidade dos edifícios (residências, comércios, espaços públicos, etc) e da condição socioeconômica dos proprietários; e do período sazonal que a medida foi realizada.
- A utilização dos detectores E-PERM, AlphaGUARD e DOSEman mostrou-se adequada, tendo em vista os objetivos do estudo.
- A utilização da espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro também mostrou-se adequada, pois foi detectada a condição de equilíbrio entre os radionuclídeos de meia-vida curta e seus pais de meia vida longa após o período de trinta dias. Consideraram-se os decaimentos a partir do rádio, os quais foram utilizados para determinação deste.

REFERÊNCIAS

ABDALLAH, S. M. *et al.* Radon measurements in well and spring water in Lebanon. *Radiation Measurements*. Vol 42, p. 298 – 303, Elsevier Science B.V., 2006.

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA RMBH. *Perfil RMBH*. Disponível em: <http://www.agenciarmbh.mg.gov.br/index.php/rmbh/informações-básicas.html>.

Acesso em 25 novembro, 2009.

ARAMBURU, X.O., BISBAL, J. J. *Radiaciones ionizantes: utilización y riesgos*. Barcelona: Edicions UPC, 1994.

ASHER-BOLINDER, S. *et al.* A preliminary evaluation of environmental factors influencing day-to-day and seasonal soil gas radon concentration. *Field Studies of Radon in Rocks, Soils and Water*. p. 23-31, Flórida, 1993.

BALONOV, M. Exposures from environmental radioactivity: International safety Standards. *Applied Radiation and Isotopes*. Vol.66, p. 1546 – 1549. Elsevier Science B.V., 2008.

BIANCHI, M. L. *et al.* Radon- 222 Measurements in Different Locations in the Region of Campinas, SP, Brasil. *Environmental Radiochemical Analysis*. Editora: G. W. A. Newton, Ucrânia, p. 45-49, 1999.

BONOTTO, D. M. Radioatividade nas águas: Da Inglaterra ao Guarani. Editora UNESP, São Paulo, 2004.

CAMARGO, Iara Maria Carneiro. *Determinação da concentração de isótopos naturais de urânio e tório em amostras de água*. Dissertação (Mestrado em Ciências – área de Tecnologia Nuclear) – Comissão Nacional de Energia Nuclear - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, CDTN/IPEN, São Paulo, 1994.

CARDOSO, Domingos de Oliveira. *Metodologia para a determinação simultânea de radônio e torônio*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, Rio de Janeiro, 1997.

CARMO, A. T.; PRADO, R. T. A. *Qualidade do Ar Interno*. Escola Politécnica da USP, Departamento de Engenharia de Construção Civil, São Paulo, 1999.

CENTER FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH AND TECHNOLOGY, INC. and RAD ELEC, INC. “*Becoming Proficient with Rad Elect E – PERM Measurement Devices*”. Instrumental Manual, United States, 2006.

CIGNA, A. A. Radon in Caves. *Internacional Journal of Speleology*. Vol, 34 p. 1-18. Italy, 2005.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear, “*Curso de Treinamento de Operadores em Reatores de Pesquisa*”, Vol 1: *Introdução aos experimentos*. Editora CNEN/CDTN, Belo Horizonte, 2003.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Diretrizes básicas de proteção radiológica: Norma CNEN-NN-3.01*. 2006.

COLGAN, P. A; MCGARRY, A. T. Radon Monitoring and Control of Radon Exposure, *12th International Congress of the International Radiation Protection Association*, Refresher Course 15, Buenos Aires, Argentina, 2008.

COLLIER, D. E. *et al*. Thorium in mineral products. *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 97, No. 2, pp. 177–180. Nuclear Technology Publishing, 2001.

CORRÊIA, Janine Nicolosi. *Avaliação da Contaminação pelo Gás Radônio em Ambientes de Convívio Humano na Região Metropolitana de Curitiba*, (Mestrado em Engenharia Mecânica e Materiais– área Engenharia de Materiais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Departamento de Pesquisa e Pós-graduação, UTFPR, Curitiba, 2006.

CUCCIA, Valeria. *Estudo da Distribuição de Radionuclídeos Naturais na Bauxita, Processo Bayer e seus Produtos e Resíduos*. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares – área Ciências das Radiações) - Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Nuclear, Belo Horizonte, 2006.

EISENBUD, M.; GESSEL, T. *Environmental Radioactivity*. San Diego, Califórnia, 1997.

EL-AFIFI, E.M. *et al.* Evaluation of U, Th, K and emanated radon in some NORM and TENORM samples. *Radiation Measurements*. Vol. 41, p. 627-633. Elsevier Science B.V., 2006.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Citizen’s Guide to Radon*”. 402-K-09-001, 2009.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Citizen’s Guide to Radon*”. 402-K-92-001, 1992.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Consumer’s Guide to Radon Reduction*”. 402-K-92-003, 1992

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Consumer’s Guide to Radon Reduction: How to Fix your Home*”. 402-K-06-094, 2006

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Home Buyer and Seller’s Guide to Radon*”. 402-K-09-002, 2009.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Home Buyer and Seller’s Guide to Radon*”. 402-K-93-003, 1993.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Indoor Radon and Radon Decay Product Measurements Device Protocols*”. 402-R-92-004, 1992.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “*Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Home*”. 40.-R-92-003, 1993.

ESPINOSA, G. *et al.* Indoor ^{220}Rn and ^{222}Rn concentration measurements inside the Teotihuacan pyramids using NTD and E-PERM methodologies. *Radiation Measurements*. Vol 40, p. 646 – 649, Elsevier Science B.V., 2005.

FIOR, Loriane. *Análise da Concentração de Radônio proveniente de Materiais de Construção*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e Materiais– área

Engenharia de Materiais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Pesquisa e Pós-graduação, UTFPR, Curitiba, 2008.

HENDRY, J. H. *et al.* Human exposure to high natural background radiation: what can it teach us about radiation risks?, *Journal of Radiological Protection*. Vol. 29, p. 29-42, 2009.

IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. “*Radiation Protection against Radon in Workplaces other than Mines*”. Safety Reports Series No.33, Vienna, Austria, 2003.

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

KAPLAN, Irving. *Física Nuclear*. 2 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, 1978.

KOTRAPPA, P. An Electret Passive Environmental ²²²Rn Monitor Based On Ionization Measurement. *Health Physics*. Vol 54, No 1, p. 47-56, 1988.

KOTRAPPA, P. *E-PERM(R) System Manual*. Rad Elec, Inc, 2007

KOTRAPPA, P. *et al.* Electret: A new tool for measuring concentration radon and thoron in air. *Health Physics*. Vol 41, p. 35 – 46, 1981.

KOTRAPPA, P.; STIEFF, F. Radon Exhalation Rates from Building Materials Using Electret Ion Chamber Radon Monitors in Accumulators. *Health Physics*. Vol 97(2), p. 163-166, 2009.

KUMAR, R. *et al.* Radon exhalation rate from samples from the newly discovered high background radiation area at Erasama beach placer deposit of Orissa, India. *Radiation Measurements*. Vol. 43, p. 508-511. Elsevier Science B.V., 2008.

MAGALHÃES, M. H. *et al.* Radon in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 67, p. 131-143, Elsevier Science B.V., 2003

MARTINEZ, T. *et al.* Long Term and Equilibrium Factor Indoor Radon Measurements. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol.236, p. 231 – 237, 1998.

MELO, Vicente de Paula, *Avaliação da Concentração do ^{222}Rn nos Ambientes Internos e Externos de Residências do Município de Monte Alegre, PA*, Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Biofísica) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.

NEVES, L. F.; PEREIRA, A. C. Radioatividade natural e ordenamento do território: o contributo das Ciências da Terra. *Geonovas*. No 18, p.103-114, 2004.

PLANINIÉ, J. *et al.* Indoor Radon dose assessment for Osijek. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 44, p. 97 – 106, Elsevier Science B.V., 1999.

PRICE, J. G. *et al.* Radon in outdoor air in Nevada. *Health Physics*. Vol.66, p. 433 – 438, 1994.

SANTOS, Carlos Eduardo Lima. *Determinação dos Processos de Enriquecimento e das Concentrações de Radônio em Minas Subterrâneas de Fluorita e Carvão do Estado de Santa Catarina: Critérios para Avaliação dos Riscos Radiológicos*. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Instituto de Geociências, Porto Alegre, 2008.

SCHMID, A. L. Poluição dentro de casa. *Ciência Hoje*. Vol. 42, p. 20-25, No 248, 2008.

SILVA, Almy Anacleto Rodrigues. *Radônio e filhos em residências da cidade de São Paulo*. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo – Instituto de Física, São Paulo, 2005.

TANNER, A. B. Methods of characterization of ground for assessment of indoor radon potential at a site. *Field Studies of Radon in Rocks, Soil and Water*. p. 1-13, Florida, 1993.

TURNER, J. E. *Atoms, Radiation, and Radiation Protection*. New York, 1995.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*. Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 1988.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 1993.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources and Effects of Ionization Radiation*. Vol. I – Sources, Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 2000.

WHO – World Health Organization. *World Cancer Report*. IARC Press, Lyon, 2003.

WHO – World Health Organization. “*Who Handbook on Indoor Radon: A Public Health Perspective*”. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, France, 2009.

VENATI, G. C.; PIERMATTEI, S. The impact of Adopting EC Recommendations on Indoor Radon. *Radiation Protection Dosimetry*. Vol 45, p. 767-770, Nuclear Technology Publishing, 1992.

VERDELOCCO, S. *et al.* “Radon-222 Monitoring in the Joint Research Centre – ISPRA”. *The Science of the total environmental*. p. 367-368, 2001.

VILALLOBOS, Ana Paula de Oliveira. *Medida do Coeficiente de Difusão do Radônio-222 através de Tintas Usadas na Construção Civil*. Dissertação (Mestrado em Ciências)- Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade de Campinas, São Paulo, 1991.

ANEXO I – FORMULÁRIO DE INSTRUÇÃO

Esse formulário foi entregue aos colaboradores junto com o detector de eletretos com a finalidade de conscientização pública.

* Frente

Programa Medida de Radônio no Ar em Ambientes Internos: residências e outros.

Eletreto: _____

Câmara: _____

* Pedimos sua colaboração:

1. Colocar este detector em um ambiente fechado. Um cômodo rente ao solo. O detector deve ser preferencialmente colocado distante das paredes e do piso, por 50cm ou mais. Sugestão: ver desenho no verso;
2. Estando no local de instalação, abrir o detector. (girar a tampa até que a mola interna se expanda);
3. Anotar a data e a hora da instalação.
4. Após 2 ou 3 dias (mínimo de 48 horas), fechar o detector (apertar a tampa contra a mola e girar fechando);
5. Anotar a data e a hora do fechamento (retirada);
6. Colocar o detector na embalagem plástica original para devolução;

Nome: _____

e-mail: _____

End - Rua: _____

Nº: _____ Bairro: _____

Cidade: _____

Instalação

Retirada

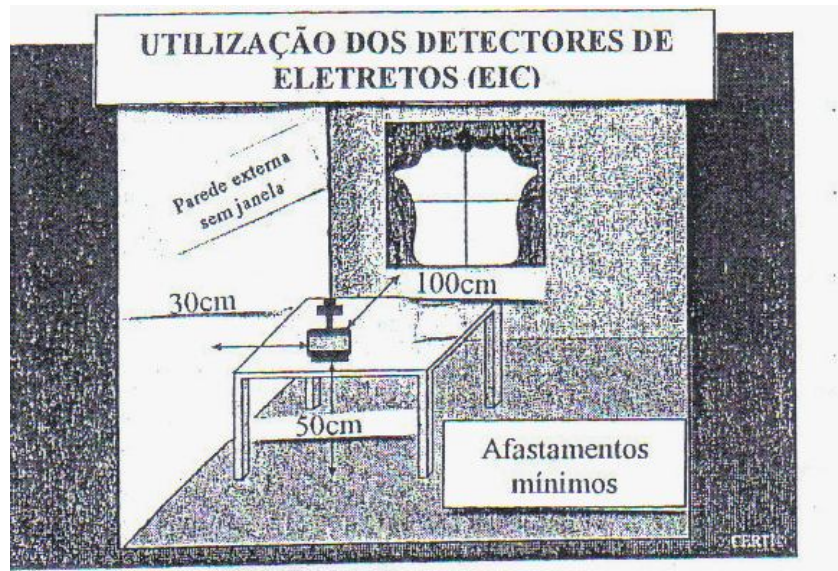
Data: ____/____/____

Data: ____/____/____

Hora: ____ hr ____ min

Hora: ____ hr ____ min

* Verso



**ANEXO II – CONSTANTES DE CALIBRAÇÃO (A E B) E CONSTANTES DE
CONVERSÃO GAMA (G) PARA CADA CONFIGURAÇÃO
E-PERM**

| Configuração E-PERM | Constante A | Constante B | Constante G |
|--------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| SST | 1,69776000 | 0,0005742 | 0,087 |
| SLT | 0,14000000 | 0,0000525 | 0,087 |
| LST | 0,26127000 | 0,0001386 | 0,120 |
| LLT | 0,02382625 | 0,0000112 | 0,120 |

Fonte: Kotrappa (2007)

ANEXO III – GRÁFICOS CONTROLE DOS ELETRETOS DE REFERÊNCIA

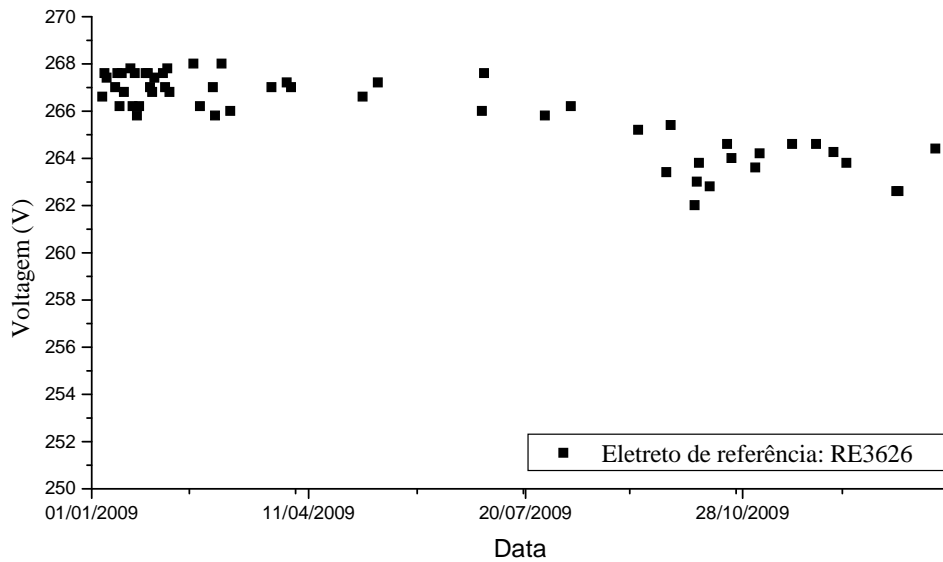


Figura III. 1. Gráfico de controle do eletreto de referência RE3626

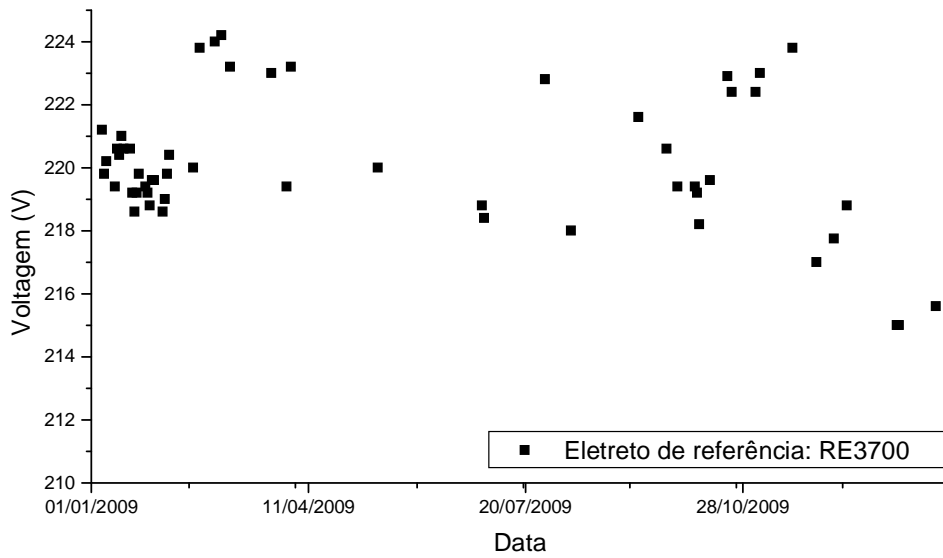


Figura III. 2. Gráfico de controle do eletreto de referência RE3700

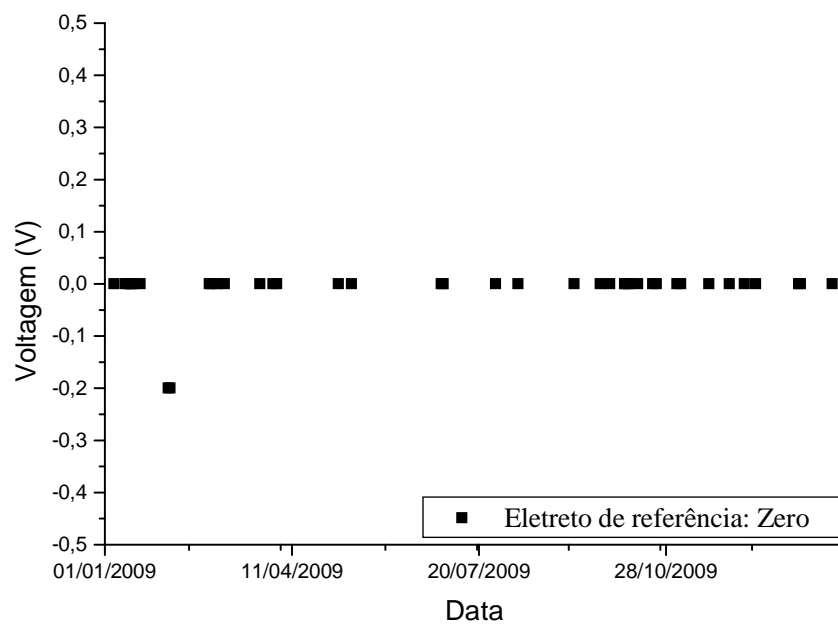


Figura III. 3. Gráfico de controle do eletreto de referência Zero

**ANEXO IV – MEDIDAS DE RADÔNIO EM RESIDÊNCIAS DA RMBH –
RESULTADOS INDIVIDUAIS**

Tabela IV. 1. Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|----------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Baldim | SEM771 | S53 | 451V | 426V | 27/05/09 | 14:25 | 01/06/09 | 14:18 | 62,9 | ± | 3,7 |
| Baldim | SEM729 | S23 | 342V | 300V | 27/05/09 | 14:25 | 01/06/09 | 14:18 | 133,2 | ± | 3,7 |
| Baldim | SEM776 | S20 | 452V | 415V | 27/05/09 | 15:00 | 01/06/09 | 14:40 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Baldim | SEM770 | S28 | 516V | 477V | 27/05/09 | 18:40 | 01/06/09 | 14:44 | 118,4 | ± | 7,4 |
| Baldim | SEM714 | S16 | 247V | 217V | 27/05/09 | 15:30 | 01/06/09 | 14:58 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Baldim | SEM716 | S14 | 546V | 516V | 27/05/09 | 15:35 | 01/06/09 | 15:01 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Baldim | SEM731 | S37 | 479V | 421V | 27/05/09 | 15:45 | 01/06/09 | 15:45 | 188,7 | ± | 11,1 |
| Baldim | SEM721 | S13 | 271V | 211V | 27/05/09 | 16:25 | 01/06/09 | 06:45 | 229,4 | ± | 11,1 |
| Baldim | SEM708 | S17 | 425V | 391V | 27/05/09 | 16:30 | 01/06/09 | 14:35 | 99,9 | ± | 7,4 |
| Baldim | SEM686 | | * | * | 01/06/09 | 16:00 | * | * | * | ± | * |
| Belo Horizonte | SEM718 | S27 | 738 V | 668 V | 20/06/08 | 23:25 | 23/06/08 | 06:37 | 506,9 | ± | 29,6 |
| Belo Horizonte | SEM515 | S36 | 702 V | 690 V | 20/06/08 | 17:50 | 23/06/08 | 08:25 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM716 | S06 | 744 V | 729 V | 20/06/08 | 18:20 | 23/06/08 | 06:20 | 74,0 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM714 | S32 | 742 V | 732 V | 21/06/08 | 00:00 | 23/06/08 | 13:40 | 37,0 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM697 | S24 | 731 V | 722 V | 02/07/08 | 08:10 | 04/07/08 | 08:30 | 44,4 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM731 | S32 | 727 V | 714 V | 03/07/08 | 18:35 | 06/07/08 | 11:22 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM780 | S21 | 724 V | 709 V | 04/07/08 | 07:20 | 07/07/08 | 07:10 | 55,5 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM515 | S27 | 689 V | 666 V | 04/07/08 | 20:10 | 07/07/08 | 07:40 | 133,2 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM729 | S33 | 726 V | 696 V | 02/07/08 | 18:58 | 06/07/08 | 17:55 | 99,9 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM708 | S23 | 720 V | 693 V | 02/07/08 | 18:00 | 05/07/08 | 07:50 | 151,7 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM770 | S20 | 732 V | 719 V | 04/07/08 | 16:00 | 07/07/08 | 07:15 | 55,5 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM686 | S30 | 733 V | 715 V | 07/07/08 | 20:00 | 10/07/08 | 08:15 | 92,5 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM771 | S13 | 736 V | 700 V | 07/07/08 | 20:24 | 10/07/08 | 08:04 | 222,0 | ± | 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM718 | S02 | 663 V | 638 V | 07/07/08 | 13:30 | 10/07/08 | 07:30 | 129,5 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM791 | S18 | 709 V | 697 V | 08/07/08 | 19:00 | 11/07/08 | 07:00 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM708 | S23 | 693 V | 681 V | 08/07/08 | 19:05 | 10/07/08 | 21:10 | 70,3 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM667 | S28 | 745 V | 729 V | 08/07/08 | 19:00 | 11/07/08 | 06:00 | 81,4 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM515 | S27 | 666 V | 655 V | 08/07/08 | 17:32 | 10/07/08 | 17:37 | 66,6 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM776 | S12 | 729 V | 710 V | 09/07/08 | 19:00 | 14/07/08 | 06:00 | 40,7 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM662 | S35 | 740 V | 717 V | 10/07/08 | 20:30 | 14/07/08 | 08:00 | 85,1 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM686 | S30 | 715 V | 704 V | 10/07/08 | 19:30 | 14/07/08 | 07:15 | 22,2 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM657 | S01 | 652 V | 635 V | 11/07/08 | 20:02 | 14/07/08 | 07:20 | 92,5 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM514 | S15 | 735 V | 700 V | 08/07/08 | 09:10 | 13/07/08 | 19:37 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM721 | S38 | 482 V | 467 V | 11/07/08 | 08:40 | 13/07/08 | 20:40 | 81,4 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM731 | S32 | 714 V | 695 V | 09/07/08 | 13:10 | 12/07/08 | 13:10 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM770 | S20 | 719 V | 709 V | 11/07/08 | 06:20 | 14/07/08 | 06:20 | 25,9 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM718 | S02 | 638 V | 619 V | 11/07/08 | 21:00 | 14/07/08 | 20:55 | 81,4 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM789 | S31 | 713 V | 676 V | 08/07/08 | 16:45 | 14/07/08 | 01:07 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM708 | S23 | 681 V | 663 V | 12/07/08 | 15:35 | 15/07/08 | 10:35 | 81,4 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM675 | S04 | 764 V | 737 V | 10/07/08 | 20:40 | 15/07/08 | 11:05 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM791 | S18 | 697 V | 677 V | 12/07/08 | 16:05 | 15/07/08 | 10:15 | 96,2 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM688 | S16 | 732V | 696V | 12/07/08 | 10:30 | 16/07/08 | 08:15 | 129,5 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM716 | S06 | 727V | 708V | 11/07/08 | 20:30 | 15/07/08 | 18:55 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM784 | S03 | 734V | 700V | 11/07/08 | 18:00 | 13/07/08 | 22:00 | 244,2 | ± | 18,5 |
| Belo Horizonte | SEM770 | S20 | 709V | 695V | 15/07/08 | 19:35 | 18/07/08 | 06:12 | 70,3 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM731 | S32 | 695V | 629V | 14/07/08 | 18:30 | 17/07/08 | 19:00 | 355,2 | ± | 22,2 |
| Belo Horizonte | SEM667 | S28 | 729V | 703V | 13/07/08 | 18:20 | 16/07/08 | 13:20 | 129,5 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM784 | S03 | 700V | 687V | 18/07/08 | 09:30 | 20/07/08 | 21:00 | 59,2 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM804 | S14 | 685V | 661V | 16/07/08 | 17:52 | 19/07/08 | 07:35 | 133,2 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM729 | S33 | 669V | 653V | 14/07/08 | 16:30 | 17/07/08 | 17:50 | 62,9 | ± | 3,7 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | Data e hora da retirada | Resultado (Bq/m ³) | |
|----------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------------|--------------|
| Belo Horizonte | SEM776 | S12 | 710V | 685V | 14/07/08 | 18:15 | 16/07/08 20:30 | 177,6 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM552 | S17 | 735V | 718V | 17/07/08 | 18:44 | 21/07/08 07:05 | 51,8 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM768 | S11 | 733V | 706V | 17/07/08 | 21:39 | 20/07/08 12:05 | 148,0 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM780 | S21 | 697V | 681V | 12/07/08 | 15:05 | 14/07/08 20:40 | 96,2 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM792 | S36 | 739V | 701V | 15/07/08 | 23:00 | 18/07/08 18:10 | 207,2 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM721 | S38 | 467V | 433V | 17/07/08 | 18:30 | 21/07/08 06:30 | 151,7 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM553 | S08 | 736V | 728V | 19/07/08 | 08:00 | 21/07/08 08:00 | 37,0 ± 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM542 | S05 | 737V | 727V | 17/07/08 | 21:49 | 21/07/08 08:05 | 18,5 ± 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM754 | S26 | 733V | 719V | 19/07/08 | 09:20 | 22/07/08 08:40 | 51,8 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM657 | S01 | 634V | 613V | 19/07/08 | 14:58 | 21/07/08 17:52 | 144,3 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM791 | S18 | 677V | 666V | 19/07/08 | 09:05 | 22/07/08 07:00 | 33,3 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM545 | S10 | 720V | 704V | 18/07/08 | 17:30 | 21/07/08 07:30 | 77,7 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM716 | S06 | 708V | 685V | 16/07/08 | 18:25 | 22/07/08 06:50 | 40,7 ± 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM771 | S13 | 686V | 669V | 16/07/08 | 19:43 | 19/07/08 08:35 | 85,1 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM718 | S02 | 619V | 585V | 17/07/08 | 08:00 | 21/07/08 08:00 | 122,1 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM789 | S31 | 676V | 639V | 17/07/08 | 20:10 | 21/07/08 06:40 | 159,1 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM714 | S37 | 685V | 656V | 22/07/08 | 21:15 | 25/07/08 10:00 | 170,2 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM784 | S03 | 687V | 656V | 22/07/08 | 19:50 | 24/07/08 19:45 | 244,2 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM688 | S16 | 696V | 672V | 19/07/08 | 20:00 | 22/07/08 06:20 | 144,3 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM750 | S25 | 742V | 645V | 20/07/08 | 21:05 | 26/07/08 11:20 | 273,8 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM716 | S06 | 685V | 670V | 25/07/08 | 07:10 | 27/07/08 17:00 | 77,7 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM784 | S03 | 656V | 607V | 26/07/08 | 11:10 | 28/07/08 09:10 | 425,5 ± 25,9 |
| Belo Horizonte | SEM708 | S23 | 654V | 642V | 23/07/08 | 17:50 | 25/07/08 20:00 | 70,3 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM792 | S36 | 701V | 670V | 22/07/08 | 13:15 | 28/07/08 09:45 | 62,9 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM768 | S11 | 706V | 690V | 25/07/08 | 15:35 | 27/07/08 19:15 | 99,9 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM667 | S28 | 703V | 656V | 22/07/08 | 20:26 | 26/07/08 09:47 | 203,5 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM657 | S01 | 613V | 605V | 25/07/08 | 23:02 | 28/07/08 05:20 | 33,3 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM791 | S18 | 666V | 655V | 25/07/08 | 20:00 | 27/07/08 20:00 | 66,6 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM754 | S26 | 719V | 707V | 24/07/08 | 07:00 | 27/07/08 09:00 | 37,0 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM515 | S27 | 574V | 551V | 24/07/08 | 06:30 | 26/07/08 09:30 | 166,5 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM721 | S38 | 433V | 416V | 24/07/08 | 18:30 | 28/07/08 18:25 | 48,1 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM770 | S20 | 695V | 682V | 22/07/08 | 20:10 | 24/07/08 22:00 | 77,7 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 686 | S30 | 704V | 688V | 22/07/08 | 23:00 | 24/07/08 23:29 | 107,3 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 542 | S05 | 712V | 670V | 26/07/08 | 11:30 | 31/07/08 21:30 | 103,6 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM 568 | S19 | 709V | 573V | 25/07/08 | 21:40 | 30/07/08 21:00 | 458,8 ± 25,9 |
| Belo Horizonte | SEM 662 | S35 | 703V | 518V | 20/07/08 | 18:55 | 31/07/08 22:00 | 266,4 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM 675 | S04 | 720V | 694V | 24/07/08 | 23:03 | 29/07/08 08:06 | 74,0 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM 780 | S21 | 681V | 673V | 28/07/08 | 18:20 | 30/07/08 19:40 | 37,0 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 804 | S14 | 661V | 648V | 24/07/08 | 19:45 | 28/07/08 07:30 | 33,3 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM 776 | S12 | 645V | 629V | 08/08/08 | 21:45 | 11/08/08 21:45 | 62,9 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM 780 | S21 | 673V | 660V | 06/08/08 | 06:30 | 08/08/08 06:30 | 85,1 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM 542 | S05 | 670V | 643V | 05/08/08 | 08:56 | 07/08/08 12:20 | 192,4 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 784 | S03 | 607V | 589V | 07/08/08 | 17:50 | 10/08/08 17:50 | 77,7 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM 771 | S13 | 638V | 627V | 08/08/08 | 19:03 | 11/08/08 06:15 | 48,1 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 667 | S28 | 654V | 614V | 07/08/08 | 19:30 | 11/08/08 13:30 | 159,1 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 750 | S25 | 644V | 628V | 07/08/08 | 19:30 | 11/08/08 13:30 | 44,4 ± 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM 565 | S07 | 744V | 711V | 25/07/08 | 06:57 | 28/07/08 11:48 | 159,1 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 657 | S01 | 605V | 586V | 08/08/08 | 21:45 | 10/08/08 21:50 | 140,6 ± 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM 688 | S16 | 671V | 639V | 07/08/08 | 19:05 | 10/08/08 19:06 | 159,1 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM 729 | S33 | 594V | 579V | 08/08/08 | 20:25 | 11/08/08 08:20 | 77,7 ± 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM515 | S27 | 551V | 542V | 09/08/08 | 15:15 | 11/08/08 21:00 | 40,7 ± 11,1 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|----------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Belo Horizonte | SEM552 | S17 | 656V | 461V | 10/08/08 | 13:11 | 12/08/08 | 18:30 | 1576,2 | ± | 81,4 |
| Belo Horizonte | SEM804 | S14 | 605V | 597V | 10/08/08 | 13:11 | 12/08/08 | 18:30 | 33,3 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM789 | S31 | 614V | 532V | 10/08/08 | 11:45 | 13/08/08 | 19:41 | 418,1 | ± | 22,2 |
| Belo Horizonte | SEM731 | S32 | 585V | 574V | 12/08/08 | 07:36 | 14/08/08 | 12:33 | 59,2 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM721 | S38 | 416V | 392V | 14/08/08 | 21:00 | 18/08/08 | 06:10 | 103,6 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM771 | S13 | 627V | 620V | 21/08/08 | 18:35 | 23/08/08 | 14:50 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM565 | S07 | 711V | 701V | 21/08/08 | 18:06 | 23/08/08 | 14:45 | 62,9 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM553 | S08 | 564V | 425V | 31/08/08 | 11:58 | 04/09/08 | 13:42 | 606,8 | ± | 33,3 |
| Belo Horizonte | SEM675 | S04 | 694V | 673V | 09/08/08 | 09:00 | 11/08/08 | 09:00 | 155,4 | ± | 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM686 | S30 | 688V | 669V | 31/08/08 | 11:24 | 04/09/08 | 13:32 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM750 | S25 | 628V | 618V | 15/08/08 | 09:20 | 19/08/08 | 08:15 | 14,8 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM776 | S12 | 599V | 590V | 07/11/08 | 22:15 | 09/11/08 | 22:20 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM789 | S31 | 532V | 503V | 31/08/08 | 15:50 | 03/09/08 | 05:10 | 177,6 | ± | 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM707 | S29 | 670V | 660V | 02/12/08 | 18:15 | 05/12/08 | 08:37 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM780 | S21 | 646V | 634V | 02/12/08 | 19:30 | 04/12/08 | 21:30 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM662 | S35 | 490V | 480V | 06/12/08 | 16:25 | 08/12/08 | 16:25 | 62,9 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM768 | S11 | 651V | 638V | 05/12/08 | 15:25 | 09/12/08 | 07:30 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM750 | S25 | 606V | 597V | 04/12/08 | 17:45 | 06/12/08 | 17:45 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM542 | S05 | 631V | 612V | 06/12/08 | 11:30 | 09/12/08 | 08:15 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM675 | S04 | 667V | 637V | 02/12/08 | 18:10 | 05/12/08 | 18:50 | 144,3 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM657 | S01 | 577V | 568V | 06/12/08 | 16:00 | 09/12/08 | 16:00 | 22,2 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM770 | S20 | 662V | 645V | 07/12/08 | 22:15 | 10/12/08 | 07:15 | 96,2 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM754 | S26 | 693V | 683V | 07/12/08 | 17:00 | 10/12/08 | 07:10 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM545 | S10 | 555V | 546V | 05/12/08 | 17:45 | 08/12/08 | 12:10 | 25,9 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM708 | S23 | 598V | 590V | 06/12/08 | 08:00 | 08/12/08 | 09:00 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM780 | S21 | 634V | 628V | 12/12/08 | 21:20 | 15/12/08 | 12:47 | 7,4 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM675 | S04 | 637V | 627V | 12/12/08 | 14:06 | 15/12/08 | 10:47 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM707 | S29 | 660V | 627V | 12/12/08 | 12:19 | 14/12/08 | 18:53 | 229,4 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM545 | S10 | 546V | 539V | 14/12/08 | 10:00 | 17/12/08 | 20:35 | 3,7 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM729 | S33 | 548V | 535V | 08/12/08 | 22:00 | 10/12/08 | 22:10 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM716 | S06 | 654V | 639V | 09/12/08 | 10:28 | 12/12/08 | 21:48 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM770 | S20 | 645V | 633V | 17/12/08 | 07:00 | 19/12/08 | 07:15 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM768 | S11 | 638V | 607V | 12/01/09 | 09:50 | 15/01/09 | 13:33 | 144,3 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM708 | S23 | 590V | 562V | 17/12/08 | 06:21 | 21/12/08 | 21:55 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM750 | S25 | 597V | 575V | 13/12/08 | 08:30 | 15/12/08 | 19:32 | 129,5 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM729 | S32 | 465V | 456V | 26/02/09 | 18:50 | 01/03/09 | 12:50 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM721 | S37 | 379V | 359V | 25/02/09 | 16:15 | 27/02/09 | 17:19 | 159,1 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM708 | S22 | 560V | 498V | 17/02/09 | 23:40 | 25/02/09 | 18:00 | 114,7 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM729 | S32 | 456V | 445V | 06/03/09 | 17:00 | 09/03/09 | 12:30 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM565 | S06 | 676V | 653V | 08/03/09 | 15:15 | 10/03/09 | 21:40 | 148,0 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM789 | S01 | 473V | 438V | 13/03/09 | 14:35 | 16/03/09 | 08:00 | 210,9 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM729 | S32 | 445V | 424V | 11/03/09 | 12:30 | 16/03/09 | 22:00 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM804 | S06 | 532V | 507V | 13/03/09 | 17:30 | 16/03/09 | 13:15 | 133,2 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM768 | S18 | 603V | 556V | 11/03/09 | 08:04 | 13/03/09 | 09:22 | 384,8 | ± | 18,5 |
| Belo Horizonte | SEM568 | S08 | 521V | 498V | 13/03/09 | 18:00 | 16/03/09 | 23:15 | 99,9 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM803 | S05 | 714V | 673V | 13/03/09 | 20:11 | 19/03/09 | 19:01 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM515 | S21 | 492V | 484V | 20/03/09 | 19:40 | 23/03/09 | 07:05 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM667 | S19 | 555V | 537V | 20/03/09 | 23:00 | 22/03/09 | 00:20 | 281,2 | ± | 18,5 |
| Belo Horizonte | SEM545 | S13 | 526V | 445V | 14/03/09 | 18:00 | 22/03/09 | 16:00 | 159,1 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM657 | S10 | 545V | 531V | 15/03/09 | 18:51 | 17/03/09 | 20:20 | 92,5 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM729 | S22 | 423V | 409V | 19/03/09 | 18:10 | 22/03/09 | 18:15 | 55,5 | ± | 3,7 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|----------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Belo Horizonte | SEM791 | S01 | 356V | 348V | 25/03/09 | 19:00 | 27/03/09 | 19:00 | 44,4 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM698 | S03 | 685V | 669V | 24/03/09 | 12:30 | 26/03/09 | 12:30 | 111,0 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM750 | S29 | 568V | 557V | 23/03/09 | 22:30 | 25/03/09 | 22:30 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM667 | S28 | 537V | 411V | 30/03/09 | 19:00 | 02/04/09 | 06:00 | 928,7 | ± | 48,1 |
| Belo Horizonte | SEM662 | S26 | 438V | 395V | 24/03/09 | 12:30 | 01/04/09 | 12:25 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM716 | S10 | 580V | 568V | 30/03/09 | 20:00 | 01/04/09 | 21:00 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM565 | S12 | 628V | 616V | 30/03/09 | 18:11 | 02/04/09 | 05:10 | 55,5 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM731 | S31 | 511V | 499V | 24/03/09 | 07:00 | 26/03/09 | 07:00 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM803 | S05 | 673V | 654V | 22/03/09 | 22:30 | 25/03/09 | 18:20 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM675 | S04 | 599V | 567V | 02/04/09 | 07:00 | 05/04/09 | 20:05 | 133,2 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM784 | S16 | 473V | 455V | 16/04/09 | 12:46 | 18/04/09 | 13:28 | 133,2 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM789 | S32 | 436V | 395V | 02/04/09 | 07:08 | 04/04/09 | 08:00 | 351,5 | ± | 18,5 |
| Belo Horizonte | SEM754 | S30 | 500V | 480V | 22/04/09 | 17:08 | 27/04/09 | 15:03 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM803 | S19 | 650V | 630V | 22/04/09 | 22:20 | 27/04/09 | 07:00 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM768 | S03 | 535V | 517V | 30/04/09 | 07:00 | 03/05/09 | 21:00 | 59,2 | ± | 3,7 |
| Belo Horizonte | SEM791 | S36 | 244V | 219V | 31/05/09 | 13:27 | 02/06/09 | 15:01 | 210,9 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM667 | S22 | 356V | 337V | 30/05/09 | 06:42 | 01/06/09 | 06:46 | 151,7 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM553 | S23 | 160V | 146V | 12/06/09 | 11:05 | 15/06/09 | 10:04 | 66,6 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM515 | S17 | 415V | 402V | 12/06/09 | 10:29 | 15/06/09 | 09:38 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM662 | S29 | 352V | 339V | 12/06/09 | 10:44 | 15/06/09 | 10:17 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM791 | S20 | 220V | 210V | 12/06/09 | 11:20 | 15/06/09 | 10:25 | 37,0 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM770 | S15 | 472V | 423V | 21/06/09 | 14:45 | 26/06/09 | 23:45 | 140,6 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM662 | S22 | 339V | 329V | 06/07/09 | 16:32 | 08/07/09 | 15:00 | 70,3 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM667 | S24 | 318V | 298V | 06/07/09 | 16:25 | 08/07/09 | 14:53 | 170,2 | ± | 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM675 | S20 | 393V | 381V | 06/07/09 | 16:55 | 08/07/09 | 15:10 | 88,8 | ± | 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM697 | S01 | 208V | 197V | 06/07/09 | 16:43 | 08/07/09 | 15:03 | 85,1 | ± | 29,6 |
| Belo Horizonte | SEM731 | S26 | 406V | 398V | 06/07/09 | 10:06 | 08/07/09 | 10:12 | 44,4 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM771 | S04 | 408V | 399V | 06/07/09 | 09:59 | 08/07/09 | 10:09 | 55,5 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM791 | S28 | 210V | 196V | 06/07/09 | 09:40 | 08/07/09 | 10:00 | 111,0 | ± | 14,8 |
| Belo Horizonte | SEM657 | S20 | 412V | 364V | 15/07/09 | 10:10 | 20/07/09 | 10:29 | 151,7 | ± | 11,1 |
| Belo Horizonte | SEM698 | S12 | 577V | 555V | 15/07/09 | 10:20 | 20/07/09 | 10:33 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Belo Horizonte | SEM789 | S19 | 360V | 344V | 30/06/09 | 19:05 | 02/07/09 | 19:10 | 122,1 | ± | 14,8 |
| Betim | SEM721 | S37 | 359V | 290V | 25/03/09 | 10:15 | 27/03/09 | 10:15 | 643,8 | ± | 33,3 |
| Betim | SEM686 | S12 | 576V | 533V | 22/04/09 | 13:29 | 27/04/09 | 12:16 | 125,8 | ± | 11,1 |
| Betim | SEM675 | S03 | 345V | 322V | 27/08/09 | 16:57 | 01/09/09 | 15:34 | 59,2 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM686 | S25 | 398V | 359V | 27/08/09 | 10:00 | 01/09/09 | 10:06 | 118,4 | ± | 7,4 |
| Betim | SEM556 | S26 | 532V | 508V | 27/08/09 | 10:04 | 01/09/09 | 10:12 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM731 | S20 | 355V | 333V | 27/08/09 | 10:10 | 01/09/09 | 10:16 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM707 | S11 | 485V | 449V | 27/08/09 | 10:18 | 01/09/09 | 10:20 | 103,6 | ± | 7,4 |
| Betim | SEM768 | S12 | 219V | 199V | 27/08/09 | 10:34 | 01/09/09 | 10:37 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM750 | S36 | 384V | 362V | 27/08/09 | 10:42 | 01/09/09 | 10:46 | 51,8 | ± | 3,7 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|--------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Betim | SEM776 | S23 | 294V | 274V | 27/08/09 | 10:47 | 01/09/09 | 10:51 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM770 | S10 | 372V | 357V | 27/08/09 | 10:59 | 01/09/09 | 11:01 | 25,9 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM771 | S32 | 167V | 339V | 27/08/09 | 11:08 | 01/09/09 | 11:08 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Betim | SEM780 | S06 | 371V | 357V | 27/08/09 | 11:24 | 01/09/09 | 11:12 | 22,2 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM542 | S01 | 403V | 382V | 27/08/09 | 11:36 | 01/09/09 | 11:17 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Betim | SEM515 | S30 | 346V | 330V | 27/08/09 | 11:46 | 01/09/09 | 11:21 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Brumadinho | SEM697 | S35 | 307V | 294V | 28/03/09 | 23:00 | 31/03/09 | 12:00 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM784 | S30 | 566V | 519V | 24/03/09 | 20:00 | 26/03/09 | 20:10 | 399,6 | ± | 22,2 |
| Caeté | SEM771 | S38 | 397V | 382V | 15/07/09 | 14:00 | 20/07/09 | 12:10 | 25,9 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM667 | S25 | 297V | 276V | 15/07/09 | 14:07 | 20/07/09 | 12:13 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM784 | S17 | 353V | 328V | 15/07/09 | 14:13 | 20/07/09 | 12:22 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM552 | S13 | 348V | 321V | 15/07/09 | 14:20 | 20/07/09 | 12:22 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM731 | S07 | 394V | 368V | 15/07/09 | 14:29 | 20/07/09 | 12:29 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM729 | S05 | 274V | 257V | 15/07/09 | 14:36 | 20/07/09 | 13:13 | 37,0 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM716 | S01 | 497V | 475V | 15/07/09 | 14:44 | 20/07/09 | 13:18 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM721 | S37 | 198V | 175V | 15/07/09 | 14:54 | 20/07/09 | 13:22 | 62,9 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM708 | S10 | 367V | 350V | 15/07/09 | 14:59 | 20/07/09 | 13:26 | 33,3 | ± | 7,4 |
| Caeté | SEM768 | S03 | 288V | 239V | 15/07/09 | 15:07 | 20/07/09 | 13:30 | 166,5 | ± | 11,1 |
| Caeté | SEM545 | S18 | 228V | 206V | 15/07/09 | 15:23 | 20/07/09 | 13:35 | 59,2 | ± | 7,4 |
| Capim Branco | SEM556 | S17 | 619V | 605V | 07/05/09 | 15:26 | 11/05/09 | 14:40 | 33,3 | ± | 7,4 |
| Capim Branco | SEM542 | S37 | 538V | 520V | 07/05/09 | 15:32 | 11/05/09 | 14:44 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Capim Branco | SEM545 | S15 | 253V | 238V | 07/05/09 | 15:45 | 11/05/09 | 15:10 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Capim Branco | SEM731 | S22 | 496V | 480V | 07/05/09 | 15:51 | 11/05/09 | 15:06 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Confins | SEM754 | S16 | 478V | 464V | 07/05/09 | 11:41 | 11/05/09 | 11:19 | 33,3 | ± | 7,4 |
| Confins | SEM750 | S04 | 519V | 495V | 07/05/09 | 11:55 | 11/05/09 | 11:22 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Confins | SEM770 | S21 | 528V | 516V | 07/05/09 | 12:11 | 11/05/09 | 11:33 | 22,2 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM780 | S21 | 709 V | 697 V | 08/07/08 | 22:15 | 11/07/08 | 06:25 | 59,2 | ± | 11,1 |
| Contagem | SEM675 | S04 | 737V | 720V | 15/07/08 | 20:30 | 18/07/08 | 06:20 | 92,5 | ± | 11,1 |
| Contagem | SEM662 | S35 | 717V | 702V | 15/07/08 | 08:30 | 18/07/08 | 11:20 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM 804 | S14 | 648V | 605V | 01/08/08 | 19:56 | 06/08/08 | 09:15 | 136,9 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM552 | S17 | 718V | 656V | 31/07/08 | 19:45 | 05/08/08 | 20:03 | 185,0 | ± | 11,1 |
| Contagem | SEM791 | S18 | 637V | 614V | 04/12/08 | 22:00 | 09/12/08 | 12:00 | 59,2 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM662 | S35 | 480V | 458V | 01/01/09 | 19:35 | 05/01/09 | 22:40 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM754 | S26 | 638V | 569V | 14/12/08 | 11:09 | 16/01/08 | 15:40 | 3,7 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM791 | S18 | 614V | 385V | 13/12/08 | 21:35 | 10/01/09 | 13:20 | 122,1 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM791 | S01 | 371V | 355V | 18/03/09 | 09:10 | 22/03/09 | 12:00 | 44,4 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM714 | S11 | 301V | 287V | 20/03/09 | 17:44 | 23/03/09 | 09:47 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM714 | S11 | 286V | 251V | 28/03/09 | 15:00 | 01/04/09 | 15:00 | 144,3 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM556 | S12 | 602V | 592V | 12/06/09 | 16:50 | 15/06/09 | 15:58 | 29,6 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM784 | S13 | 389V | 379V | 12/06/09 | 17:00 | 15/06/09 | 16:08 | 33,3 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM770 | S05 | 358V | 337V | 10/09/09 | 10:52 | 15/09/09 | 09:58 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM780 | S36 | 356V | 334V | 10/09/09 | 11:04 | 15/09/09 | 10:08 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM714 | S04 | 184V | 96V | 10/09/09 | 11:24 | 15/09/09 | 10:12 | 336,7 | ± | 18,5 |
| Contagem | SEM697 | S17 | 163V | 146V | 10/09/09 | 11:33 | 15/09/09 | 10:19 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM768 | S35 | 197V | 173V | 10/09/09 | 11:44 | 15/09/09 | 10:24 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM776 | S14 | 275V | 241V | 10/09/09 | 11:52 | 15/09/09 | 10:28 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM771 | S30 | 339V | 322V | 10/09/09 | 12:03 | 15/09/09 | 10:35 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM784 | S18 | 302V | 282v | 10/09/09 | 12:07 | 15/09/09 | 10:40 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM754 | S07 | 346V | 329V | 10/09/09 | 12:21 | 15/09/09 | 10:42 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM750 | S25 | 361V | 347V | 10/09/09 | 12:32 | 15/09/09 | 10:51 | 22,2 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM791 | S03 | 190V | 169V | 10/09/09 | 13:21 | 15/09/09 | 10:56 | 55,5 | ± | 3,7 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|-------------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|-------|
| Contagem | SEM686 | S20 | 359V | 343V | 10/09/09 | 13:29 | 15/09/09 | 11:03 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM731 | S10 | 334V | 319V | 10/09/09 | 13:38 | 15/09/09 | 11:09 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM707 | S13 | 449V | 431V | 10/09/09 | 13:48 | 15/09/09 | 11:16 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM716 | S22 | 436V | 415V | 10/09/09 | 13:58 | 15/09/09 | 11:21 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM789 | S32 | 261V | 244V | 10/09/09 | 14:13 | 15/09/09 | 14:53 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM729 | S23 | 211V | 193V | 10/09/09 | 14:40 | 15/09/09 | 11:43 | 44,4 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM565 | S27 | 423V | 404V | 10/09/09 | 14:54 | 15/09/09 | 11:51 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM708 | S19 | 297V | 271V | 10/09/09 | 15:04 | 15/09/09 | 11:58 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Contagem | SEM804 | S37 | 406V | 385V | 10/09/09 | 15:18 | 15/09/09 | 12:09 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Contagem | SEM803 | S33 | 487V | 465V | 10/09/09 | 15:25 | 15/09/09 | 12:14 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Esmeraldas | SEM771 | S13 | 700 V | 686 V | 11/07/08 | 16:40 | 13/07/08 | 17:25 | 88,8 | ± | 11,1 |
| Esmeraldas | SEM697 | S24 | 722V | 685V | 09/07/08 | 20:00 | 15/07/08 | 08:00 | 85,1 | ± | 7,4 |
| Esmeraldas | SEM657 | S29 | 313V | 289V | 10/09/09 | 15:38 | 15/09/09 | 12:22 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Esmeraldas | SEM556 | S21 | 509V | 482V | 10/09/09 | 15:46 | 15/09/09 | 12:27 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Esmeraldas | SEM688 | S12 | 343V | 319v | 10/09/09 | 15:54 | 15/09/09 | 12:33 | 62,9 | ± | 3,7 |
| Esmeraldas | SEM675 | S38 | 322V | 284V | 10/09/09 | 16:10 | 15/09/09 | 12:41 | 122,1 | ± | 7,4 |
| Esmeraldas | SEM667 | S24 | 235V | 210V | 10/09/09 | 16:30 | 15/09/09 | 13:48 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Esmeraldas | SEM698 | S31 | 477V | 453V | 10/09/09 | 16:41 | 15/09/09 | 13:40 | 59,2 | ± | 3,7 |
| Esmeraldas | SEM515 | S11 | 330V | 303V | 10/09/09 | 16:54 | 15/09/09 | 13:58 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Esmeraldas | SEM662 | S06 | 249V | 226V | 10/09/09 | 15:05 | 15/09/09 | 14:06 | 62,9 | ± | 3,7 |
| Esmeraldas | SEM542 | S26 | 381V | 362V | 10/09/09 | 17:18 | 15/09/09 | 14:13 | 44,4 | ± | 3,7 |
| Esmeraldas | SEM552 | S28 | 285V | 266V | 10/09/09 | 17:28 | 15/09/09 | 14:10 | 44,4 | ± | 3,7 |
| Esmeraldas | SEM729 | S33 | 653V | 594V | 22/07/08 | 17:10 | 26/07/08 | 12:30 | 247,9 | ± | 14,8 |
| Florestal | SEM721 | S01 | 514 V | 501 V | 30/05/08 | 21:30 | 01/06/08 | 17:30 | 99,9 | ± | 14,8 |
| Florestal | SEM657 | S02 | 720 V | 711 V | 30/05/08 | 21:00 | 01/06/08 | 18:15 | 51,8 | ± | 11,1 |
| Florestal | SEM515 | S27 | 601V | 574V | 18/07/08 | 21:30 | 22/07/08 | 23:05 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM568 | S19 | 737V | 709V | 18/07/08 | 22:55 | 22/07/08 | 19:35 | 96,2 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM731 | S32 | 629V | 604V | 18/07/08 | 21:45 | 23/07/08 | 07:05 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM789 | S31 | 639V | 614V | 23/07/08 | 19:00 | 27/07/08 | 19:30 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM771 | S13 | 669V | 638V | 22/07/08 | 22:25 | 26/07/08 | 15:28 | 118,4 | ± | 11,1 |
| Florestal | SEM718 | S02 | 585V | 570V | 24/07/08 | 06:30 | 27/07/08 | 21:40 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM716 | S04 | 622V | 605V | 27/02/09 | 23:00 | 01/03/09 | 21:15 | 125,8 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM714 | S26 | 312V | 303V | 06/03/09 | 10:30 | 08/03/09 | 20:00 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Florestal | SEM553 | S38 | 408V | 359V | 06/03/09 | 18:30 | 08/03/09 | 20:10 | 425,5 | ± | 22,2 |
| Florestal | SEM514 | S21 | 594V | 577V | 03/03/09 | 14:50 | 08/03/09 | 20:45 | 25,9 | ± | 3,7 |
| Florestal | SEM771 | S14 | 595V | 584V | 20/03/09 | 18:30 | 22/03/09 | 18:45 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Florestal | SEM662 | S24 | 455V | 440V | 20/03/09 | 18:10 | 22/03/09 | 19:05 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM675 | S16 | 614V | 600V | 20/03/09 | 18:00 | 22/03/09 | 21:00 | 85,1 | ± | 7,4 |
| Florestal | SEM686 | S25 | 621V | 608V | 20/03/09 | 18:20 | 22/03/09 | 16:05 | 92,5 | ± | 7,4 |
| Ibirité | SEM657 | S01 | 568V | 562V | 12/12/08 | 21:52 | 14/12/08 | 12:17 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Ibirité | SEM791 | S36 | 306V | 274V | 22/04/09 | 15:30 | 27/04/09 | 13:49 | 96,2 | ± | 7,4 |
| Ibirité | SEM776 | S17 | 503V | 485V | 22/04/09 | 15:45 | 27/04/09 | 13:59 | 37,0 | ± | 7,4 |
| Ibirité | SEM515 | S29 | 458V | 439V | 22/04/09 | 15:55 | 27/04/09 | 14:05 | 40,7 | ± | 7,4 |
| Ibirité | SEM514 | S27 | 272V | 269V | 22/04/09 | 16:00 | 27/04/09 | 14:11 | * | | |
| Ibirité | SEM729 | S28 | 376V | 348V | 22/04/09 | 16:15 | 27/04/09 | 14:18 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Ibirité | SEM657 | S21 | 521V | 478V | 22/04/09 | 16:25 | 29/04/09 | 10:25 | 85,1 | ± | 7,4 |
| Ibirité | SEM708 | S26 | 448V | 428V | 22/04/09 | 16:50 | 27/04/09 | 10:45 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Ibirité (sarzedo) | SEM542 | S005 | 612V | 548V | 14/12/08 | 21:30 | 23/12/08 | 06:45 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Igarapé | SEM792 | S36 | 652V | 0V | 17/08/08 | 15:00 | 22/08/08 | 09:00 | 2664,0 | ± | 133,2 |
| Igarapé | SEM545 | S21 | 444V | 280V | 02/04/09 | 10:50 | 07/04/09 | 10:30 | 606,8 | ± | 33,3 |
| Igarapé | SEM729 | S25 | 400V | 379V | 02/04/09 | 10:58 | 07/04/09 | 10:30 | 48,1 | ± | 7,4 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|---------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|----------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Igarapé | SEM780 | S24 | 603V | 552V | 02/04/09 | 11:11 | 07/04/09 | 10:33 | 155,4 | ± | 11,1 |
| Igarapé | SEM784 | S30 | 519V | 477V | 02/04/09 | 15:25 | 07/04/09 | 12:48 | 129,5 | ± | 11,1 |
| Igarapé | SEM556 | S17 | 681V | 664V | 02/04/09 | 15:30 | 07/04/09 | 12:55 | 29,6 | ± | 7,4 |
| Igarapé | SEM698 | S27 | 670V | 656V | 02/04/09 | 15:45 | 07/04/09 | 12:50 | 18,5 | ± | 3,7 |
| Itaguara | SEM791 | S36 | 344V | 308V | 02/04/09 | 13:51 | 07/04/09 | 11:55 | 111,0 | ± | 7,4 |
| Itaguara | SEM686 | S23 | 605V | 582V | 02/04/09 | 13:55 | 07/04/09 | 11:50 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Itaguara | SEM776 | S14 | 534V | 508V | 02/04/09 | 14:09 | 07/04/09 | 11:55 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Itaguara | SEM515 | S20 | 482V | 462V | 02/04/09 | 14:27 | 07/04/09 | 11:50 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Itaguara | SEM514 | S19 | 560V | 281V | 02/04/09 | 14:05 | 07/04/09 | 12:00 | 1050,8 | ± | 37,0 |
| Itatiaiuçu | SEM770 | S03 | 611V | 565V | 02/04/09 | 12:00 | 07/04/09 | 11:05 | 136,9 | ± | 11,1 |
| Itatiaiuçu | SEM553 | S38 | 322V | 274V | 02/04/09 | 12:01 | 07/04/09 | 11:08 | 159,1 | ± | 11,1 |
| Itatiaiuçu | SEM771 | S01 | 582V | 523V | 02/04/09 | 12:55 | 07/04/09 | 11:20 | 188,7 | ± | 11,1 |
| Itatiaiuçu | SEM754 | S16 | 557V | 507V | 02/04/09 | 13:11 | 07/04/09 | 11:23 | 155,4 | ± | 11,1 |
| Jaboticatuba | SEM750 | S27 | 495V | 474V | 27/05/09 | 11:33 | 01/06/09 | 12:00 | 44,4 | ± | 3,7 |
| Jaboticatuba | SEM754 | S01 | 464V | 438V | 27/05/09 | 12:00 | 01/06/09 | 12:19 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Jaboticatubas | SEM697 | S24 | 243V | 221V | 27/05/09 | 12:15 | 01/06/09 | 12:24 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Jaboticatubas | SEM657 | S10 | 435V | 415V | 06/07/09 | 13:48 | 08/07/09 | 11:59 | 166,5 | ± | 11,1 |
| Jaboticatubas | SEM688 | S29 | 470V | 462V | 06/07/09 | 14:08 | 08/07/09 | 12:11 | 48,1 | ± | 11,1 |
| Jaboticatubas | SEM698 | S25 | 589V | 581V | 06/07/09 | 14:25 | 08/07/09 | 13:25 | 40,7 | ± | 11,1 |
| Jaboticatubas | SEM750 | S03 | 440V | 431V | 06/07/09 | 14:15 | 08/07/09 | 12:15 | 55,5 | ± | 11,1 |
| Jaboticatubas | SEM776 | S32 | 396V | 389V | 06/07/09 | 14:45 | 08/07/09 | 13:39 | 37,0 | ± | 11,1 |
| Jaboticatubas | SEM784 | S05 | 378V | 358V | 06/07/09 | 14:32 | 08/07/09 | 13:33 | 166,5 | ± | 22,2 |
| Juatuba | SEM657 | S13 | 338V | 3313V | 27/08/09 | 16:32 | 01/09/09 | 14:38 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Juatuba | SEM729 | S38 | 237V | 211V | 27/08/09 | 12:04 | 01/09/09 | 11:41 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Juatuba | SEM708 | S33 | 333V | 305V | 27/08/09 | 13:02 | 01/09/09 | 11:46 | 77,7 | ± | 7,4 |
| Juatuba | SEM552 | S37 | 312V | 285V | 27/08/09 | 13:19 | 01/09/09 | 12:33 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Juatuba | SEM716 | S35 | 458V | 435V | 27/08/09 | 13:33 | 01/09/09 | 12:43 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Juatuba | SEM565 | S22 | 454V | 424V | 27/08/09 | 13:41 | 01/09/09 | 12:47 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Juatuba | SEM754 | S31 | 370V | 343V | 27/08/09 | 13:55:00 | 01/09/09 | 14:20 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Juatuba | SEM514 | S19 | 192V | 163V | 27/08/09 | 14:04 | 01/09/09 | 14:16 | 85,1 | ± | 7,4 |
| Lagoa Santa | SEM789 | S31 | 734 V | 713V | 04/07/08 | 22:02 | 07/07/08 | 06:10 | 125,8 | ± | 11,1 |
| Lagoa Santa | SEM657 | S01 | 709 V | 652 V | 05/07/08 | 11:40 | 09/07/08 | 09:40 | 225,7 | ± | 14,8 |
| Lagoa Santa | SEM714 | S37 | 705V | 685V | 12/07/08 | 12:00 | 15/072008 | 06:30 | 96,2 | ± | 11,1 |
| Lagoa Santa | SEM514 | S15 | 700V | 678V | 18/07/08 | 17:00 | 20/07/08 | 17:56 | 159,1 | ± | 14,8 |
| Lagoa Santa | SEM776 | S12 | 629V | 601V | 23/09/08 | 19:00 | 26/09/08 | 08:00 | 166,5 | ± | 11,1 |
| Lagoa Santa | SEM768 | S10 | 515V | 318V | 27/05/09 | 10:04 | 01/06/09 | 10:33 | 717,8 | ± | 37,0 |
| Lagoa Santa | SEM675 | S11 | 475V | 414V | 27/05/09 | 10:20 | 01/06/09 | 10:50 | 199,8 | ± | 11,1 |
| Lagoa Santa | SEM780 | S15 | 497V | 446V | 27/05/09 | 10:40 | 01/06/09 | 11:34 | 159,1 | ± | 11,1 |
| Lagoa Santa | SEM784 | S31 | 427V | 390V | 27/05/09 | 11:03 | 01/06/09 | 11:43 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Mário Campos | SEM662 | S33 | 393V | 371V | 22/04/09 | 13:45 | 27/04/09 | 12:54 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Mário Campos | SEM770 | S13 | 561V | 530V | 22/04/09 | 14:07 | 27/04/09 | 13:05 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Mário Campos | SEM780 | S24 | 546V | 520V | 22/04/09 | 14:20 | 27/04/09 | 13:14 | 62,9 | ± | 7,4 |
| Mário Campos | SEM698 | S31 | 650V | 629V | 22/04/09 | 14:30 | 27/04/09 | 13:09 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Mateus Leme | SEM515 | S27 | 542V | 528V | 22/08/08 | 20:18 | 24/08/08 | 15:00 | 114,7 | ± | 7,4 |
| Mateus Leme | SEM729 | S33 | 579V | 567V | 22/08/08 | 19:58 | 24/08/08 | 15:10 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Mateus Leme | SEM698 | S24 | 530V | 475V | 27/08/09 | 14:45 | 01/09/09 | 13:17 | 173,9 | ± | 11,1 |
| Mateus Leme | SEM804 | S21 | 444V | 407V | 27/08/09 | 14:59 | 01/09/09 | 13:10 | 111,0 | ± | 7,4 |
| Mateus Leme | SEM688 | S28 | 408V | 343V | 27/08/09 | 15:08 | 01/09/09 | 13:30 | 222,0 | ± | 11,1 |
| Mateus Leme | SEM803 | S17 | 523V | 489V | 27/08/09 | 15:15 | 01/09/09 | 13:33 | 96,2 | ± | 7,4 |
| Mateus Leme | SEM662 | S07 | 287V | 250V | 27/08/09 | 15:24 | 01/09/09 | 13:36 | 118,4 | ± | 7,4 |
| Mateus Leme | SEM789 | S18 | 282V | 261V | 27/08/09 | 15:40 | 30/08/09 | 21:30 | 96,2 | ± | 7,4 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|----------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Mateus Leme | SEM697 | S14 | 196V | 164V | 27/08/09 | 15:58 | 01/09/09 | 14:00 | 99,9 | ± | 7,4 |
| Mateus Leme | SEM545 | S29 | 187V | 163V | 27/08/09 | 14:13 | 01/09/09 | 12:57 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Mateus Leme | SEM784 | S27 | 326V | 302V | 27/08/09 | 14:20 | 01/09/09 | 13:00 | 62,9 | ± | 3,7 |
| Mateus Leme | SEM667 | S16 | 262V | 234V | 27/08/09 | 14:33 | 01/09/09 | 13:18 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Matozinhos | SEM553 | S08 | 728V | 564V | 24/07/08 | 06:00 | 28/07/08 | 05:25 | 706,7 | ± | 37,0 |
| Matozinhos | SEM545 | S10 | 704V | 568V | 23/07/08 | 18:15 | 28/07/08 | 17:45 | 458,8 | ± | 25,9 |
| Matozinhos | SEM 791 | S18 | 655V | 642V | 09/08/08 | 07:50 | 11/08/08 | 17:40 | 62,9 | ± | 11,1 |
| Matozinhos | SEM718 | S02 | 570V | 552V | 10/08/08 | 08:32 | 12/08/08 | 21:16 | 99,9 | ± | 11,1 |
| Matozinhos | SEM792 | S36 | 670V | 652V | 10/08/08 | 12:01 | 12/08/08 | 16:39 | 114,7 | ± | 11,1 |
| Matozinhos | SEM662 | S35 | 518V | 500V | 09/08/08 | 16:55 | 12/08/08 | 16:59 | 77,7 | ± | 11,1 |
| Matozinhos | SEM731 | S31 | 524V | 511V | 14/03/09 | 10:30 | 16/03/09 | 20:25 | 66,6 | ± | 3,7 |
| Matozinhos | SEM657 | S23 | 478V | 458V | 07/05/09 | 14:33 | 11/05/09 | 13:26 | 62,9 | ± | 7,4 |
| Matozinhos | SEM667 | S26 | 385V | 357V | 07/05/09 | 14:42 | 11/05/09 | 13:30 | 103,6 | ± | 11,1 |
| Matozinhos | SEM697 | S10 | 266V | 243V | 07/05/09 | 14:48 | 11/05/09 | 15:44 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Matozinhos | SEM675 | S33 | 498V | 476V | 07/05/09 | 15:00 | 11/05/09 | 14:28 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Matozinhos | SEM803 | S25 | 628V | 603V | 07/05/09 | 15:14 | 11/05/09 | 14:34 | 81,4 | ± | 7,4 |
| Nova Lima | SEM708 | S38 | 740 V | 722 V | 21/06/08 | 15:00 | 24/06/08 | 07:00 | 85,1 | ± | 11,1 |
| Nova Lima | SEM804 | S14 | 742 V | 726 V | 03/07/08 | 19:20 | 06/07/08 | 14:06 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Nova Lima | SEM714 | S37 | 731 V | 705 V | 04/07/08 | 23:00 | 07/07/08 | 19:30 | 125,8 | ± | 11,1 |
| Nova Lima | SEM791 | S18 | 741 V | 709 V | 03/07/08 | 20:21 | 07/07/08 | 21:50 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Nova Lima | SEM721 | S38 | 499 V | 482 V | 05/07/08 | 08:10 | 09/07/08 | 06:35 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Nova Lima | SEM804 | S14 | 726V | 685V | 09/07/08 | 19:00 | 15/07/08 | 19:00 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Nova Lima | SEM515 | S27 | 655V | 601V | 13/07/08 | 17:05 | 17/07/08 | 11:15 | 225,7 | ± | 14,8 |
| Nova Lima | SEM542 | S05 | 727V | 712V | 22/07/08 | 20:20 | 24/07/08 | 20:20 | 99,9 | ± | 7,4 |
| Nova Lima | SEM768 | S11 | 690V | 665V | 10/08/08 | 18:00 | 13/08/08 | 20:10 | 111,0 | ± | 11,1 |
| Nova Lima | SEM731 | S32 | 604V | 585V | 28/07/08 | 09:00 | 30/07/08 | 18:00 | 114,7 | ± | 11,1 |
| Nova Lima | SEM716 | S04 | 604V | 595V | 03/03/09 | 19:00 | 05/03/09 | 23:50 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM729 | S18 | 255V | 238V | 14/08/09 | 11:06 | 18/08/09 | 10:25 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM657 | S20 | 362V | 340V | 14/08/09 | 11:10 | 18/08/09 | 10:30 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Nova Lima | SEM716 | S37 | 472V | 459V | 14/08/09 | 11:30 | 18/08/09 | 10:35 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM771 | S23 | 378V | 368V | 14/08/09 | 11:52 | 18/08/09 | 10:44 | 18,5 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM768 | S12 | 238V | 221V | 14/08/09 | 12:03 | 18/08/09 | 10:48 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM770 | S30 | 392V | 374V | 14/08/09 | 12:10 | 18/08/09 | 10:52 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM789 | S04 | 299V | 283V | 14/08/09 | 12:15 | 18/08/09 | 10:57 | 48,3 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM675V | S25 | 356V | 346V | 14/08/09 | 12:28 | 18/08/09 | 11:01 | 18,5 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM731 | S33 | 367V | 357V | 14/08/09 | 12:50 | 18/08/09 | 11:05 | 18,5 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM728 | S28 | 347V | 334V | 14/08/09 | 12:58 | 18/08/09 | 11:15 | 33,3 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM698 | S11 | 550V | 532V | 14/08/09 | 14:00 | 18/08/09 | 11:58 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM556 | S01 | 546V | 534V | 14/08/09 | 14:10 | 18/08/09 | 12:07 | 25,9 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM707 | S05 | 501V | 485V | 14/08/09 | 15:15 | 18/08/09 | 12:54 | 44,4 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM552 | S10 | 320V | 316V | 14/08/09 | 17:10 | 18/08/09 | 14:06 | * | | |
| Nova Lima | SEM750 | S38 | 404V | 386V | 14/08/09 | 17:28 | 18/08/09 | 14:18 | 55,5 | ± | 3,7 |
| Nova Lima | SEM803 | S24 | 378V | 361V | 08/01/09 | 23:16 | 11/01/10 | 06:40 | 111,0 | ± | 7,4 |
| Pedro Leopoldo | SEM768 | S18 | 556V | 538V | 25/03/09 | 08:30 | 27/03/09 | 17:00 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Pedro Leopoldo | SEM515 | S20 | 437V | 419V | 07/05/09 | 12:34 | 11/05/09 | 11:50 | 55,5 | ± | 7,4 |
| Pedro Leopoldo | SEM716 | S32 | 566V | 547V | 07/05/09 | 13:25 | 11/05/09 | 12:35 | 55,5 | ± | 7,4 |
| Pedro Leopoldo | SEM776 | S19 | 482V | 453V | 07/05/09 | 13:37 | 11/05/09 | 12:41 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Pedro Leopoldo | SEM688 | S27 | 505V | 488V | 07/05/09 | 13:48 | 11/05/09 | 12:45 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Pedro Leopoldo | SEM662 | S38 | 368V | 352V | 07/05/09 | 14:11 | 11/05/09 | 13:00 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Pedro Leopoldo | SEM565 | S30 | 585V | 570V | 07/05/09 | 16:50 | 11/05/09 | 13:14 | 37,0 | ± | 7,4 |
| Raposos | SEM688 | S13 | 422V | 412V | 14/08/09 | 14:30 | 18/08/09 | 12:25 | 14,8 | ± | 3,7 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|--------------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Raposos | SEM545 | S03 | 204V | 190V | 14/08/09 | 14:35 | 18/08/09 | 12:30 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Raposos | SEM667 | | 275V | 265V | 14/08/09 | 14:46 | 18/08/09 | 12:30 | 18,5 | ± | 3,7 |
| Raposos | SEM714 | S31 | 196V | 184V | 14/08/09 | 14:53 | 18/08/09 | 12:36 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Raposos | SEM686 | S35 | 409V | 400V | 14/08/09 | 15:02 | 18/08/09 | 12:39 | 11,1 | ± | 3,7 |
| Ribeirão das Neves | SEM776 | S12 | 685V | 658V | 20/07/08 | 09:25 | 22/07/08 | 16:35 | 177,6 | ± | 14,8 |
| Ribeirão das Neves | SEM565 | S12 | 652V | 644V | 13/03/09 | 12:10 | 15/03/09 | 12:30 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Ribeirão das Neves | SEM568 | S08 | 498V | 490V | 24/03/09 | 14:00 | 26/03/09 | 16:40 | 37,0 | ± | 3,7 |
| Ribeirão das Neves | SEM657 | S33 | 530V | 521V | 30/03/09 | 18:45 | 01/04/09 | 19:50 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Ribeirão das Neves | SEM552 | S01 | 377V | 362V | 12/06/09 | 15:50 | 15/06/09 | 11:15 | 70,3 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM754 | S11 | 437V | 419V | 12/06/09 | 14:40 | 15/06/09 | 12:59 | 85,1 | ± | 11,1 |
| Ribeirão das Neves | SEM750 | S21 | 474V | 439V | 12/06/09 | 15:04 | 15/06/09 | 13:21 | 192,4 | ± | 14,8 |
| Ribeirão das Neves | SEM771 | S22 | 426V | 407V | 12/06/09 | 15:40 | 15/06/09 | 13:43 | 92,5 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM803 | S32 | 601V | 589V | 12/06/09 | 15:32 | 15/06/09 | 13:38 | 40,7 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM776 | S03 | 411V | 396V | 12/06/09 | 15:08 | 15/06/09 | 13:30 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM731 | S04 | 419V | 406V | 12/06/09 | 16:24 | 15/06/09 | 14:06 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM780 | S16 | 433V | 421V | 12/06/09 | 14:57 | 15/06/09 | 13:16 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM657 | S25 | 457V | 444V | 12/06/09 | 13:45 | 15/06/09 | 14:49 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM??? | S35 | 211V | 199V | 12/06/09 | 16:30 | 15/06/09 | 14:02 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM565 | S30 | 555V | 539V | 12/06/09 | 16:00 | 15/06/09 | 14:19 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM697 | S31 | 221V | 208V | 12/06/09 | 14:28 | 15/06/09 | 12:51 | 59,2 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM542 | S27 | 518V | 506V | 12/06/09 | 14:00 | 15/06/09 | 12:30 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM708 | S10 | 391V | 381V | 12/06/09 | 12:13 | 15/06/09 | 11:10 | 33,3 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM768 | S33 | 318V | 307V | 12/06/09 | 11:43 | 15/06/09 | 10:43 | 40,7 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM514 | S38 | 236V | 228V | 12/06/09 | 14:14 | 15/06/09 | 12:36 | 22,2 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM688 | S19 | 486V | 472V | 12/06/09 | 12:54 | 15/06/09 | 11:40 | 59,2 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM789 | S14 | 372V | 361V | 12/06/09 | 14:30 | 15/06/09 | 12:51 | 40,7 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM667 | S24 | 338V | 322V | 12/06/09 | 12:27 | 15/06/09 | 11:20 | 74,0 | ± | 11,1 |
| Ribeirão das Neves | SEM729 | S05 | 298V | 287V | 12/06/09 | 11:30 | 15/06/09 | 10:34 | 40,7 | ± | 7,4 |
| Ribeirão das Neves | SEM698 | S23 | 606V | 589V | 12/06/09 | 14:00 | 15/06/09 | 12:30 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Rio Acima | SEM515 | S17 | 360V | 348V | 14/08/09 | 15:38 | 18/08/09 | 13:04 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Rio Acima | SEM565 | S26 | 486V | 462V | 14/08/09 | 15:45 | 18/08/09 | 13:08 | 85,1 | ± | 7,4 |
| Rio Acima | SEM542 | S36 | 447V | 405V | 14/08/09 | 15:56 | 18/08/09 | 13:18 | 173,9 | ± | 11,1 |
| Rio Acima | SEM754 | S19 | 386V | 373V | 14/08/09 | 16:09 | 18/08/09 | 13:25 | 33,3 | ± | 3,7 |
| Rio Acima | SEM662 | S14 | 303V | 289V | 14/08/09 | 16:15 | 18/08/09 | 13:35 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Rio Acima | SEM776 | S15 | 308V | 396V | 14/08/09 | 16:31 | 18/08/09 | 13:45 | 29,6 | ± | 3,7 |
| Rio Manso | SEM771 | S15 | 517V | 490V | 22/04/09 | 10:45 | 27/04/09 | 10:45 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Rio Manso | SEM565 | S22 | 614V | 588V | 22/04/09 | 10:51 | 27/04/09 | 10:53 | 62,9 | ± | 3,7 |
| Rio Manso | SEM552 | S25 | 440V | 401V | 22/04/09 | 11:11 | 27/04/09 | 11:06 | 118,4 | ± | 7,4 |
| Rio Manso | SEM675 | S14 | 561V | 501V | 22/04/09 | 11:22 | 27/04/09 | 11:15 | 188,7 | ± | 11,1 |
| Rio Manso | SEM553 | S38 | 234V | 187V | 22/04/09 | 11:35 | 27/04/09 | 11:24 | 159,1 | ± | 11,1 |
| Rio Manso | SEM556 | S23 | 660V | 621V | 22/04/09 | 11:53 | 27/04/09 | 11:11 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM729 | S33 | 696 V | 669 V | 08/07/08 | 20:35 | 11/07/08 | 0:30 | 188,7 | ± | 14,8 |
| Sabará | SEM708 | S23 | 663V | 654V | 18/07/08 | 18:20 | 20/07/08 | 18:45 | 48,1 | ± | 3,7 |
| Sabará | SEM 776 | S12 | 658V | 645V | 25/07/08 | 00:27 | 27/07/08 | 00:25 | 85,1 | ± | 11,1 |
| Sabará | SEM565 | S12 | 644V | 629V | 19/03/09 | 18:33 | 22/03/09 | 21:50 | 51,8 | ± | 3,7 |
| Sabará | SEM803 | S28 | 568V | 533V | 15/07/09 | 10:45 | 20/07/09 | 10:32 | 96,2 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM780 | S24 | 410V | 374V | 15/07/09 | 10:55 | 20/07/09 | 10:47 | 107,3 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM688 | S29 | 459V | 427V | 15/07/09 | 10:56 | 20/07/09 | 10:49 | 88,8 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM754 | S22 | 410V | 389V | 15/07/09 | 11:20 | 20/07/09 | 11:00 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM804 | S33 | 467V | 449V | 15/07/09 | 11:30 | 20/07/09 | 11:02 | 37,0 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM789 | S30 | 342V | 302V | 15/07/09 | 11:35 | 20/07/09 | 11:04 | 125,8 | ± | 11,1 |

Tabela IV. 1. Continuação: Resultado das medidas de radônio em residências da RMBH (eletretos SST)

| Cidade | Eletreto | Câmara | Voltagem inicial | Voltagem final | Data e hora da instalação | | Data e hora da retirada | | Resultado (Bq/m ³) | | |
|----------------------|----------|--------|------------------|----------------|---------------------------|-------|-------------------------|-------|--------------------------------|---|------|
| Sabará | SEM750 | S04 | 430V | 409V | 15/07/09 | 11:53 | 20/07/09 | 11:15 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM515 | S21 | 383V | 363V | 15/07/09 | 12:07 | 20/07/09 | 11:19 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM707 | S26 | 524V | 504V | 15/07/09 | 12:19 | 20/07/09 | 11:15 | 44,4 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM776 | S16 | 385V | 310V | 15/07/09 | 12:40 | 20/07/09 | 11:30 | 262,7 | ± | 14,8 |
| Sabará | SEM662 | S36 | 326V | 306V | 15/07/09 | 13:29 | 20/07/09 | 11:38 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM565 | S32 | 526V | 488V | 15/07/09 | 15:57 | 20/07/09 | 14:07 | 111,0 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM556 | S27 | 577V | 548V | 15/07/09 | 16:10 | 20/07/09 | 14:12 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM675 | S35 | 378V | 357V | 15/07/09 | 16:43 | 20/07/09 | 14:38 | 51,8 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM514 | S11 | 216V | 194V | 15/07/09 | 14:54 | 20/07/09 | 13:22 | 59,2 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM542 | S14 | 486V | 449V | 15/07/09 | 17:00 | 20/07/09 | 14:55 | 111,0 | ± | 7,4 |
| Sabará | SEM770 | S23 | 421V | 394V | 15/07/09 | 17:07 | 20/07/09 | 14:59 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Santa Luzia | SEM514 | S15 | 678V | 656V | 25/07/08 | 08:30 | 28/07/08 | 07:50 | 99,9 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM707 | S29 | 727V | 682V | 12/07/08 | 18:30 | 18/07/08 | 20:16 | 99,9 | ± | 7,4 |
| Santa Luzia | SEM698 | S03 | 706V | 685V | 11/03/09 | 13:15 | 14/03/09 | 06:25 | 103,6 | ± | 7,4 |
| Santa Luzia | SEM553 | S17 | 354V | 340V | 16/06/09 | 18:30 | 20/03/09 | 13:55 | 40,7 | ± | 3,7 |
| Santa Luzia | SEM716 | S04 | 598V | 583V | 17/03/09 | 17:20 | 20/03/09 | 07:45 | 74,0 | ± | 3,7 |
| Santa Luzia | SEM514 | S33 | 577V | 566V | 18/03/09 | 08:00 | 20/03/09 | 08:00 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Santa Luzia | SEM708 | S22 | 498V | 473V | 25/03/09 | 06:30 | 27/03/09 | 06:30 | 203,5 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM514 | S21 | 227V | 217V | 06/07/09 | 10:52 | 08/07/09 | 10:40 | 70,3 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM515 | S36 | 393V | 386V | 06/07/09 | 12:15 | 08/07/09 | 11:27 | 37,0 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM542 | S14 | 506V | 498V | 06/07/09 | 11:56 | 08/07/09 | 11:14 | 44,4 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM545 | S23 | 236V | 228V | 06/07/09 | 11:35 | 08/07/09 | 11:05 | 48,1 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM552 | S38 | 361V | 350V | 06/07/09 | 12:08 | 08/07/09 | 11:24 | 77,7 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM556 | S33 | 592V | 581V | 06/07/09 | 11:47 | 08/07/09 | 11:10 | 70,3 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM565 | S30 | 540V | 528V | 06/07/09 | 11:24 | 08/07/09 | 11:00 | 77,7 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM686 | S17 | 467V | 436V | 06/07/09 | 16:09 | 08/07/09 | 14:44 | 270,1 | ± | 18,5 |
| Santa Luzia | SEM707 | S07 | 539V | 526V | 06/07/09 | 15:59 | 08/07/09 | 14:39 | 92,5 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM708 | S35 | 381V | 369V | 06/07/09 | 10:39 | 08/07/09 | 10:33 | 85,1 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM729 | S16 | 287V | 275V | 06/07/09 | 11:08 | 08/07/09 | 10:45 | 88,8 | ± | 14,8 |
| Santa Luzia | SEM768 | S13 | 309V | 288V | 06/07/09 | 15:50 | 08/07/09 | 14:32 | 181,3 | ± | 14,8 |
| Santa Luzia | SEM780 | S11 | 420V | 413V | 06/07/09 | 10:27 | 08/07/09 | 10:28 | 33,3 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM803 | S18 | 587V | 571V | 06/07/09 | 11:12 | 08/07/09 | 14:23 | 103,6 | ± | 11,1 |
| Santa Luzia | SEM716 | S12 | 513V | 499V | 06/07/09 | 15:44 | 08/07/09 | 14:29 | 99,9 | ± | 14,8 |
| Santa Luzia | SEM714 | S27 | 210V | 202V | 06/07/09 | 12:32 | 08/07/09 | 11:37 | 51,8 | ± | 11,1 |
| São Joaquim de Bicas | SEM688 | S15 | 595V | 551V | 02/04/09 | 16:42 | 07/04/09 | 15:55 | 129,5 | ± | 11,1 |
| São Joaquim de Bicas | SEM721 | S37 | 290V | 275V | 02/04/09 | 16:23 | 07/04/09 | 13:40 | 29,6 | ± | 7,4 |
| São Joaquim de Bicas | SEM708 | S22 | 473V | 452V | 02/04/09 | 16:14 | 07/04/09 | 13:35 | 48,1 | ± | 7,4 |
| São Joaquim de Bicas | SEM750 | S29 | 557V | 540V | 02/04/09 | 16:06 | 07/04/09 | 13:33 | 33,3 | ± | 7,4 |
| São José da Lapa | SEM780 | S11 | 514V | 498V | 07/05/09 | 10:26 | 11/05/09 | 10:30 | 40,7 | ± | 7,4 |
| São José da Lapa | SEM698 | S29 | 625V | 607V | 07/05/09 | 10:49 | 11/05/09 | 10:43 | 48,1 | ± | 7,4 |
| São José da Lapa | SEM771 | S28 | 488V | 452V | 07/05/09 | 10:55 | 11/05/09 | 11:00 | 136,9 | ± | 11,1 |
| São José da Lapa | SEM784 | S31 | 451V | 427V | 07/05/09 | 11:00 | 11/05/09 | 10:56 | 81,4 | ± | 7,4 |
| São José da Lapa | SEM686 | S35 | 519V | 502V | 07/05/09 | 11:18 | 11/05/09 | 11:04 | 48,1 | ± | 7,4 |
| Sarzedo | SEM545 | S35 | 277V | 255V | 22/04/09 | 14:46 | 27/04/09 | 13:21 | 55,5 | ± | 7,4 |
| Sarzedo | SEM688 | S10 | 542V | 509V | 22/04/09 | 15:00 | 27/04/09 | 13:25 | 92,5 | ± | 7,4 |
| Sarzedo | SEM697 | S20 | 293V | 267V | 22/04/09 | 15:05 | 27/04/09 | 13:31 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Taquaraçu de Minas | SEM754 | S31 | 419V | 414V | 06/07/09 | 12:41 | 08/07/09 | 11:40 | 14,8 | ± | 7,4 |
| Vespasiano | SEM791 | S18 | 272V | 244V | 07/05/09 | 09:45 | 11/05/09 | 06:00 | 114,7 | ± | 11,1 |
| Vespasiano | SEM789 | S01 | 394V | 375V | 07/05/09 | 06:00 | 11/05/09 | 06:00 | 59,2 | ± | 7,4 |
| Vespasiano | SEM553 | S14 | 184V | 163V | 07/05/09 | 10:03 | 11/05/09 | 10:06 | 74,0 | ± | 7,4 |
| Vespasiano | SEM514 | S24 | 257V | 238V | 07/05/09 | 10:15 | 11/05/09 | 10:12 | 62,9 | ± | 7,4 |
| Vespasiano | SEM552 | S36 | 399V | 379V | 07/05/09 | 17:18 | 11/05/09 | 16:19 | 66,6 | ± | 7,4 |
| Vespasiano | SEM675 | S28 | 415V | 393V | 12/06/09 | 11:50 | 15/06/09 | 10:47 | 111,0 | ± | 11,1 |