



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
ESCOLA DE ENGENHARIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA NUCLEAR  
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES

EVELISE GOMES LARA

Potencial de radônio no ar de ambientes interiores residenciais:  
aspectos geológicos e construtivos da Região Metropolitana de Belo  
Horizonte

Belo Horizonte  
2017

EVELISE GOMES LARA

POTENCIAL DE RADÔNIO NO AR DE AMBIENTES  
INTERIORES RESIDENCIAIS: ASPECTOS GEOLÓGICOS E  
CONSTRUTIVOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO  
HORIZONTE

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

Área de concentração: Ciências das Radiações

Orientador: Prof. Dr. Arno Heeren de Oliveira

BELO HORIZONTE

2017

L318p Lara, Evelise Gomes.  
Potencial de radônio no ar de ambientes interiores residenciais [manuscrito] :  
aspectos geológicos e construtivos da região metropolitana de Belo Horizonte /  
Evelise Gomes Lara. - 2017.  
xiii, 120 f., enc.: il.

Orientador: Arno Heeren de Oliveira.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de  
Engenharia.

Anexos: f. 117-120.

Bibliografia: f. 104-116.

1. Engenharia nuclear - Teses. 2. Radiação - Teses. 3. Radon - Teses.  
4. Solos - Teses. 5. Habitações - Teses. I. Oliveira, Arno H. II. Universidade Federal  
de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 621.039(043)



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES**



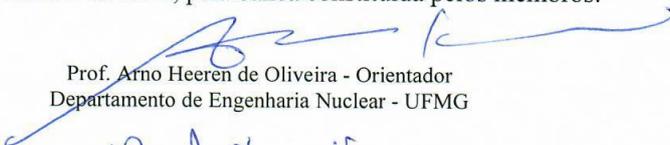
## FOLHA DE APROVAÇÃO

**POTENCIAL DE RADÔNIO NO AR DE AMBIENTES INTERIORES RESIDENCIAIS:  
 ASPECTOS GEOLÓGICOS E CONSTRUTIVOS DA RMBH - REGIÃO  
 METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE**

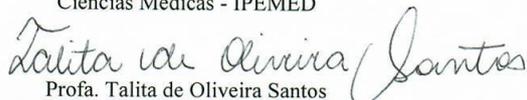
**EVELISE GOMES LARA**

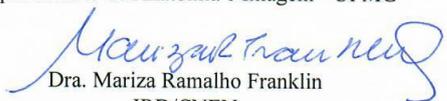
Tese submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES, área de concentração CIÊNCIAS DAS RADIAÇÕES.

Aprovada em 20 de novembro de 2017, pela banca constituída pelos membros:

  
 Prof. Arno Heeren de Oliveira - Orientador  
 Departamento de Engenharia Nuclear - UFMG

  
 Prof. Danilo Chagas Vasconcelos  
 Ciências Médicas - IPEMED

  
 Profa. Talita de Oliveira Santos  
 Departamento de Anatomia e Imagem - UFMG

  
 Dra. Mariza Ramalho Franklin  
 IRD/CNEN

  
 Dr. Amir Zacarias Mesquita  
 CDTN

Belo Horizonte, 20 de novembro de 2017.

## **AGRADECIMENTOS**

Especialmente grata aos orientadores Prof. Arno Heeren de Oliveira do DEN/UFMG e Francisco Javier Rios do CDTN/CNEN. Obrigada por aceitarem o desafio do “desconhecido” e acreditarem no meu potencial.

Ao Prof. Zildete Rocha do CDTN/CNEN, pela maestria na arte de ensinar. Sem dúvida meus agradecimentos e elogios a ele renderiam outra tese!

Ao DEN/UFMG e CDTN/CNEN pela infraestrutura e apoio acadêmico indispensáveis.

Aos amigos Talita, Rose, Glorinha, Patrícia, Gabriella, Ritinha entre outros, os quais não hesitaram em colocar a “mão-na-massa” para me ajudar. Em especial, agradeço à geógrafa Mayara Pinheiro, por ser minha “socorrista geológica” e ao João Batista pelas análises mineralógicas realizadas.

Ao Centro Tecnológico da Marinha em São Paulo e à Amazul pelas dispensas concedidas durante a realização deste trabalho. Em especial, à Cristina e aos comandantes Capitão de Fragata Sr. André Ricardo Pinheiro e Capitão de Mar e Guerra Sr. Luiz Roberto Ragone.

Aos meus familiares e amigos tão queridos, obrigada pelo incentivo nos momentos menos festivos.

Aos meus pais, obrigada pelo carinho, pelos conselhos, pelo silêncio tão oportuno, enfim, por serem meus professores na “escola da vida”.

Ao Danillo, pelo companheirismo e paciência incondicional. Saiba que sua motivação foi substancial nos momentos mais desafiadores.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo suporte financeiro.

Finalmente, agradeço ao Doutor dos doutores...Deus.

*“A utopia está lá no horizonte. Me aproximo dois passos, ela se afasta dois passos. Caminho dez passos e o horizonte corre dez passos. Por mais que eu caminhe, jamais alcançarei. Para que serve a utopia? Serve para isso: para que eu não deixe de caminhar.”*

Eduardo Galeano

## POTENCIAL DE RADÔNIO NO AR: ASPECTOS GEOLÓGICOS E CONSTRUTIVOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE

### RESUMO

Organismos reguladores internacionais recomendam que os países identifiquem as áreas mais susceptíveis ao radônio e investiguem as características geológicas e construtivas que possam contribuir para o aumento da exposição da população. O objetivo principal deste estudo foi avaliar o potencial de radônio no ar de ambientes interiores da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) de acordo com as suas características geológicas e padrões construtivos vigentes no Brasil. Para tanto, foram analisadas: as características físico-químicas dos tipos de solos predominantes na região; as características dos principais pisos utilizados em construções residenciais; as taxas de exalação do radônio proveniente dos solos; a estimativa da concentração do radônio no ar no interior das residências térreas e por fim, as estimativas anuais de dose nos habitantes. As características geológicas foram analisadas utilizando as informações da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), as medições *in situ* das concentrações de radônio nos gases dos solos foram obtidas por meio do monitor *AlphaGUARD*<sup>®</sup> e a determinação da permeabilidade utilizando o permeâmetro *RADON-JOK*<sup>®</sup>. Ademais, as técnicas analíticas de espectrometria gama (HPGe), espectrometria de massa (ICP-MS) e difração de raios X possibilitaram analisar os teores de <sup>226</sup>Ra, <sup>238</sup>U e a caracterização mineralógica das amostras de solos, respectivamente. As estimativas das taxas de exalação e modelo de transporte de radônio foram consubstanciadas em metodologias utilizadas na literatura científica internacional. Com relação aos aspectos construtivos, foram selecionados os pisos mais utilizados nos padrões residenciais em concordância com as especificações normativas brasileiras. As combinações das concentrações de radônio no solo com as respectivas permeabilidades demonstraram coerência com as concentrações de radônio estimadas nos projetos construtivos brasileiros. Aproximadamente 45% dos solos analisados podem ser classificados como nível de risco médio ou alto para o potencial de radônio, com destaque para as regiões onde predominam os latossolos, onde mais da metade dos solos apresentaram alto risco. Não foram detectadas correlações significativas entre as concentrações de radônio e urânio nos solos da RMBH. A caracterização mineralógica dos solos apresentou uma mineralogia típica de regiões de clima tropical, com predominância dos minerais primários quartzo e muscovita e minerais secundários como a caulinita, a gibbsita e a calcita. A estimativa da taxa de exalação do radônio do solo para a atmosfera nas regiões onde predominam os Latossolos Vermelhos perférricos foi de aproximadamente quatro vezes maior se comparada às áreas de Neossolos Litólicos. Com relação aos aspectos construtivos, estimou-se que aproximadamente 20% do radônio que exala na superfície do solo consegue fluir através da laje de concreto de uma residência térrea. Para os pisos, cerca de 2% do radônio da superfície do solo flui através do piso porcelanato, 15% atravessa o piso cerâmico considerado para o padrão normal de residência e cerca de 17% consegue fluir através do piso cerâmico utilizado no padrão baixo de construção. A combinação de aspectos geológicos e construtivos possibilitou estimar o radônio no ar das residências utilizando uma abordagem mais integralizada, associando aos projetos de construção às características geoambientais da área na qual esses projetos estão ou serão executados.

**Palavras-chaves:** Potencial. Radônio. Solo. Residência. Construção.

## RADON POTENTIAL IN AIR: GEOLOGICAL AND CONSTRUCTIVE ASPECTS OF THE METROPOLITAN REGION OF BELO HORIZONTE

### ABSTRACT

International regulatory bodies have been presented orientation that countries shall to identify susceptible areas to radon and investigate the building features that may contribute to increased exposure of the inhabitants. The goal of this study was to evaluate the radon potential indoor air of Metropolitan Region of Belo Horizonte (RMBH) according to its geological characteristics and construction standards patterns in Brazil. Thus, were evaluated the physicochemical features of predominant soils types of the region; the features of the main floors used in residential buildings; the exhalation rates of radon from the soil; the concentration of radon indoor the single dwellings and, finally, the annual dose estimates in the inhabitants. The geological features were considered by using the information from the Brazilian Agricultural Research Company (Embrapa), the local measurements of the soil radon concentrations were obtained through the *AlphaGUARD*<sup>®</sup> monitor and the determination of the permeability by using the *RADON-JOK*<sup>®</sup> permeameter. In addition, the analytical techniques of gamma spectrometry (HPGe), mass spectrometry (ICP-MS) and X-ray diffraction made it possible to consider the levels of <sup>226</sup>Ra, U elemental and mineralogical characterization of the soil samples, respectively. Estimates of exhalation rates and radon transport model were based on methodologies established in the scientific international literature. Regarding the building aspects, the most used floors in the residential standards were selected in agreement with the Brazilian standards. The combinations of soil radon concentrations and permeabilities showed coherence with the radon concentrations estimated in the Brazilian buildings. Approximately 45% of the soils measured could be classified as a medium or high-risk level for radon potential, especially in areas where latosols predominate, where more than half of the soils presented a high risk. No significant correlations were detected between the concentrations of radon and uranium in the soils of the RMBH. The mineralogical characterization of soils presented a mineralogy typical of tropical climate areas, with the predominance of primary minerals quartz and muscovite and secondary minerals such as kaolinite, gibbsite, and calcite. The estimation of the exhalation rate of radon from the soil to the atmosphere in areas that Red Latosols predominated was about four times higher when compared to the areas of Litolic Neosols. Regarding the building aspects, it was estimated that approximately 20% of the radon that exudes at the surface of the soil can flow through the concrete slab of a single dwelling. For floors, about 2% of the radon from the soil surface flows through the porcelain floor, 15% crosses the ceramic floor considered for the normal residence pattern and about 17% can flow through the ceramic floor used in the low building pattern. The combination of geological and building aspects allowed to estimating the radon in the air of the residences using a more integrated approach, associating to the building projects the environmental characteristics of the environment in which these projects are or will be constructed.

**Keywords:** Potential. Radon. Soil. Dwellings. Building.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 - Séries naturais de decaimento radioativo do $^{238}\text{U}$ , $^{232}\text{Th}$ e $^{235}\text{U}$ .....	25
Figura 4.2 - Diagrama esquemático dos processos de emanção do radônio.....	30
Figura 4.3 - Mecanismos de exalação do radônio dos solos .....	32
Figura 4.4 - Organismos envolvidos no estabelecimento de um programa nacional de radônio .....	34
Figura 4.5 - Publicação educativa do serviço geológico americano (U.S. Geological Survey) .....	36
Figura 4.6 - Determinação do Índice de Radônio de acordo com a metodologia utilizada na República Tcheca .....	38
Figura 4.7 - Principais vias de entrada do radônio em residências.....	39
Figura 5.1 - Posição geográfica da RMBH no Estado de Minas Gerais e seus municípios .....	46
Figura 5.2 - Perfuração do solo (1); amostras moídas e peneiradas em recipientes de 0,5 kg (2) e amostras pulverizadas em frascos de polietileno (3) .....	52
Figura 5.3 - Preparação do permeâmetro RADON-JOK®.....	54
Figura 5.4 - Distribuição dos pontos de determinação do radônio nos solos .....	55
Figura 5.5 - Exemplo genérico de um sistema de pisos e seus elementos .....	63
Figura 5.6 - Representação de um modelo de dormitório padrão alto (R1-A). Área equivalente: 14,0 m <sup>2</sup> . Sem escala .....	68
Figura 5.7 - Representação de um modelo de dormitório padrão normal (R1-N). Área equivalente: 12,0 m <sup>2</sup> . Sem escala .....	69
Figura 5.8 - Representação de um modelo de dormitório padrão baixo (R1-B). Área equivalente: 10,5 m <sup>2</sup> . Sem escala .....	69
Figura 6.1 - Divisão política da RMBH e seus limites municipais .....	72
Figura 6.2 - Potencial de radônio por classe de solo predominante na RMBH e classificação quanto ao Índice de Radônio. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	73
Figura 6.3 - Potencial de Radônio da RMBH: Baixo (1,0 a 10,0); Médio (>10,0 a 35,0); Alto (>35,0 a 70,0) e Muito Alto (>70,0 a 100,0) .....	74
Figura 6.4 - Relação entre o $^{238}\text{U}$ e o $^{222}\text{Rn}$ nos solos da RMBH.....	75
Figura 6.5 - Diferenças de médias de $^{238}\text{U}$ entre as classe de solo da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	76

Figura 6.6 - Relação entre o $^{226}\text{Ra}$ e o $^{238}\text{U}$ nos solos da RMBH .....	77
Figura 6.7 - Diferenças de médias de $^{226}\text{Ra}$ entre as classe de solo da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	78
Figura 6.8 - Distribuição do $^{226}\text{Ra}$ e $^{222}\text{Rn}$ nos solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	79
Figura 6.9 - Distribuição dos minerais nos solos e teor de ferro estrutural total. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	81
Figura 6.10 - Distribuição média dos teores de hematita, goethita e ferro estrutural total nos solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	84
Figura 6.11 - Distribuição do $^{222}\text{Rn}$ , $^{238}\text{U}$ e Fe nos solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	85
Figura 6.12 - Taxa de exalação do radônio na superfície do solo em função da porosidade. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico.....	88
Figura 6.13 - Fluxo de entrada de radônio nos padrões construtivos e classes de solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico.....	91
Figura 6.14 - Concentrações estimadas de radônio e dose efetiva anual de acordo com os projetos padrão de construção e classes de solo. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico .....	95

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 - Distâncias de migração do radônio .....	29
Tabela 4.2 - Características da residência referência da UNSCEAR .....	42
Tabela 4.3 - Características principais dos projetos-padrão - residência unifamiliar.....	43
Tabela 5.1 - Classes de solo da RMBH .....	49
Tabela 5.2 - Parâmetros utilizados na estimativa taxa de entrada do radônio através da laje de piso e contrapiso .....	65
Tabela 5.3 - Especificações dos acabamentos dos projetos-padrão residenciais .....	65
Tabela 5.4 - Pisos mais utilizados na RMBH.....	66
Tabela 6.1 - Concentrações médias de $^{238}\text{U}$ , $^{226}\text{Ra}$ e $^{222}\text{Rn}$ nos solos.....	80
Tabela 6.2 – Relação entre os minerais caulinita e gibbsita na fração argila dos solos .....	82
Tabela 6.3 - Fatores de solo (FS) para os solos da RMBH .....	86
Tabela 6.4 - Concentrações de atividade de $^{222}\text{Rn}$ e $^{226}\text{Ra}$ nos solos e respectivas taxas de exalação na superfície do solo .....	87
Tabela 6.5 - Concentração de $^{222}\text{Rn}$ no solo, taxas de exalação nas superfícies e fluxo de entrada através da laje de piso e contrapiso .....	89
Tabela 6.6 - Fluxo de entrada do $^{222}\text{Rn}$ através dos pisos de alto, normal e baixo padrão.....	91
Tabela 6.7 – Estimativas das concentrações de radônio no ar no interior dos dormitórios de alto, normal e baixo padrão .....	92
Tabela 6.8 - Concentrações de radônio no ar: estimativas e medições .....	94

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

**ABNT** - Associação Brasileira de Normas Técnicas

**AV** - Argissolo Vermelho

**AVA** - Argissolo Vermelho-Amarelo

**CDTN** - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear

**CH** - Cambissolo Háplico

**CNEN** - Comissão Nacional de Energia Nuclear

**CPS** - Contagens por segundo

**DEN** - Departamento de Engenharia Nuclear

**Embrapa** - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

**FH** - Fator de saturação

**FS** - Fator de solo

**GEORP** - *Geological Radon Potential*

**HSD** - *honestly significant difference*

**IAEA** - *International Atomic Energy Agency*

**IARC** - *International Agency for Research on Cancer*

**IBGE** - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

**ICDD** - *International Center for Diffraction Data*

**ICP-MS** - *Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry*

**ICRP** - *International Commission on Radiological Protection*

**IRD** - Instituto de Radioproteção e Dosimetria

**JCPDS** - *Joint Committee on Powder Diffraction Standards*

**LRN** - Laboratório de Radioatividade Natural

**LV** - Latossolo Vermelho

**LVA** - Latossolo Vermelho-Amarelo

**LVp** - Latossolo Vermelho perférrico

**NBR** - Norma Brasileira

**NCRP** - *National Council on Radiation Protection and Measurements*

**NL** - Neossolo Litólico

**PEI** - *Porcelain Enamel Institute*

**RI** - *Radon Index*

**RMBH** - Região Metropolitana de Belo Horizonte

**RP** - *Radon Potential*

**R1-B** - Residência padrão baixo

**R1-N** - Residência padrão normal

**R1-A** - Residência padrão alto

**SiBCS** - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

**Sinduscon** - Sindicatos da Indústria da Construção Civil

**UFMG** - Universidade Federal de Minas Gerais

**U.S.EPA** - *United States Environmental Protection Agency*

**UNSCEAR** - *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*

**WHO** - *World Health Organization*

## LISTA DE SÍMBOLOS

$T_{1/2}$  - meia- vida

$K_T$  - coeficiente de partição do radônio entre a água e o ar

$C_{Rn}$  - concentração de atividade de  $^{222}\text{Rn}$

$C_{Ra}$  - concentração de atividade de  $^{226}\text{Ra}$

$f$  - fator de emanção

$\rho_s$  - densidade dos grãos do solo

$\varepsilon$  - porosidade total

$m$  - fração dos poros preenchidos pela água

$De$  - coeficiente de difusão efetivo

$J$  - densidade de fluxo de atividade de radônio

$\nabla C$  - gradiente de concentração de atividade de radônio no ar

$L$  - comprimento de difusão do radônio no meio

$\tau$  - vida-média dos átomos de radônio

$C$  - concentração de radônio nos gases do solo

$C_0$  - concentração mínima de radônio nos gases do solo

$P$  - permeabilidade do solo

$P_0$  - permeabilidade mínima do solo

$E$  - dose efetiva anual

$F$  - fator de equilíbrio

$T$  - tempo de permanência na residência

$k$  - fator de conversão

$K$  - permeabilidade

$J_D$  - exalação do radônio na superfície do solo

$\lambda_{Rn}$  - constante de decaimento do radônio

$R_T$  - taxa de exalação transmitida por difusão do solo

$L_c$  - espessura de concreto

$L_{Rn.c}$  - comprimento de difusão do radônio no concreto

$L_{Rn.s}$  - difusão do radônio no solo

$F_{solo}$  - poder de emanção do solo

$F_c$  - poder de emanção do concreto

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS .....</b>	<b>V</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>VII</b>
<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>IX</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>XI</b>
<b>LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS .....</b>	<b>XII</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS .....</b>	<b>XIV</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>18</b>
<b>1.1. A IMPORTÂNCIA DO PROBLEMA.....</b>	<b>18</b>
<b>2. JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA .....</b>	<b>20</b>
<b>3. OBJETIVOS .....</b>	<b>23</b>
<b>3.1. OBJETIVO GERAL .....</b>	<b>23</b>
<b>3.2. OBJETIVOS SECUNDÁRIOS.....</b>	<b>23</b>
<b>4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>24</b>
<b>4.1. RADÔNIO .....</b>	<b>24</b>
<b>4.2. DA ORIGEM GEOGÊNICA À EMANAÇÃO DO RADÔNIO.....</b>	<b>26</b>
4.2.1.1.Fatores controladores e migração do radônio.....	27
4.2.2. Exalação do radônio e concentração em residências.....	32
4.2.2.1.Ventilação.....	33
<b>4.3. PROGRAMAS NACIONAIS E MAPEAMENTO DO RADÔNIO .....</b>	<b>34</b>
4.3.1. Potencial de Radônio – RP .....	37
<b>4.4. O SOLO NO CONTEXTO DO RADÔNIO.....</b>	<b>39</b>
4.4.1. Classificação dos solos .....	39
4.4.2. Porosidade e permeabilidade .....	40
4.4.3. Características mineralógicas .....	40
<b>4.5. PROJETOS CONSTRUTIVOS RESIDENCIAIS .....</b>	<b>41</b>
<b>4.6. ESTIMATIVA DE DOSE EFETIVA ANUAL.....</b>	<b>44</b>

<b>5. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>45</b>
<b>5.1. ÁREA DE ESTUDO - REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE</b> .....	<b>45</b>
5.1.1. Características pedológicas.....	46
5.1.2. Características litológicas .....	49
<b>5.2. OBTENÇÃO DE DADOS IN SITU</b> .....	<b>50</b>
5.2.1. Seleção dos pontos de amostragem .....	50
5.2.2. Preparo das amostras .....	51
5.2.3. Concentração do $^{222}\text{Rn}$ no solo.....	52
5.2.4. Determinação da permeabilidade do solo.....	53
<b>5.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS</b> .....	<b>56</b>
<b>5.4. MÉTODOS DE ANÁLISE</b> .....	<b>57</b>
5.4.1. Determinação da concentração de $^{226}\text{Ra}$ .....	57
5.4.2. Determinação mineralógica.....	58
5.4.3. Determinação da concentração de $^{238}\text{U}$ .....	58
<b>5.5. POTENCIAL DE RADÔNIO (RP) E ÍNDICE DE RADÔNIO (RI)</b> .....	<b>60</b>
<b>5.6. TRANSPORTE DO RADÔNIO</b> .....	<b>60</b>
5.6.1. Considerações para o transporte .....	60
5.6.2. Exalação do radônio do solo.....	62
<b>5.7. ASPECTOS CONSTRUTIVOS DAS RESIDÊNCIAS</b> .....	<b>63</b>
5.7.1. Piso, contrapiso e acabamento.....	63
5.7.2. Seleção dos pisos .....	65
5.7.3. Modelo de dormitório .....	67
<b>5.8. CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO NO AR</b> .....	<b>70</b>
<b>5.9. ESTIMATIVA DE DOSE</b> .....	<b>70</b>
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>71</b>
<b>6.1. POTENCIAL DE RADÔNIO E ÍNDICE DE RADÔNIO</b> .....	<b>71</b>
<b>6.2. ASPECTOS GEOLÓGICOS</b> .....	<b>75</b>
6.2.1. Concentrações de $^{238}\text{U}$ , $^{226}\text{Ra}$ e $^{222}\text{Rn}$ .....	75
6.2.2. Caracterização mineralógica.....	80
6.2.3. Fator de solo .....	85

<b>6.3. ASPECTOS CONSTRUTIVOS .....</b>	<b>86</b>
6.3.1. Fluxo de radônio através do sistema de piso .....	86
6.3.1.1.Exalação do radônio na superfície do solo .....	86
6.3.1.2.Fluxo de radônio através da laje de piso e contrapiso .....	88
6.3.1.3.Fluxo de radônio através dos pisos.....	89
<b>6.4. CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO NO AR .....</b>	<b>92</b>
<b>6.5. CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO NO AR: ESTIMATIVAS E MEDIÇÕES .....</b>	<b>93</b>
<b>6.6. ESTIMATIVA DE DOSE.....</b>	<b>95</b>
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>97</b>
7.1. ASPECTOS RELACIONADOS À GEOLOGIA .....	97
7.2. ASPECTOS RELACIONADOS AOS PROJETOS CONSTRUTIVOS .....	98
7.3. POTENCIAL DE RADÔNIO DA RMBH .....	99
<b>8. SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>102</b>
<b>9. CONTRIBUIÇÕES CIENTÍFICAS.....</b>	<b>103</b>
9.1. PUBLICAÇÕES EM REVISTAS .....	103
9.2. APRESENTAÇÕES EM CONGRESSOS.....	103
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>104</b>
<b>ANEXO I - RESULTADOS INDIVIDUAIS DAS DETERMINAÇÕES DE RADÔNIO, TORÔNIO E RADÔNIO TOTAL NOS SOLOS DA RMBH (LARA, 2013).....</b>	<b>117</b>

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. A importância do problema

O conhecimento dos mecanismos de transporte e concentração de radionuclídeos no meio ambiente é substancial para as estimativas de exposições da população à radiação natural. Segundo a *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR, 2000), as exposições dos indivíduos à radioatividade natural são muito mais significativas em alguns países se comparadas às exposições oriundas de fontes artificiais. De acordo com Neves e Pereira (2004), os elementos radiogênicos primordiais presentes nas rochas, solos e materiais de construção emitem radiação ionizante, contribuindo com uma dose efetiva média anual de 0,45 mSv para a dose efetiva externa recebida pelo homem.

Na cadeia de decaimento dos radionuclídeos primordiais, destaca-se o gás radônio e seus descendentes gerados nas cadeias de decaimento do urânio e do tório, presentes em rochas e solos. O radônio e esses descendentes são responsáveis por uma dose efetiva média anual de aproximadamente 1,20 mSv, sendo significativamente superior às outras fontes. Tal fato confere ao radônio e seus descendentes um papel de destaque no âmbito da radioatividade natural (US.EPA, 2015; UNSCEAR, 2000).

Sabe-se que uma diversidade de fatores ambientais, climáticos, geológicos, químicos e até mesmo sociais influenciam diretamente os mecanismos de transporte e concentrações de radônio em ambientes interiores. Sendo assim, para uma investigação preliminar da estimativa de dose efetiva anual no homem devido à exposição ao radônio em residências, por exemplo, deve ser considerada uma combinação de fatores que permitam inferir uma concentração média de atividade do gás levando em consideração as características intrínsecas de cada local (CINELLI et al., 2014).

Schery e Wasiolek (1998) e Twining (2012) apontam que a região entre os Trópicos de Câncer e Capricórnio contribuem com cerca de 38% do fluxo anual médio de radônio no ar. Os autores afirmam que as características relacionadas ao fluxo de radônio do solo das regiões tropicais diferem significativamente de um hemisfério para o outro,

principalmente em função das características climáticas, regimes pluviométricos e configurações geológicas.

O radônio proveniente dos solos representa cerca de 80% do radônio presente na atmosfera (HARB; ELNOBI; AHMED, 2016). Sakoda et al. (2010) destacam a importância da investigação dos minerais constituintes dos solos e suas influências no poder de exalação do radônio. No entanto, os autores alertam que a escassez de dados que estabeleçam tais relações limita o conhecimento do nível de contribuição dos minerais para estimativas de exposição do homem ao gás.

De modo geral, os modelos para determinação da taxa de exalação, transporte, concentração e estimativa de dose são baseados em padrões americanos e/ou europeus, o que em muitos casos, pode levar a uma incerteza significativa nessas estimativas quando tratamos de um país com as características do Brasil: solos geralmente bem evoluídos, profundos, ricos em minerais contendo Fe, alto grau de lixiviação, clima tropical, diversidade de materiais utilizados em construções, padrões nacionais de residências, dentre outros.

Neste contexto, o presente trabalho busca analisar as influências dos aspectos geológicos e construtivos no potencial de radônio no ar em residências da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), de acordo com os padrões construtivos brasileiros.

## 2. JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

A qualidade do ar no interior de residências tornou-se uma questão ambiental altamente importante, especialmente em áreas urbanas e densamente povoadas. De acordo com as publicações da UNSCEAR (1988; 2000; 2006) a maior parte do radônio encontrado no ar das residências se origina do solo adjacente a essas construções.

A *International Atomic Energy Agency* (IAEA) recomenda que os países investiguem as concentrações de radônio em ambientes interiores e avaliem os riscos associados à saúde da população. Além disso, a Agência recomenda que os países estabeleçam planos de ação que: (i) visem controlar a exposição da população nos ambientes considerados de risco; (ii) identifiquem as áreas mais susceptíveis ao radônio; e (iii) identifiquem as características das residências que podem gerar um aumento na concentração de radônio nas habitações (IAEA, 2012; 2015).

O solo é a principal fonte de radônio para a maioria das residências que apresentam elevadas concentrações deste gás (CINELLI et al., 2014; WHO, 2009; SYNNOTT, 2006; SWEDJEMARK, 2004; FISHER, 1998; NERO, 1988; NERO; NAZAROFF, 1983; NERO, 1981). Em média, estimam-se que aproximadamente 95% do radônio presente em uma residência seja proveniente do subsolo, 5% dos materiais de construção e menos de 1% liberado a partir da água consumida (NEVES; PEREIRA, 2004).

De acordo com a UNSCEAR (2008), dos 2,40 mSv da dose efetiva média anual para a população mundial, cerca de 1,2 mSv decorre da exposição da população ao radônio. Segundo a publicação nº 160 da *National Council on Radiation Protection and Measurements* (NCRP) a dose efetiva média anual para a população dos Estados Unidos devido aos radionuclídeos naturais foi de 3,1 mSv no ano de 2006, sendo 1,15 mSv provenientes do radônio. Em 1988, a *International Agency for Research on Cancer* (IARC, 1988) reconheceu o radônio como o segundo maior causador de câncer pulmonar no mundo.

Segundo a *International Commission on Radiological Protection* (ICRP, 2010) diversos estudos epidemiológicos têm mostrado que o risco absoluto em fumantes em qualquer

nível de exposição ao radônio é muito maior do que para aqueles que nunca fumaram ou são ex-fumantes, destacando o efeito sinérgico entre a exposição ao radônio e o tabagismo (WHO, 2009; ICRP, 2010). De acordo com a Diretiva CE 2013/59/Euratom de 5/12/2013 (*Official Journal of the European Union*, 2013), dados epidemiológicos recentes de estudos em residências demonstraram um aumento no risco de câncer em 16% por incremento de  $100 \text{ Bq.m}^{-3}$  em exposições prolongadas.

Diversos estudos avaliam e endossam a relevante contribuição da geologia na concentração de radônio em ambientes interiores, em especial, em residências (CINELLI, et al., 2014; CIOTOLI et al., 2014; FRUTOS; OLAYA, 2014; GRUBER, 2013; BOSSEW, 2012; KEMSKI et al., 2001; entre outros). A *World Health Organization* (WHO, 2007) conduziu pesquisas sobre as concentrações de radônio em ambientes interiores em 36 países. Para o Brasil, os resultados indicaram que cerca de 90% do radônio presente em ambientes interiores corresponde ao radônio originado nos solos e que atravessa o sistema de piso da residência. Santos et al. (2011) sugerem que a principal contribuição para as concentrações de radônio no ar de residências térreas da RMBH deve-se às características geológicas da região. A UNSCEAR (2000) e Gadgil (1992) também afirmam que a distância entre o solo e a laje estrutural do sistema de piso é considerada a principal via de entrada do radônio em uma residência padrão<sup>1</sup>.

Contudo, nota-se que existem poucos trabalhos no intuito de estudar as relações entre as características dos tipos de solos e a estimativa da concentração de radônio em residências, tanto as construídas quanto aquelas ainda em fase de construção. Em países de clima temperado como Alemanha (Kemski et al., 2001), Canadá (Chen et al., 2009), Noruega (Sundal et al. 2004), República Tcheca (Matolín; Koudelová, 2008) e Suécia (Åkerblom, 1987), existem níveis de referência para a concentração de radônio no solo. Nestes países, estudos comprovam uma influência significativa da litologia com o radônio em ambientes interiores. Já no Brasil, onde predominam solos intensamente

---

<sup>1</sup> De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT NBR 12721:2006 o termo “residência padrão” refere-se às residências projetadas e construídas de acordo com um projeto padrão. Estes projetos são predefinidos em normas e buscam representar os diferentes tipos de edificações com base em suas características principais, tais como: número de pavimentos, número de dependências e padrão de acabamento da construção, por exemplo.

intemperizados e espessos, não se sabe ao certo o nível de influência dos tipos de solo na disponibilidade do radônio no interior das residências.

No Brasil, ainda não existem níveis de referência tampouco legislação específica que regulamente o uso e ocupação do terreno com relação à concentração de radônio no solo. Entretanto, alguns estudos têm sido realizados no sentido de identificar regiões susceptíveis ao radônio bem como estabelecer critérios de classificação de risco destas regiões. Destacam-se alguns estudos como o de Ribeiro et al. (2014), Lara (2013), Fianco (2011); Mafra (2011); Santos (2010); Marques et al. (2006); Buffon (2002) e Moraes (1982).

De acordo com Nero (1981) o transporte do radônio dos solos até sua concentração em residências pode variar substancialmente em função do projeto de construção. No entanto não há evidências de estudos que relacionem os modos de entrada e acumulação do radônio proveniente dos solos com os sistemas de pisos mais utilizados na construção de residências, em especial, nos padrões brasileiros de construção.

O presente estudo assume um caráter inédito ao analisar a questão da acumulação do radônio no interior das residências considerando especialmente sua origem nas diversas classes de solos. Para esta abordagem, foram determinados: o potencial de radônio no ar da região; as estimativas da exalação do radônio através dos sistemas de piso típicos brasileiros; as concentrações do gás no interior das residências e as doses efetivas decorrentes do radônio.

Além disso, todas as avaliações consideraram as classes de solos mais abundantes na RMBH e as características dos pisos utilizados em residências de alto, normal e baixo padrão, de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Tais informações são relevantes tanto sob o aspecto do comportamento do radônio em construções tipicamente brasileiras quanto do ponto de vista de qualidade do ar em ambientes interiores em função das características do solo adjacente.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. *Objetivo geral***

Avaliar o potencial de radônio no ar de ambientes interiores da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) de acordo com as suas características geológicas e padrões construtivos vigentes no Brasil.

#### **3.2. *Objetivos secundários***

- Determinar os potenciais de radônio no ar na RMBH com base nas características dos solos e utilizando modelos de referência;
- determinar os índices de radônio utilizando modelos de referência;
- estimar as taxas de exalação do radônio presente no solo para a superfície;
- estimar as taxas de entrada de radônio por difusão através do sistema de piso para os padrões construtivos de alto, normal e baixo padrão;
- estimar as concentrações de radônio no ar de residências para diferentes padrões de construção;
- analisar a influência do tipo de piso na concentração de radônio nas residências de alto, normal e baixo padrão;
- comparar as concentrações de radônio estimadas para as residências com as concentrações obtidas experimentalmente;
- estimar as doses às quais estão submetidos os moradores; e
- contribuir com uma base de dados para o estabelecimento de níveis nacionais de referência do radônio.

## 4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

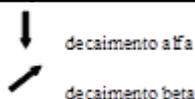
### 4.1. Radônio

O elemento radônio foi descoberto em 1900 por Dorn que o chamou de “emanação do rádio”. Um ano mais tarde, Ramsay e Soddy determinaram sua massa atômica, linhas espectrais características, inerticidade química e posição na Tabela Periódica, onde ocupa o último lugar do grupo dos gases nobres. O radônio é um gás incolor. Por ser um gás nobre e quimicamente inerte, só reage com outros elementos quando submetido a elevadas temperaturas, da ordem de 400 °C. (DICK; JÖNASSON, 2000).

A literatura aponta 61 isótopos radioativos do radônio, iniciando no isótopo  $^{187}\text{Rn}$ , passando pelos isótopos metaestáveis até o  $^{222}\text{Rn}$ . Destes, existem três isótopos naturais relevantes do ponto de vista radiológico, levando em conta suas abundâncias e meias vidas: o  $^{222}\text{Rn}$ , chamado apenas de “radônio”, gerado na série do  $^{238}\text{U}$  e meia vida de 3,83 dias; o  $^{220}\text{Rn}$  ou “torônio”, produzido na série de decaimento do  $^{232}\text{Th}$  e meia vida de 54,5 segundos, e finalmente o  $^{219}\text{Rn}$  ou “actinônio”, gerado a partir da série do  $^{235}\text{U}$ , e 3,92 segundos de meia vida. Neste trabalho, o termo “radônio” refere-se ao isótopo  $^{222}\text{Rn}$ , ao qual este estudo é dedicado. A Figura 4.1 ilustra os processos de decaimento radioativo dos radionuclídeos naturais e destaca os principais isótopos do radônio.

Figura 4.1 - Séries naturais de decaimento radioativo do  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{235}\text{U}$ 

	U-238					Th-232					U-235						
U	U-238 4,49Ga		U-234 248ka										U-235 0,71Ga				
Pa	↓	Pa-234 1,18m	↓										↓	Pa-231 34,3Ka			
Th	Th-234 24,1d		Th-230 75ka			Th-232 13,9 Ga		Th-228 1,9 a					Th-231 25,6h	↓	Th-227 18,6d		
Ac			↓			↓	Ac-228 6,13h	↓					↓	Ac-227 22,0a	↓		
Ra			Ra-226 1622a			Ra-228 6,7a		Ra-224 3,64d							Ra-223 11,1d		
Fr			↓					↓							↓		
Rn			Rn-222 3,83d					Rn-220 54,5s							Rn-219 3,92s		
At			↓					↓							↓		
Po			Po-218 3,05m	Po-214 0,16ms	Po-210 138d		Po-216 0,16s	Po-212 0,3s	65%						Po-215 1,8ms		
Bi			↓	Bi-214 19,7m	↓	Bi-210 5,02d	↓	↓	Bi-212 60,5m	↓					↓	Bi-211 2,16m	
Pb			Pb-214 26,8m	Pb-210 22,2a	Pb-206		Pb-212 10,6h	Pb-208	35%						Pb-211 36,1m	↓	Pb-207
Tl								Tl-208 3,1m								Tl-207 4,79m	



Fonte: Ku (1976) apud Bonotto (2004).

As primeiras evidências acerca do problema do radônio para a saúde humana tiveram origem na década de 1920, especialmente relacionadas às atividades ocupacionais em minas subterrâneas. Desde então pesquisadores concluíram que altos níveis de radônio em ambientes fechados eram causados pela presença de urânio natural em minerais de rocha e solo sobre os quais as edificações foram construídas. Outro fato importante foi a adoção de medidas de redução dos custos de energia durante a década de 1970 a 1980, onde velhas habitações foram adaptadas de forma a se tornarem mais estanques, enquanto que as novas habitações já foram construídas de modo a impedir, tanto quanto possível, a entrada de ar. Ironicamente, essas medidas que visavam à economia de energia retinham o radônio dentro das residências (WICANDER; MONROE, 2011).

O principal fator de toxicidade do radônio consiste na aderência de seus produtos de decaimento metálicos às partículas de poeira no ar, que podem ser inalados pelos indivíduos que habitam o local. Uma vez alojados nos pulmões, os produtos de

decaimento emitem partículas alfa, beta e desexcitações gama que depositam sua energia nos tecidos, podendo alterar o material genético das células pulmonares e aumentar a probabilidade de desenvolvimento de neoplasias nessa região. Em virtude destas premissas, desde a década de 1980 a contaminação ambiental por radônio e seus descendentes tem sido bastante estudada em todo o mundo. Em particular, uma forte motivação para tal estudo decorreu de que estimativas da ordem de 10.000 casos de câncer das vias respiratórias por ano nos Estados Unidos seriam decorrentes da dose recebida pela população em residências e locais de trabalho (COHEN, 1980).

#### ***4.2. Da origem geogênica à emissão do radônio***

Os isótopos  $^{219}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,92 \text{ s}$ ),  $^{220}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 54,5 \text{ s}$ ) e  $^{222}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,83 \text{ d}$ ) são originados a partir do decaimento dos isótopos  $^{223}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$  e  $^{226}\text{Ra}$ , respectivamente, conforme já mencionado. A partir de então, uma fração do radônio gerado em solos e rochas escapa da fase sólida destes materiais para os poros dos mesmos, fração esta denominada “coeficiente” ou “poder de emissão”. Os átomos de radônio são liberados da matriz sólida por “recuo” quando o rádio contido no grão decai por emissão alfa. Desta forma, para um átomo de radônio escapar do grão mineral em direção ao espaço poroso, o decaimento deve ocorrer dentro da distância de recuo da superfície do grão e assumir essa posição. A faixa de distância de recuo para  $^{222}\text{Rn}$  é de 20 a 70 nm em minerais comuns, 100 nm na água e 63  $\mu\text{m}$  no ar (TANNER, 1980).

Os elementos urânio e rádio são os precursores do radônio e estão distribuídos em diferentes concentrações nos solos. A variação de tais concentrações se deve, principalmente, às abundâncias naturais destes elementos, às interações hidrogeoquímicas, além de interferências físicas ocorridas no ambiente. Assim, torna-se imprescindível o conhecimento das concentrações desses elementos bem como suas inter-relações com os sistemas geológicos de modo a entender o comportamento do radônio (LARA, 2013).

Diversos autores estudam as relações entre o urânio, o  $^{226}\text{Ra}$  e as concentrações de radônio no solo (ÅKERBLOM, 1987; GUNDERSEN et al., 1988a, 1988b, SCHUMANN; OWEN, 1988; SCHUMANN 1993; ADEPELUMI, 2005; EDSFELDT, 2001;

LUCCHETTI et al., 2014 e outros). Segundo Peake e Schumann (1993) a uma profundidade de 1,0 metro da superfície do solo, a concentração de atividade de  $37,0\text{Bq.kg}^{-1}$  ( $1,0\text{ pCi.g}^{-1}$ ) de  $^{226}\text{Ra}$  em solos naturais pode originar aproximadamente de  $26,0$  a  $52,0\text{ kBq.m}^{-3}$  ( $700$  a  $1400\text{ pCi.L}^{-1}$ ) de radônio no solo. A concentração e localização do rádio no grão mineral, a direção que o átomo de radônio assume no momento da sua emissão e a umidade do solo são os principais fatores determinantes para a sua liberação do grão.

Se o átomo de rádio estiver localizado em uma região muito interna do grão mineral, dificilmente o radônio é liberado para o espaço dos poros, ainda que a direção assumida pelo átomo seja no sentido da superfície do grão. Tal fato corresponde à autoabsorção do radônio pela própria matriz mineral. Por outro lado, se o radônio gerado estiver localizado próximo à superfície da estrutura mineral e sua direção for neste sentido, ele poderá se libertar e se difundir para o espaço de poro entre os grãos. Segundo Tanner (1978), para a maioria dos solos, cerca de 10 a 50% do radônio produzido consegue se libertar do grão mineral em que se encontra e alcançar a região dos poros.

Uma vez que o radônio alcança o espaço dos poros ele se distribui entre as fases gasosa e líquida conforme o volume relativo de água nos interstícios e a temperatura, de modo que o aumento da temperatura diminui a solubilidade do radônio na água (UNSCEAR, 2000). Este fenômeno é controlado pelo coeficiente de partição  $K_T$ , o qual representa a razão entre as concentrações de radônio da água e do ar. De acordo com a UNSCEAR (2000), o valor de  $K_T$  varia de 0,53 em  $0\text{ }^\circ\text{C}$  a 0,23 em  $25\text{ }^\circ\text{C}$ , com um valor típico de 0,30 em  $15\text{ }^\circ\text{C}$ .

#### 4.2.1.1. Fatores controladores e migração do radônio

A umidade é considerada o principal fator físico controlador de radônio nos gases do solo (ASHER-BOLINDER et al. 1993; EISENBUD; GESELL, 1997). A água contida nos interstícios do solo permite o escape do átomo de radônio do material sólido, uma vez que ela, ao circundar os grãos, absorve a energia cinética dos átomos de radônio recuados prevenindo que este penetre no grão adjacente. Sabe-se que o coeficiente de emissão cresce em solos cuja umidade varia de 15 a 20% por peso. Já em percentuais mais

elevados, observa-se o decréscimo do coeficiente de emanção (DAMKJAER e KORSBECK, 1985 apud ASHER-BOLINDER et al. 1993).

Segundo a UNSCEAR (2000) a concentração de radônio nos gases do solo  $C_{Rn}$  (kBq.m<sup>-3</sup>), desconsiderando o transporte de radônio (difusão e convecção), é dada por:

$$C_{Rn} = C_{Ra} f \rho_s \varepsilon^{-1} (1-\varepsilon) \cdot [m(K_T-1) + 1]^{-1} \quad (4.1)$$

onde  $C_{Ra}$  é a concentração de rádio no solo (Bq.kg<sup>-1</sup>),  $f$  é o fator de emanção,  $\rho_s$  é a densidade dos grãos no solo (kg.m<sup>-3</sup>),  $\varepsilon$  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 o solo seco,  $m$  aproxima-se de zero e o termo entre colchetes da equação pode ser omitido. Já para solos úmidos e temperatura de 25 °C, o coeficiente de partição  $K_T$  é igual a 0,23 e  $m$  igual a 0,95. Nestes termos, estima-se que um solo a 25 °C, alto teor de umidade ( $m$  igual a 0,95),  $C_{Ra}$  igual a 30,0 Bq.kg<sup>-1</sup> e fator de emanção  $f$  igual a 0,2, terá uma concentração de radônio de aproximadamente 78,0 kBq. m<sup>-3</sup>, i.e. cerca de 3,7 vezes maior que a concentração para o mesmo solo em condições frias e secas (0 °C,  $K_T = 0,53$ ,  $m = 0,05$ ,  $C_{Rn} = 21$  kBq m<sup>-3</sup>) (UNSCEAR, 2000). A UNSCEAR sugere que podem ser utilizados para o cálculo teórico os valores correspondentes aos parâmetros típicos do solo:  $f$  igual a 0,2 e  $\varepsilon$  igual a 0,25.

Tanner (1991) afirma que o teor de umidade da maioria dos solos é considerado suficiente para garantir um poder de emanção maior que 1%. Dick e Jönasson (2000) também afirmam que cerca de 1% do radônio total gerado dentro dos minerais escapa para o espaço poroso dos solos e uma média 20% do radônio total originado no solo migra para seus interstícios. De acordo com os autores, experimentos de difusão e testes em campo indicaram que uma distância média percorrida entre o local de origem do <sup>222</sup>Rn até que ele decaia é de aproximadamente 8,0 metros no solo. Esta distância é denominada “comprimento” ou “distância de migração”. A Tabela 4.1 apresenta as distâncias de migração do radônio em função do teor de umidade do meio de difusão: solo seco, úmido, molhado e saturado.

Tabela 4.1 - Distâncias de migração do radônio

Condições estacionárias do meio de difusão (direção unidimensional)	Distância de migração (metros)	
	Máximo em 5,5 dias ( $C/Co = 1/e = 0,37 = 37\%$ )	Máximo em 25 dias ( $C/Co = 1/100 = 1\%$ )
Difusão + transporte	5 ?	?
Solo seco	2	10
Solo úmido	0,5	2
Solo molhado	0,04	0,2
Solo saturado	0,02	0,1

onde C = Concentração de radônio; Co = Concentração inicial de radônio e “e” = base do logaritmo neperiano.

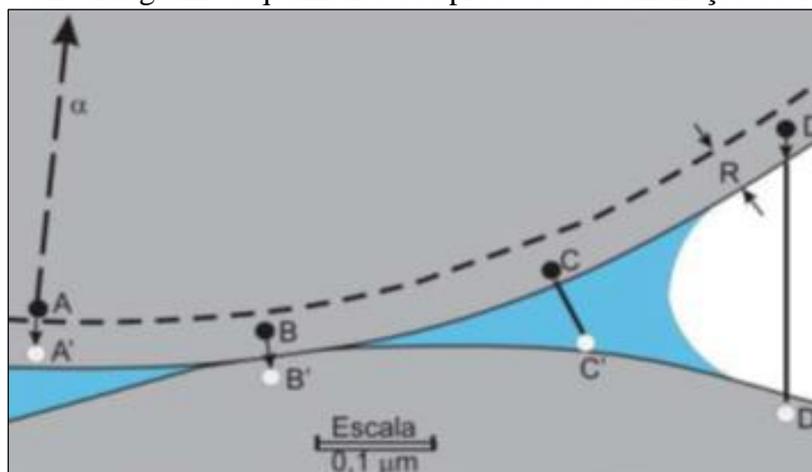
? = Incerteza do autor quanto ao valor da medida.

Fonte: Tanner (1964).

A Figura 4.2 ilustra o fenômeno da emanação no contato entre dois grãos esféricos na cor cinza. As cores azul e branco representam a água presente nos interstícios dos poros e a presença de ar, respectivamente. O átomo de  $^{226}\text{Ra}$  representado pelo símbolo (●) decai emitindo uma partícula alfa transmutando-se em um átomo de  $^{222}\text{Rn}$ , representado por (o). A partir de então, o átomo de  $^{222}\text{Rn}$  gerado poderá assumir várias direções, de acordo com a direção da emissão alfa, porém na maioria dos casos, este assume uma direção oposta à partícula alfa. Deste modo, dependendo da posição do átomo de  $^{226}\text{Ra}$  no grão ou matriz sólida, diversas situações podem ocorrer.

Tanner (1978) descreve quatro situações relevantes. Em uma destas situações, o átomo em (A) situa-se dentro do grão a uma profundidade maior que o intervalo de recuo  $R$ ; o que fará com que o átomo de  $^{222}\text{Rn}$  recuado (representado por A') permaneça contido no grão superior. Outra possibilidade é demonstrada na posição B, onde o átomo de  $^{222}\text{Rn}$  (representado por B') escapa do grão superior adentrando no grão inferior. No caso do posicionamento C, após escapar do grão superior, o átomo de  $^{222}\text{Rn}$  (representado por C') perde o restante de sua energia de recuo na água e se torna livre para difundir-se através dos poros. Por sua vez, o átomo de  $^{222}\text{Rn}$  (representado por D') perde uma pequena parte de sua energia no ar e penetra no grão inferior.

Figura 4.2 - Diagrama esquemático dos processos de emissão do radônio



Fonte: Tanner (1978).

O radônio, após ser emanado, tende a mover-se no sentido da superfície da crosta terrestre por difusão molecular ou convecção. Desta forma, a porção do gás que não decaiu ou tenha sofrido autoabsorção durante este percurso é liberada para a atmosfera, sendo este fluxo de radônio na interface litosfera-atmosfera denominado exalação, dada em  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ . Assim, o gás é exalado continuamente a uma taxa determinada por fatores tais como: condições meteorológicas (pressão barométrica, ventos, temperatura e umidade), concentração de  $^{226}\text{Ra}$  nos solos ou rocha subjacente, densidade, porosidade e principalmente, pela permeabilidade (NEZNAL; NEZNAL, 2008; TALBOT et al. 1998) GUNDERSEN et al., 1988).

O principal mecanismo para a entrada de radônio na atmosfera é a difusão molecular (CASEY et al., 2015; DICK; JÖNASSON, 2000; UNSCEAR, 2000; TANNER, 1991), sendo especialmente predominante em solos argilosos e não fraturados. Por outro lado, os mecanismos de migração do radônio por advecção (fluxo horizontal) ou convecção (fluxo vertical) predominam em solos cascalhosos, principalmente em função das variações de pressão barométrica, temperatura e velocidade dos ventos (TANNER, 1991).

A UNSCEAR (2000) destaca que em países de clima temperado à frio, a migração do radônio via advecção e convecção podem representar importantes contribuições para as concentrações de radônio em ambientes internos. Já em países de clima tropical, o fenômeno de difusão do gás através do solo apresenta maior importância. Neste sentido, a avaliação do transporte e concentração do radônio neste trabalho consideram apenas o

mecanismo de difusão, ainda que outros fenômenos possam interferir nessas concentrações.

O processo de difusão do radônio se caracteriza pelo deslocamento natural deste gás em direção às áreas de menor concentração. A capacidade de migração do radônio por difusão é dada através do coeficiente de difusão efetivo  $D_e$  do solo e a capacidade dos gases do solo fluírem é dada através da permeabilidade. Assim, a difusão do radônio ao ar livre pode ser descrita pela lei de Fick, a qual estabelece que a densidade do fluxo da difusão de uma substância é linearmente proporcional ao seu gradiente de concentração (TANNER, 1991). A lei de Fick pode ser expressa como se segue:

$$J = -D_e \nabla C \quad (4.2)$$

onde  $J$  representa a densidade de fluxo de atividade de radônio ( $\text{Bq.m}^2.\text{h}^{-1}$ ) e  $\nabla C$  representa o gradiente de concentração de atividade de radônio no ar. Portanto, o coeficiente de difusão  $D_e$  pode ser definido a partir da equação de Fick e expresso como:

$$D_e = -J / \nabla C \quad (4.3)$$

A distância que o radônio se desloca por difusão através dos interstícios do solo durante uma vida-média é chamada de comprimento de difusão  $L$  e dada por:

$$L = \sqrt{\tau D_e / \varepsilon} \quad (4.4)$$

onde  $\tau$  é a vida-média dos átomos de radônio (5,52 dias) e  $\varepsilon$  é a porosidade do solo. A Figura 4.3 ilustra esquematicamente os processos de emissão e transporte (difusão e convecção) que ocorrem no solo e posteriormente, o processo de exalação, onde o radônio se dirige no sentido da atmosfera.

Figura 4.3 - Mecanismos de exalação do radônio dos solos



Fonte: Adaptado de Porstendörfer (1993).

#### 4.2.2. Exalação do radônio e concentração em residências

A disponibilidade de radônio no solo localizado a poucos metros da superfície é uma condição importante para o transporte e a exalação do radônio, e conseqüentemente, para as avaliações da concentração do radônio em residências. (SUN; GUO e CHENG, 2004; REIMER, 1993; UNSCEAR, 2000). No entanto, não apenas o solo, mas também os materiais de construção são fontes de radônio já que esses materiais são produzidos a partir de materiais geológicos.

Segundo dados de monitorações *in situ* realizadas na Pensilvânia de 1989 a 2013, a difusão do radônio através do solo é a principal fonte de exposição em ambientes interiores (CASEY et al., 2015). Em Salzburg, na Áustria, foram determinadas as concentrações médias de radônio em dois andares de uma mesma residência. No andar térreo foi encontrada a concentração de  $700 \text{ Bq.m}^{-3}$  e no piso superior, o valor de  $250 \text{ Bq.m}^{-3}$ . Também foi avaliada a concentração de radônio em uma adega localizada no porão da residência, onde a concentração anual média da adega foi de  $1100 \text{ Bq.m}^{-3}$  (LETTNER et al., 1999). De acordo com os autores, a proximidade dos valores das concentrações de radônio da adega e do andar térreo indica uma significativa influência do solo no piso térreo da residência.

Solos com tamanho de grão maior (tais como cascalhos e areias grossas), são altamente permeáveis e aptos a exalar mais  $^{222}\text{Rn}$  do que seria esperado, tendo como base seu teor de  $^{226}\text{Ra}$ . Em contrapartida, solos siltsos e argilosos tendem a apresentar baixa

permeabilidade, especialmente se úmidos, tendendo a exalar menos radônio. Segundo a UNSCEAR (1982), considerando as mesmas condições atmosféricas, a diminuição da permeabilidade do solo de  $10^{-8} \text{ m}^2$  para  $10^{-11} \text{ m}^2$ , a taxa média de entrada de radônio contido nos gases do solo para uma casa diminui em um fator de cerca de 25.

#### 4.2.2.1. Ventilação

A taxa de ventilação ou número de renovações de ar dos ambientes é o principal mecanismo de controle da concentração de radônio em ambientes interiores, seja de convívio ocupacional como em minas subterrâneas, seja de convívio social e familiar (UNSCEAR, 2008). Neste sentido, autoridades governamentais e institutos de pesquisa tem dispensado particular atenção nos países de clima temperado e frio, cujo inverno acaba por limitar a taxa de ventilação no interior das residências reduzindo substancialmente a diluição do radônio e contribuindo para o aumento da exposição dos moradores.

Neves e Pereira (2004) ressaltam que o desenvolvimento de sistemas de isolamento térmico cada vez mais eficientes em países de clima frio tem contribuído copiosamente para o aumento dos níveis de radônio em ambientes interiores. Em regiões de clima tropical como é o caso do Brasil, onde mesmo no inverno as portas e janelas das residências são muitas vezes mantidas abertas, o risco do radônio pode ser consideravelmente minimizado. No entanto, estudos realizados em países de clima tropical evidenciaram a ocorrência de altas concentrações de radônio durante a noite, período em que a ventilação é reduzida e que coincide com a maior permanência dos moradores nas habitações. Além disso, existe uma tendência de a população permanecer mais tempo residências ou em outros ambientes fechados (WHO, 2009).

No contexto brasileiro, Da Silva (2005) enfatiza que os hábitos dos moradores pode ser um fator bastante significativo para as concentrações de radônio em residências da cidade de São Paulo. No Rio Grande do Sul, as condições meteorológicas como o clima ameno à frio durante o inverno e os ventos fortes fazem com que muitas residências permaneçam fechadas por longos períodos, favorecendo o acúmulo do radônio no ambiente (BUFFON, 2002). Em Curitiba, os moradores dos locais que apresentaram concentrações de radônio

relativamente altas foram orientados a melhorarem a ventilação das residências (CORRÊA, 2006).

### 4.3. Programas nacionais e mapeamento do radônio

De acordo com a WHO (2009), os países devem implementar programas nacionais de mapeamento para determinar áreas propensas a um maior risco de exposição ao radônio, preferencialmente por meio de estudos com bases geológicas e geográficas. É importante destacar que devido às características multidisciplinares acerca do radônio, os programas nacionais de mapeamento geogênico devem envolver a interação entre diversos organismos e áreas do conhecimento, abrangendo organizações governamentais, autoridades, instituições de ensino e pesquisa, laboratórios além de meios de comunicação entre outros, conforme ilustrado na Figura 4.4.

Figura 4.4 - Organismos envolvidos no estabelecimento de um programa nacional de radônio



Fonte: Adaptado de WHO (2009).

Embora a literatura não apresente uma definição exata para classificar uma área como propensa ao radônio, os países podem defini-la com base no percentual de residências monitoradas que apresentaram concentrações de radônio superiores a um nível de referência, por exemplo. Também é possível classificar as áreas em diferentes níveis (por exemplo, alto, médio ou baixo) radônio. Essas decisões são complexas e muitos fatores devem ser levados em consideração, como o nível médio de radônio, o nível de referência, as medidas propostas para estas áreas e até os hábitos da população residente nestas áreas. Idealmente, as áreas propensas ao radônio devem conter uma proporção elevada de residências com altas concentrações de radônio (WHO, 2009).

O propósito fundamental dos mapeamentos do radônio é evitar que a população seja exposta a valores elevados de concentração do gás. Neste sentido, organizações governamentais e centros de pesquisa tem identificado áreas de maior risco através da elaboração de mapas geogênicos indicativos de risco de radônio. Logo, estes mapas funcionam como uma ferramenta de gestão para as autoridades auxiliando-as nas tomadas de decisões em áreas prioritárias (IELSCH, 2010).

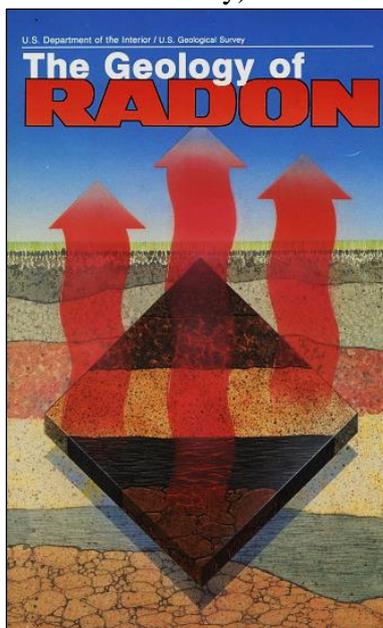
Estudos como os de Ciotoli et al. (2014); Cinelli et al. (2014); Bossew (2012); Ferreira et al. (2014) ressaltam que os mapeamentos regionais de radônio devem prever os riscos potenciais deste gás no interior de residências bem como avaliar áreas disponíveis para novas construções. Segundo Appleton (2007) e Edsfeldt (2001) os mapas potenciais de radônio podem ser utilizados para:

- a) identificar áreas propensas ao radônio antes de se construir novas habitações;
- b) o direcionamento de custo-benefício de monitoramento do radônio em habitações existentes e locais de trabalho; e
- c) fornecer informações de concentração de radônio no solo para compradores e vendedores.

A comunicação de risco do radônio deve alcançar diferentes públicos e especialmente focada em recomendações para a redução do radônio em ambientes internos. A WHO (2009) destaca a importância em expressar o risco de câncer de pulmão devido ao radônio

em comparação com outros riscos de câncer, ou com riscos comuns da vida cotidiana, por exemplo. A Figura 4.5 ilustra uma publicação americana utilizada no processo de conscientização da população acerca do radônio.

Figura 4.5 - Publicação educativa do serviço geológico americano (U.S. Geological Survey)



Fonte: Otton (1992).

Países como Portugal (Pereira; Neves, 2014), Áustria (Gruber et al., 2014), Inglaterra (Ferreira, et al., 2014), Rússia (Zhukovsky et al., 2012), França (Ielsch, et al., 2010), Hungria (Minda et al., 2009), Canadá (Chen, 2009), Finlândia (Weltner et al., 2002), Alemanha (Kemski et al., 2001); Estados Unidos (Reimer et al., 1993) e Suécia (Åkerblom, 1987) realizaram mapeamentos geogênicos do radônio por meio de determinações de radônio no solo e no ar interior de habitações, permeabilidade do solo e associações com a geologia local.

Na Alemanha foi realizado um mapeamento na escala de 1:2000.000 da concentração de radônio nos gases do solo a 1,0 metro de profundidade, gerando um banco de dados com amostragens representativas dos tipos de solos do país. O projeto teve como objetivo desenvolver uma metodologia padrão para a estimativa de um potencial de radônio geogênico e aplicar este método para mapear o território da Alemanha para fins de planejamento urbano. Considerou-se, principalmente, a permeabilidade do gás *in situ* de

solos em uma grade regular de acordo com correspondentes unidades geológicas (KEMSKI et al., 2001).

Segundo Peake e Schumann (1993), a avaliação do potencial de radônio pode ser realizada com base em quatro informações principais: geologia, radiação de fundo ou *background*, permeabilidade do solo e disponibilidade de dados sobre o radônio em ambientes interiores. Os autores também afirmam que as características geológicas do local assumem uma importância primordial nestas avaliações. Assim, a partir da combinação destas informações, pode-se estimar o potencial geológico de radônio de uma região.

No Brasil, Ribeiro et al. (2014) estimaram o potencial de radônio e torônio no interior de residências no arquipélago de Fernando de Noronha por meio da determinação das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$  nos solos da região. Foram obtidas concentrações de atividade de  $^{226}\text{Ra}$  de  $4,6 \pm 0,5$  a  $268,4 \pm 11,5$  Bq.m<sup>-3</sup>. Os autores concluíram que a ocorrência do  $^{226}\text{Ra}$  e do radônio na região está diretamente associada aos depósitos de fosfato de origem biológica (guano) e aos fonolitos afíricos da formação Remédios. O potencial de dose efetiva anual nos moradores da região atribuída ao radônio variou de 0,31 a 17,98 mSv.a<sup>-1</sup>.

#### **4.3.1. Potencial de Radônio – RP**

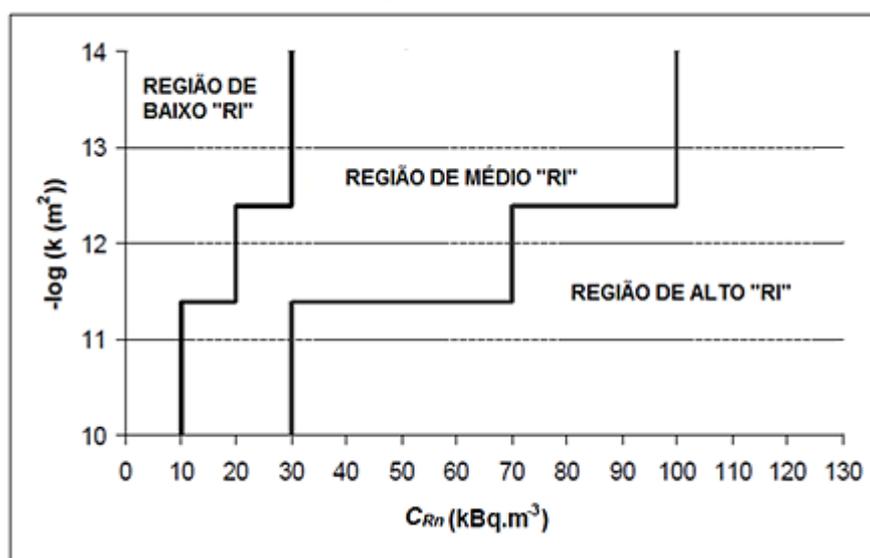
O potencial de radônio de uma área ou *Radon Potential of a Building Site* (RP) é um indicador utilizado para estimar o risco potencial de uma área, o qual expressa o potencial de radônio em uma residência construída sobre um determinado solo. Neste sentido, os locais candidatos à construção de residências são classificados em três categorias relacionadas ao potencial de radônio no ar das futuras residências: potencial baixo, médio e alto de radônio (NEZNAL et al., 2004).

A partir da determinação do potencial de radônio de uma área pode-se obter o índice de radônio ou *Radon Index* (RI) para um dado local de construção de uma residência. Este índice se fundamenta na relação entre a concentração de radônio no solo e a permeabilidade deste solo. Assim, quanto maior a concentração de radônio no solo e a

permeabilidade deste solo, maior é a probabilidade do gás se concentrar em uma residência construída naquele local.

A utilização da metodologia de determinação do potencial de radônio de uma região é considerada bastante interessante por possibilitar uma avaliação local a partir de parâmetros físicos relativamente fáceis de se obter. Tal método de avaliação do risco de radônio em residências a partir do solo ou rocha subjacente é obrigatório em toda a República Tcheca (Neznal et al., 2004; Matolín; Koudelová, 2008) e também foi utilizado na Espanha (Rubiano et al., 2014), no Canadá (Chen, 2009). A Figura 4.6 apresenta um gráfico alternativo que pode ser utilizado para classificar o Índice de Radônio (RI) de um local, e que considera simultaneamente a permeabilidade e a concentração de radônio nos gases do solo.

Figura 4.6 - Determinação do Índice de Radônio de acordo com a metodologia utilizada na República Tcheca



Fonte: Adaptado de Matej e Neznal (2004).

A Figura 4.7 ilustra as principais vias de entrada de radônio em residências: (A) rachaduras em assoalhos; (B) espaços entre as junções das paredes e teto; (C) rachaduras em blocos de concreto; (D) espaços entre as junções de pisos e paredes; (E) solo exposto; (F) drenagem de água para um depósito aberto; (G) trincas em revestimentos; (H) encaixe frouxo das instalações das tubulações; (I) aberturas em paredes superiores; (J) materiais de construção: concreto, tijolo, rochas; (K) águas subterrâneas.

Figura 4.7 - Principais vias de entrada do radônio em residências



Fonte: “Radon - Keeping your home safe from radon”. Departamento de Saúde de Minnesota/EUA. Disponível em: <http://www.state.health.mn.us/radon>.

#### 4.4. O solo no contexto do radônio

##### 4.4.1. Classificação dos solos

A classe do solo é definida em função das suas características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas, e permite a classificação das áreas em porções mais homogêneas, que apresentam a menor variabilidade possível, em função da escala de mapeamento e dos parâmetros de classificação.

O Manual Técnico de Pedologia elaborado pelo (IBGE, 2015) apresenta parâmetros para a descrição e a classificação de solos além de métodos de análises laboratoriais empregados para levantamentos de solos no Brasil adotados pela Embrapa Solos (EMBRAPA, 2013). O trecho da publicação do IBGE (2015) reflete a complexidade em classificar e mapear os solos em uma área:

O indivíduo solo é uma concepção teórica. É alguma coisa dentro de certos limites estabelecidos pela mente humana e não coincide necessariamente com as regras da natureza. É, portanto, dependente de limites de classe impostos pelo homem, para atender esquemas de classificações locais e, por isso, muito difícil que seja transferido para outros esquemas. (IBGE, 2015, p. 321)

Demattê (2014) enfatiza que em países desenvolvidos, os levantamentos pedológicos são executados de maneira planejada, obedecendo a uma programação de governo, para atendimento de projetos globais ou específicos, envolvendo o uso agrícola e não agrícola, conservação e recuperação dos solos, decisões localizadas em construção civil, expansão urbana, irrigação, drenagem, taxaço de impostos, previsão de safras e planejamento de uso racional do solo em nível de propriedades. No Brasil, em razão da escassez ou mesmo inexistência de levantamentos em escalas de detalhe, os levantamentos existentes têm servido tão somente a demandas governamentais para subsidiar políticas de desenvolvimento urbano (DEMATTE, 2014).

#### **4.4.2. Porosidade e permeabilidade**

Sob o ponto de vista da geologia, define-se porosidade a relação entre o volume de espaços vazios de uma rocha e o volume total da mesma, sendo seu valor expresso em porcentagem. Já a permeabilidade é definida como a capacidade de circulação de um fluido ou gás através de uma rocha ou solo sem que haja alteração na estrutura interna destes. Portanto, quanto maiores os valores de porosidade e permeabilidade dos solos e rochas, maior será a exalação do radônio nos gases do solo para a atmosfera.

Segundo Appleton (2007) após a concentração de urânio e rádio nos solos, a permeabilidade e o teor de umidade de rochas e solos são, provavelmente, os fatores mais importantes que influenciam a concentração de radônio nos gases do solo e no ar em ambientes interiores. Concordando com esta afirmação, Chen et al. (2009) correlacionaram o radônio nos gases do solo e a permeabilidade em 32 pontos de medição com a concentração de radônio no ar de 167 residências da cidade de Ottawa, no Canadá. O estudo concluiu que a interação dos valores de concentração de radônio nos gases do solo com as respectivas permeabilidades mostrou-se bastante eficiente para se mensurar o risco potencial do radônio no ar em ambientes interiores.

#### **4.4.3. Características mineralógicas**

A análise dos minerais constituintes é de grande importância em estudos de gênese, classificação e caracterização dos solos. O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013) utiliza esta determinação para distinguir e analisar as classes de solos

com maior nível de detalhamento. Além disso, a caracterização mineralógica é um importante parâmetro indicador do grau do desenvolvimento destes solos. A relação entre as concentrações dos minerais caulinita e gibbsita é um exemplo de parâmetro que possibilita entender o grau de intemperismo das coberturas pedológicas (BAPTISTA, 2001).

Os argilominerais caulinita e gibbsita podem influenciar preponderantemente o comportamento morfológico, químico, físico e hidráulico dos solos. Ker (1997) enfatiza que a caulinita e a gibbsita são os constituintes mineralógicos com maior influência sobre os atributos físicos dos Latossolos da região Sudeste do Brasil, conferindo a eles maior permeabilidade quando apresentam elevados teores de gibbsita. Logo, pode-se estudar atributos dos solos de regiões tropicais por meio da relação caulinita / (caulinita + gibbsita), onde a remoção de caulinita (composta por sílica e alumina) e o acúmulo de gibbsita (composta por alumina) indicam um acentuado grau de intemperismo.

#### **4.5. *Projetos construtivos residenciais***

As concentrações de radônio diminuem com a elevação em relação ao solo. Por ser um gás pesado, quanto mais distante do solo, menor sua concentração na atmosfera do ambiente (EISENBUD; GESELL, 1997).

A evolução do conhecimento dos fatores que influenciam as taxas de entrada do  $^{222}\text{Rn}$  em construções envolve estudos realizados em “construções-modelo” simplificadas. Os relatórios da UNSCEAR (1982; 1988; 1993 e 2000) utilizam modelos de residências típicas. A Tabela 4.2 apresenta as características da residência de referência da UNSCEAR (2000).

Tabela 4.2 - Características da residência referência da UNSCEAR

<i>Parâmetro</i>	<i>Notação</i>	<i>Valor</i>
Dimensões e parâmetros relevantes		
Volume		250 m <sup>3</sup>
Área da superfície do piso		100 m <sup>2</sup>
Área superficial total incluindo paredes, móveis e etc.		450 m <sup>2</sup>
Taxa de troca de ar		1 h <sup>-1</sup>
Subsolo		
Concentração de atividade de <sup>226</sup> Ra	C <sub>Ra</sub>	50 kBq.kg <sup>-1</sup>
Fração de emanção	F	0,2
Porosidade	E	0,25
Fração de saturação de água	M	0,2
Coefficiente de difusão efetiva	D <sub>e</sub>	2.10 <sup>-6</sup> m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>
Coefficiente de difusão de massa	D	5.10 <sup>-7</sup> m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>
Densidade do solo	P	1600 kg.m <sup>-3</sup>
Permeabilidade	K	2.10 <sup>-11</sup> m <sup>2</sup>
Elementos construtivos, paredes e pisos		
Espessura do piso		0,1 m
Concentração de atividade de <sup>226</sup> Ra	C <sub>Ra</sub>	50 kBq.kg <sup>-1</sup>
Fração de emanção	F	0,1
Porosidade da parede	E	0,15
Porosidade do piso		0,2
Coefficiente de difusão efetivo do piso	D <sub>e</sub>	1.10 <sup>-7</sup> m <sup>2</sup> . s <sup>-1</sup>
Densidade	P	1600 kg.m <sup>-3</sup>

Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2000).

No Reino Unido, Denman et al. (2007) afirmam que a variabilidade dos resultados de concentrações de radônio nas 34 residências de Northamptonshire depende mais das características construtivas das residências do que do comportamento dos moradores em relação à abertura de portas e janelas. A UNSCEAR (1988) destaca outra característica relevante com relação à qualidade dos pisos: a presença de rachaduras na laje de piso de concreto pode aumentar consideravelmente a transmissão do fluxo difusivo do radônio, o que também foi verificado por Landman (1982).

No Brasil, a observação das áreas residenciais reflete a discrepante realidade socioeconômica em praticamente todo o território nacional. Embora grande parte dessas áreas apresentem configurações diversificadas, sendo muitas delas sem planejamento urbanístico, controle populacional ou padrão de construção, o país dispõe de um conjunto de normas que regulamentam o setor da construção civil quanto aos critérios básicos de aceitação, aprovação e avaliações de conformidade, desde o projeto civil e arquitetônico até a finalização da obra. Neste âmbito, as normas regulamentadoras estabelecem as

diretrizes, a consolidação dos conceitos e os métodos aceitáveis e otimizando a utilização de recursos.

A norma NBR 12.721/2006 da ABNT (2006) foi publicada no dia 28 de agosto de 2006 e é resultado de um amplo processo de revisão da norma anterior, a norma NBR 12.721/1999 (ABNT, 1999). A revisão foi iniciada no ano 2000 e considerou, dentre outras questões, as características atuais do mercado para a definição dos seus projetos arquitetônicos, uma vez que a norma, por possuir abrangência nacional, deveria consolidar um projeto que fosse compatível com as legislações municipais. Desta forma, a norma apresenta profundas alterações em seu conteúdo em função da necessidade de adaptação ao disposto na legislação e aos novos projetos arquitetônicos atualmente praticados no país (Sinduscon-MG, 2007).

A NBR 12721/2006 define o termo “projetos-padrão” como os projetos selecionados que representam os diferentes tipos de edificações, os quais são definidos por suas principais características como: quantidade de pavimentos, cômodos, padrão de acabamento da construção dentre outros. Tais características servem de base aos Sindicatos da Indústria da Construção Civil (Sinduscon) para o cálculo dos custos unitários básicos (ABNT, 2006). A Tabela 4.3 apresenta os diferentes tipos de padrões de construção.

Tabela 4.3 - Características principais dos projetos-padrão - residência unifamiliar

<i>Tipo</i>	Residência padrão baixo	Residência padrão normal	Residência padrão alto
<i>Código</i>	(R1-B)	(R1-N)	(R1-A)
<i>Descrição</i>	Residência composta de dois dormitórios, sala, banheiro, cozinha e área para tanque.	Residência composta de três dormitórios, sendo um suíte com banheiro, banheiro social, sala, circulação, cozinha, área de serviço com banheiro e varanda (abrigo para automóvel).	Residência composta de quatro dormitórios, sendo um suíte com banheiro e closet, outro com banheiro, banheiro social, sala de estar, sala de jantar e sala íntima, circulação, cozinha área de serviço completa e varanda (abrigo para automóvel).
<i>Área real<sup>a</sup></i>	58,64 m <sup>2</sup>	106,44 m <sup>2</sup>	224,82 m <sup>2</sup>
<i>Área equivalente<sup>b</sup></i>	51,94 m <sup>2</sup>	99,47 m <sup>2</sup>	210,44 m <sup>2</sup>

<sup>a</sup> Medidas de superfície tomadas a partir do projeto arquitetônico.

<sup>b</sup> Área virtual cujo custo de construção é equivalente ao custo da respectiva área real, utilizada quando este custo é diferente do custo unitário básico da construção, adotado como referência. Pode ser, conforme o caso, maior ou menor que a área real correspondente. Fonte: NBR 12721:2006 (ABNT, 2006)

#### 4.6. Estimativa de dose efetiva anual

As concentrações de atividade de radônio nos ambientes de convívio humano são diretamente relacionadas à dose efetiva causada pela exposição dos indivíduos ao radônio e seus produtos de decaimento. No Brasil, diversos estudos destacam a importância de avaliações quantitativas relacionadas à dose decorrente da inalação do radônio em ambientes residenciais, tais como Ribeiro (2014), Santos (2010), Campos (1994), Corrêa (2006), Da Silva (2005), Magalhães et al., (2003).

De acordo com a ICRP (2010), a dose efetiva reflete a probabilidade dos efeitos estocásticos a partir da exposição à radiação, e representa a grandeza básica utilizada para avaliar a exposição do indivíduo à radiação. As publicações da UNSCEAR (2000; 2006) descrevem os parâmetros a serem adotados em estimativas de dose efetiva para os moradores. Numericamente, a dose efetiva anual  $E$  devida ao radônio é definida como:

$$E = C_{Rn} \cdot F \cdot T \cdot k \quad (4.5)$$

Onde  $C_{Rn}$  é a concentração de radônio no ar ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ),  $F$  é o fator de equilíbrio (0,4) (UNSCEAR, 2006; CNEN, 2011),  $T$  é o tempo de permanência na residência ( $7000 \text{ h}\cdot\text{a}^{-1}$ ) (ICRP, 1993; CNEN, 2011) e  $k$  é o fator de conversão  $9,0 \text{ nSv} (\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (UNSCEAR, 2000).

De acordo com a ICRP (1993), o fator de equilíbrio considera o desequilíbrio radioativo entre o radônio e seus produtos de decaimento em um dado ambiente. Normalmente, para a maioria dos ambientes internos o fator varia entre 0,2 a 0,6 (Turner, 1995) sendo o valor médio de 0,4 utilizado como referência em avaliações quantitativas de dose (UNSCEAR, 2008).

Segundo a UNSCEAR (2006), as avaliações de dose absorvida para células basais do epitélio bronquial por unidade de exposição variam de 5,0 a 71,0 nGy ( $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ )<sup>-1</sup>, onde o valor de 9 nGy ( $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ )<sup>-1</sup> foi estabelecido como um valor médio que representa os ambientes residenciais. Desta forma, o fator de conversão ( $9,0 \text{ nSv} (\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ ) representa uma relação numérica entre a exposição devido aos produtos de decaimento do <sup>222</sup>Rn e a dose efetiva no indivíduo.

## 5. MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1. *Área de estudo - Região Metropolitana de Belo Horizonte*

A RMBH localiza-se na porção centro-oeste de Minas Gerais sendo composta por 34 municípios, ocupando uma área de aproximadamente 9.471 km<sup>2</sup> - correspondente a 1,6% do território do Estado e uma população de aproximadamente 5,8 milhões de habitantes. Os municípios de Belo Horizonte e Contagem representam os maiores percentuais populacionais da região, com aproximadamente 48,3% e 12,2% do total de habitantes, respectivamente.

A RMBH representa o centro político, financeiro, comercial, educacional e cultural de Minas Gerais, representando em torno de 40% da economia e 25% da população do Estado. De acordo com Souza e Brito (2006) a participação da cidade de Belo Horizonte na população total da região metropolitana vem caindo a cada ano, ou seja, os municípios vizinhos a Belo Horizonte vem apresentando um crescimento maior que o da capital mineira. Segundo Assis (2012) a escassez de espaços disponíveis em Belo Horizonte e os elevados preços dos imóveis/loteamentos disponíveis podem ser os principais fatores que explicam esse fluxo emigratório.

No contexto econômico, a região dispõe de um parque industrial de alta tecnologia em diversos segmentos, com destaque para as indústrias destinadas à exploração de recursos minerais e bens de capital, sobretudo equipamentos para mineração e bens intermediários derivados de seus produtos básicos (SILVA et al., 1995). Assim, vários minerais fazem parte dos principais produtos de exportação, com destaque para os depósitos de minério de ferro itabirítico e hematítico de alto teor localizados no Quadrilátero Ferrífero. A Figura 5.1 ilustra a localização geográfica da RMBH no Estado de Minas Gerais.



classes de solos analisadas, conforme demonstrado por Lara (2013). Neste sentido, este estudo optou por classificá-lo separadamente utilizando a nomenclatura em nível de subordem, conforme descrito no Manual Técnico de Pedologia (IBGE, 2015). Portanto, o presente estudo avaliou estes solos separadamente dos demais Latossolos Vermelhos.

A seguir, é feita uma breve descrição de cada classe de solo fundamentada nos dados do Manual Técnico de Pedologia (IBGE, 2015), Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013), Lara (2013) e Projeto APA SUL RMBH (Shinzato et al., 2005).

Argissolos Vermelhos: os argissolos representam 21% do território mineiro. Os argissolos vermelhos possuem uma característica particular: significativo conteúdo de argila no horizonte superficial A para o subsuperficial B. Tal incremento de argila faz com estes solos apresentem uma menor permeabilidade com relação a outros tipos de solo. Possuem alto teor e óxidos de ferro, o que lhes conferem uma coloração avermelhada. A profundidade dos argissolos é variável, no entanto, geralmente são pouco profundos. São os solos dominantes nas áreas de relevo montanhoso.

Argissolos Vermelho-Amarelo: possuem as mesmas características dos argissolos, sendo diferenciados, em terceiro nível categórico, pela saturação por bases dos primeiros 100 cm do horizonte B. Ocorrem ao longo do Rio das Velhas, localizado na porção centro-norte abrangendo grande parte do território da RMBH, representando a classe taxonômica mais abundante da região.

Cambissolos: os cambissolos apresentam grande variação no tocante à profundidade, ocorrendo desde rasos a profundos, além de apresentarem grande variabilidade também em relação às demais características. Caracteriza-se pelo baixo grau de desenvolvimento pedogenético, o que, em geral, condiciona uma forte influência dos materiais de origem sobre as características dos solos. Muitas vezes são pedregosos, cascalhentos e mesmo rochosos. Ocorrem disseminados em todas as regiões do Brasil, preferencialmente em regiões serranas ou montanhosas. Correspondem a 17% dos solos do Estado de Minas Gerais, sendo particularmente abundantes na região do Quadrilátero Ferrífero.

Latossolos Vermelhos: de modo geral, a classe dos latossolos compreende solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte A. São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, resultante de enérgicas transformações no material constitutivo. São normalmente muito profundos, com espessura em geral superior a dois metros, elevada permeabilidade e comumente bem drenados. Em especial, os Latossolos Vermelhos apresentam quantidades significativas de óxidos de ferro, entre 180 e 400 g.kg<sup>-1</sup>. Em Minas Gerais, correspondem a praticamente 46 % dos solos do Estado.

Latossolos Vermelhos perférricos: estes solos caracterizam-se por possuírem coloração avermelhada escura e alta permeabilidade, além de baixa saturação por bases (distrófico) e teores de ferro Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> superiores ou iguais a 36% nos primeiros 100 cm do horizonte B. É uma classe de solo pouco estudada, visto a sua ocorrência localizada no país.

Latossolos Vermelho-Amarelos: possuem cores vermelho-amareladas, são profundos, muito porosos e ocorrem em praticamente todo o território brasileiro. Geralmente, estes solos apresentam teor de argila bastante expressivos no horizonte A.

Neossolos Litólicos: solos constituídos por material mineral ou material orgânico pouco espesso (menos de 30 cm de espessura), sem apresentar qualquer tipo de horizonte B diagnóstico. Esta classe envolve solos minerais pouco desenvolvidos, rasos, constituídos por um horizonte A assentado diretamente sobre a rocha, ou sobre um horizonte C ou B pouco espesso. Devido à pouca espessura, é comum possuírem elevados teores de minerais primários pouco resistentes ao intemperismo, assim como cascalhos e calhaus de rocha semi-intemperizada na massa do solo. Representam cerca de 8% dos solos de Minas Gerais.

A Tabela 5.1 apresenta as classes de solo e suas respectivas áreas e percentuais correspondentes na RMBH.

Tabela 5.1 - Classes de solo da RMBH

<i>Classe de solo</i>	<i>Área aproximada (km<sup>2</sup>)</i>	<i>% da RMBH</i>
Argissolo Vermelho	2311,68	24,41
Argissolo Vermelho-Amarelo	3227,05	34,07
Cambissolo Háptico	1312,22	13,85
Latossolo Vermelho	319,02	3,37
Latossolo Vermelho perférrico	456,02	4,81
Latossolo Vermelho-Amarelo	658,46	6,95
Neossolo Litólico	979,74	10,34
Solos aluviais e afloramentos rochosos	207,54	2,19
<b>Total</b>	<b>9471,75</b>	<b>100</b>

Fonte: Próprio autor.

### 5.1.2. Características litológicas

A RMBH está inserida na grande unidade geológica denominada Cráton São Francisco, tectonicamente estável desde o final do Paleoproterozóico e cujo limite meridional se dá com o Quadrilátero Ferrífero. Trata-se de uma região de geologia complexa em função de suas várias fases de deformação e metamorfismo que atuaram sobre rochas originais, sedimentares e magmáticas. Expressivas extensões territoriais da RMBH são compostas por rochas Arqueanas que compõem o embasamento denominado Supergrupo Rio das Velhas e por rochas Proterozóicas metassedimentares do Supergrupo Minas (SOUZA, 2006; SILVA et al., 1995; GIRODO, 2005).

O Complexo granítico gnáissico compreende a maior parte da RMBH, e representa cerca de 70% do município de Belo Horizonte. É constituído de rochas Arqueanas, predominantemente gnaisses tonalíticos e granodioríticos, localmente milonitizadas. Tais gnaisses representam rochas cristalinas que tiveram um passado de rochas ígneas e sedimentares, submetido a processos de metamorfismo. As formações superficiais são representadas por solos residuais de espessura variada.

As maiores espessuras do manto de intemperismo encontram-se na região da Pampulha, em Belo Horizonte. Em geral, apresentam solos imaturos, essencialmente arenosos e de alta erodibilidade. Gnaisses e migmatitos milonitizados são amplamente distribuídos no

município de Belo Horizonte, apresentando também zonas de cisalhamento, de acordo com estudos geológicos realizados no município (SILVA et al., 1995).

O Supergrupo Minas caracteriza-se pela presença de rochas metassedimentares. Atualmente é subdividido em quatro grupos: Sabará, Piracicaba, Itabira e Caraça. O Grupo Sabará corresponde à unidade litológica mais espessa do Supergrupo Minas, sendo constituído predominantemente por xistos e filitos bastante intemperizados, conglomerados e metagrauvas. Já o Supergrupo Rio das Velhas, subdivide-se em Grupos Maquiné e Nova Lima. A litologia predominante desta unidade é composta principalmente por xistos grafitosos, filitos, metassiltitos, metagrauvas e quartzitos de idade Arqueana. O Grupo Itabira é constituído por duas Formações: a Formação Gandarela e a Formação Cauê. A Formação Gandarela é basicamente constituída por sedimentos de origem química e clástica, representados pelos dolomitos e filitos, respectivamente.

Já a Formação Cauê, é predominantemente constituída de itabirito e hematita, representando a formação ferrífera por excelência não só em Belo Horizonte, mas em todo o Quadrilátero Ferrífero (CARVALHO, 1999). Ainda segundo o autor, tal Formação não chega a se tornar uma jazida, em função de seu alto grau de impureza de sílica.

## ***5.2. Obtenção de dados in situ***

### **5.2.1. Seleção dos pontos de amostragem**

A seleção dos pontos de amostragem foi orientada de forma a se obter uma relação entre a distribuição de radônio no solo com as classes de solos mais abundantes na RMBH, utilizando como fonte de dados os estudos de Lara (2013; 2015a). Um fator relevante na seleção dos pontos de medição foi a densidade demográfica da região bem como as condições de acesso.

Vale ressaltar que alguns fatores foram limitantes no andamento da pesquisa, tais como: condições meteorológicas (volume de chuvas), condições de acesso e a própria geologia do local (embasamentos rochosos tão superficiais que inviabilizavam a instalação dos equipamentos de medição). Assim, as medições foram realizadas de forma a se obter,

ainda que de forma preliminar, uma relação entre a distribuição de radônio nos gases do solo com as características geológicas da região.

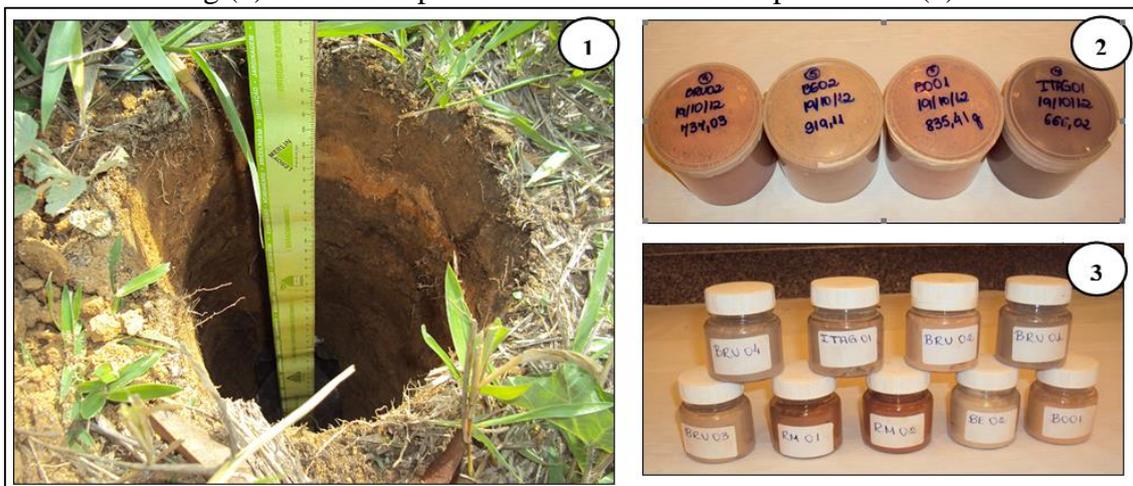
Com base neste raciocínio, foram realizadas aproximadamente 150 medições de concentração de radônio no solo da área de estudo, 90 medições de permeabilidade *in situ*, e cerca de 150 determinações de concentração de radionuclídeos primordiais em amostras de solos, especificamente o  $^{226}\text{Ra}$ , além das concentrações de  $^{238}\text{U}$  e minerais constituintes dos solos.

### **5.2.2. Preparo das amostras**

As amostras de solo foram coletadas nos locais de medição de concentração de radônio nos gases do solo e permeabilidade, onde foi coletado aproximadamente 1,0 kg de solo. Após o período de secagem, as amostras foram moídas e peneiradas a uma granulometria abaixo de 100 meshes e posteriormente quarteadas de forma a homogeneizar seus constituintes. Nesta fase, as amostras foram colocadas em recipientes de 0,5 litros onde permaneceram lacradas durante quatro semanas para se estabelecer o equilíbrio radioativo secular entre o  $^{226}\text{Ra}$  e seus filhos de meia-vida curta. Após este período, as amostras foram analisadas através da espectrometria gama, que será descrita mais adiante.

Para as análises no ICP-MS e Difração de Raios X, cerca de 100 gramas da amostra já preparada para a análise gama foi separada e levada para estufa à temperatura aproximada de 100 °C durante 12 horas para reduzir ainda mais a umidade. Depois de seca, esta alíquota de 100 gramas foi pulverizada e novamente quarteada para finalmente ser colocada em um frasco de polietileno e encaminhada para as análises após a extração nos laboratórios de análise utilizando o ICP-MS e o Difratorômetro de Raios X. A Figura 5.2 ilustra a profundidade de coleta das amostras de solo bem como seu acondicionamento após o preparo.

Figura 5.2 - Perfuração do solo (1); amostras moídas e peneiradas em recipientes de 0,5 kg (2) e amostras pulverizadas em frascos de polietileno (3)



Fonte: Próprio autor.

### 5.2.3. Concentração do $^{222}\text{Rn}$ no solo

As concentrações de radônio no solo foram obtidas por Lara (2015b) utilizando o monitor *AlphaGUARD*<sup>®</sup>, modelo PQ2000 PRO fabricado pela empresa SAPHYMO GmbH, Alemanha. O *AlphaGUARD*<sup>®</sup> é um detector a gás tipo câmara de ionização, onde um volume de ar é ionizado pelas partículas alfa emitidas durante a desintegração do radônio torônio e seus produtos de decaimento. O monitor também registra alguns parâmetros físicos ambientais associados à medida, tais como: temperatura ambiente, umidade relativa e pressão atmosférica.

Para a determinação de radônio em gases do solo, o *AlphaGUARD*<sup>®</sup> foi utilizado em modo de fluxo contínuo em intervalos de 1,0 minuto. O procedimento de medição consiste na introdução de uma sonda metálica no solo a uma profundidade de aproximadamente 0,7 metros. Os gases do solo são sugados por uma bomba e forçados a fluírem continuamente através de um tubo capilar para dentro do detector em circuito aberto. Desta forma, a bomba permanece ligada por 10,0 minutos onde são registradas as concentrações de atividade do radônio total ( $^{222}\text{Rn}$  e  $^{220}\text{Rn}$ ) em  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Após o desligamento da bomba, a contagem segue por mais 10,0 minutos onde se presume que os átomos de  $^{220}\text{Rn}$  já tenham sofrido decaimento e conseqüentemente não irão influenciar nos valores de concentração medidos a partir de então. Assim, o

equipamento permanece contando por mais um tempo mínimo de cinco minutos. Após o tempo de contagem, o equipamento é desacoplado da sonda e a bomba novamente ligada, a fim de se preencher a câmara de ionização do equipamento com ar ambiente e diluir o radônio contido no equipamento. Desta forma, o equipamento é considerado “limpo” quando sua concentração interna de atividade apresenta valor menor que  $1000,0 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  - valor considerado como “de fundo” para medições de radônio em solos (CHEN et al. 2009).

Tal protocolo de medição é baseado no procedimento SAPHYMO e amplamente utilizado em vários trabalhos, por exemplo: Swakon´ (2005); Schubert (2006); Fianco (2011) dentre outros. As principais vantagens deste método e do equipamento *AlphaGUARD*<sup>®</sup> propriamente dito está na facilidade de utilização, rapidez no tempo de recuperação e resposta (modo fluxo), possibilidade de tratamento dos dados através do *software DataExpert* além do registro contínuo das variáveis ambientais durante a medição: umidade relativa, pressão barométrica e temperatura.

#### **5.2.4. Determinação da permeabilidade do solo ao radônio**

A permeabilidade é uma característica dos solos considerada fundamental para determinação do potencial de risco do radônio em residências. Por esta razão, a permeabilidade dos solos da RMBH foi determinada por Lara (2015a) utilizando o permeâmetro RADON-JOK<sup>®</sup>, fabricado pela RADON V.O.S, República Tcheca. A grande vantagem deste equipamento consiste na possibilidade de medição *in situ* devido a sua portabilidade e robustez além da independência de alimentação de energia elétrica, já que os dispositivos funcionam mecanicamente.

O princípio de funcionamento do equipamento RADON-JOK<sup>®</sup> consiste na retirada dos gases do solo por meio de pressão negativa. Para tanto, uma sonda metálica é inserida até a profundidade na qual se deseja medir, que no presente estudo foi de cerca de 0,7 metros (a mesma profundidade utilizada na amostragem para determinação de radônio) e através dela os gases são sugados por uma pressão constante, através da ação de um fole que se expande à medida que é puxado por um ou dois pesos, de aproximadamente 1,0 kg cada. Assim, a permeabilidade ( $k$ ) é calculada com base na vazão de ar que atravessa a sonda,

cujo diâmetro interno e comprimento são conhecidos, e, na quantidade de gases sugados que preenchem o compartimento, também de volume conhecido. A Figura 5.3 ilustra a preparação do permeâmetro RADON-JOK<sup>®</sup> para a realização da medida em campo na RMBH.

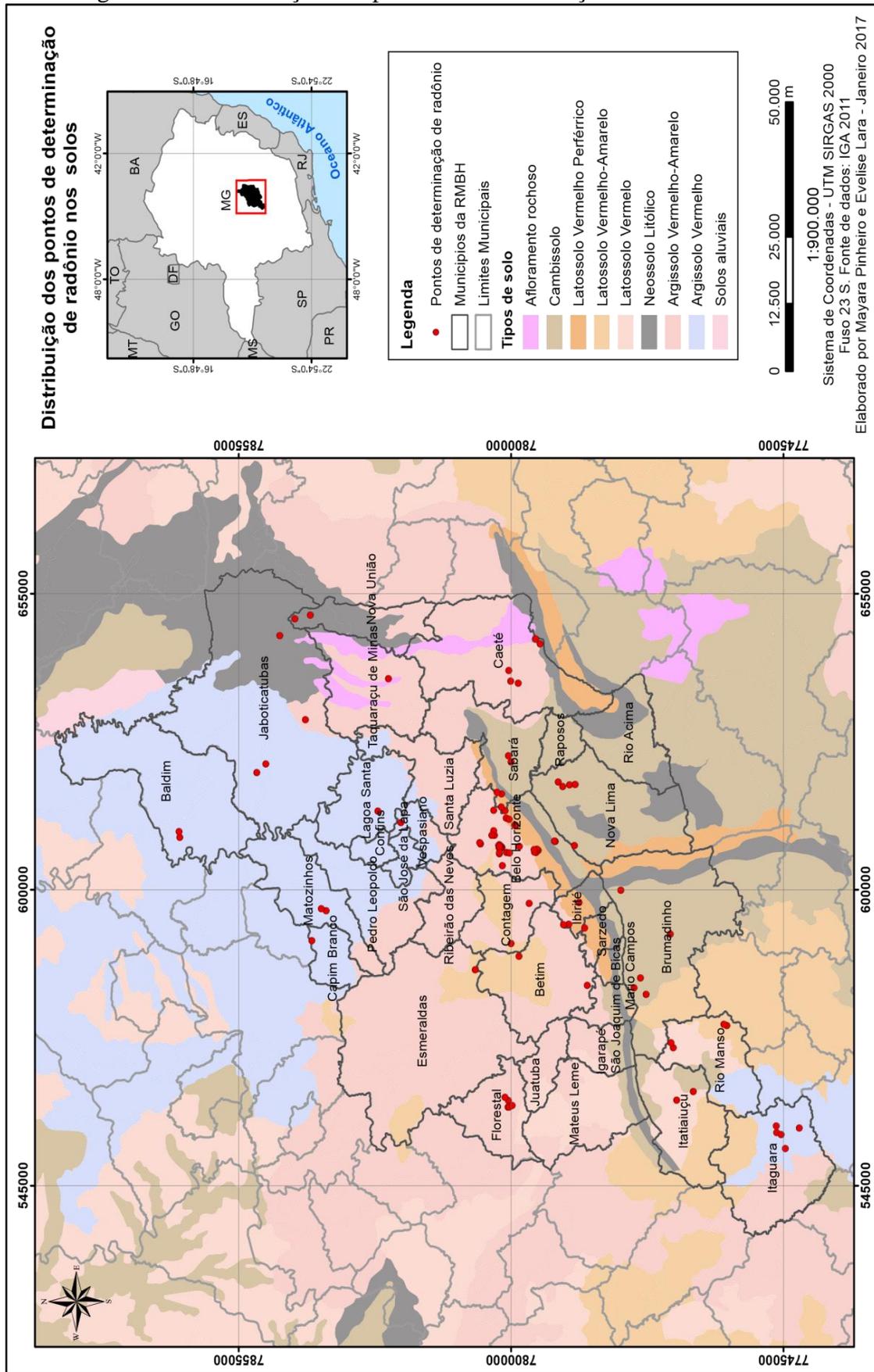
Figura 5.3 - Preparação do permeâmetro RADON-JOK<sup>®</sup>



Fonte: Próprio autor.

A Figura 5.4 apresenta a distribuição dos pontos de determinação de radônio e permeabilidade georreferenciados pelo Geominas (IBGE, 2016) através do software ArcGIS<sup>®</sup>, versão 9.3, sobrepostos às classes de solo da RMBH.

Figura 5.4 - Distribuição dos pontos de determinação do radônio nos solos



Fonte: Pinheiro e Lara (2017).

### 5.3. Análises estatísticas

As concentrações de radônio no solo utilizadas neste trabalho foram analisadas por Lara (2013) utilizando ferramentas estatísticas também descritas na mesma referência. Naquele estudo, foram realizados testes de normalidade para a verificação da natureza da distribuição estatística das concentrações de radônio nos gases do solo. Também foram verificadas as diferenças entre as médias das concentrações de radônio no solo entre diferentes classes de solo por meio de Testes de Hipótese e por fim, aplicou-se a Análise da Variância para verificar se a classe do solo realmente influencia na concentração de radônio no solo, utilizando o Teste F, baseado na distribuição de Fisher. Basicamente, Lara (2013) concluiu que a concentração de radônio nos solos da RMBH pode ser representada por uma distribuição lognormal, sendo fortemente influenciada pela classe de solo da região.

O presente trabalho buscou avaliar as diferenças estatísticas entre as concentrações médias de urânio e rádio nos solos, obtidas experimentalmente conforme será descrito adiante. Para tanto, foi utilizado o teste de comparação múltipla de Tukey. De acordo com o teste, duas médias são estatisticamente diferentes ao nível de significância  $\alpha$  sempre que o valor absoluto da diferença entre elas for igual ou maior do que a diferença significativa, ou seja, igual ou maior do que o valor *honestly significant difference* ou valor HSD.

Montgomery (2013) afirma que a maneira correta de se fazer a análise é utilizar uma análise de variância unidirecional (ANOVA) para avaliar se existe alguma evidência de que as médias populacionais sejam diferentes. Caso a avaliação ANOVA conclua que há evidências de diferenças significativas entre as médias, deve-se investigar qual ou quais as médias são estatisticamente distintas. Neste sentido, o Teste de Tukey compara a diferença entre cada par de médias, sendo o raciocínio matemático baseado nas Equações 5.1, 5.2 e 5.3:

$$q = \frac{M_{a+} - M_{a'+}}{\sqrt{\frac{1}{2} MS_{S(A)} \left( \frac{1}{S_a} + \frac{1}{S_{a'}} \right)}} \quad (5.1)$$

$$HSD = qA, \alpha \sqrt{\frac{MS_{S(A)}}{S}} \quad (5.2)$$

$$|M_{a+} - M_{a'+}| \geq HSD \quad (5.3)$$

onde  $q$  representa a avaliação estatística entre os grupos  $a$  e  $a'$ ;  $M_{a+}$  e  $M_{a'+}$  são as médias dos grupos  $a$  e  $a'$ , respectivamente;  $S(A)$  é a variância entre os grupos obtida a partir do teste ANOVA;  $MS_{S(A)}$  representa o erro médio quadrado;  $S_a$  e  $S_{a'}$  correspondem à quantidade de medidas realizadas para os grupos  $a$  e  $a'$ , respectivamente, e  $HSD$  é o valor da diferença significativa. Desta forma, obteve-se as diferenças estatísticas entre as concentrações médias de  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$  nas classes de solo da RMBH.

#### 5.4. Métodos de análise

##### 5.4.1. Determinação da concentração de $^{226}\text{Ra}$

A concentração de  $^{226}\text{Ra}$  no solo é o fator mais importante para a disponibilidade de  $^{222}\text{Rn}$  no solo, o qual é em seguida transportado até atingir a atmosfera. De acordo com Jönsson et al. (1999), cerca de  $1,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$  de  $^{226}\text{Ra}$  equivale a aproximadamente  $1,7 \text{ kBq.m}^{-3}$  de  $^{222}\text{Rn}$  no solo.

As amostras de solos da RMBH foram analisadas por Lara (2013) utilizando o detector de germânio hiperpuro *Canberra*, de eficiência 15% e geometria coaxial. O princípio físico da espectrometria através dos raios gama consiste na identificação de radioisótopos excitados a partir das energias dos fótons de radiação gama gerados durante a desexcitação nuclear. Tais determinações são possíveis em razão dos fótons emitidos possuírem valores discretos e característicos dos radioisótopos em questão. O decaimento alfa de muitos radioisótopos naturais da série do urânio e tório é acompanhado por emissão de raios gama pelos seus núcleos-filhos excitados, permitindo assim a utilização desta técnica (CAMARGO, 1994).

Durante a calibração dos detectores em energia foram utilizadas fontes seladas com a mesma geometria de  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{133}\text{Ba}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  e  $^{137}\text{Cs}$ . Tais fontes foram posicionadas em distâncias predefinidas do detector e o valor da energia dos picos foi registrado no

canal em que foi formado, de modo a associar o canal ao valor de energia detectado. Para a calibração em eficiência do detector, foi levantada uma curva de eficiência com base em padrões de geometrias equivalentes às das amostras e com atividades conhecidas de cada emissor gama. Durante os trabalhos de contagem das amostras, as fontes também foram periodicamente contadas a fim de verificar a manutenção da calibração.

#### **5.4.2. Determinação mineralógica**

As amostras dos solos foram submetidas a caracterização mineralógica no Laboratório de Difração de Raios X do CDTN/CNEN. A técnica utilizada foi a difratometria de raios X pelo método do pó utilizando-se de um difratômetro de fabricação Rigaku, modelo D\MAX ÚLTIMA automático, com goniômetro  $\theta$ - $\theta$  e tubo de raios X de cobre. As condições de operação do difratômetro de raios X são: faixa de  $2\theta$  (4 a  $80^\circ$ ), velocidade do goniômetro ( $4^\circ 2\theta/\text{min}$ ), intensidade de corrente de 30 mA e tensão de 40 kV. A análise por difração de raios X é um método de referência na literatura por sua capacidade de identificar e quantificar os minerais presentes em materiais geológicos.

A caracterização dos minerais foi obtida por comparação do difratograma de raios X da amostra com o banco de dados da ICDD – *International Center for Diffraction Data / Joint Committee on Powder Diffraction Standards* – JCPDS (Sets 01 – 58; MDI; Jade 9; 2008).

#### **5.4.3. Determinação da concentração de $^{238}\text{U}$**

As concentrações de urânio foram obtidas por meio do Espectrômetro de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS), modelo ELAN DRC-e da PerkinElmer do Serviço de Reator e Técnicas Analíticas do CDTN/CNEN.

A maioria das técnicas analíticas, incluindo a espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS), utilizadas para determinações de elementos em sólidos requer que a amostra esteja na forma de uma solução aquosa. Desta forma, as amostras de solo para a determinação de urânio foram dissolvidas usando ácidos minerais concentrados e aquecimento em chapa, seguindo o seguinte procedimento:

- a) Pesou-se as alíquotas de massas entre 0,2500 e 0,5000g em duplicata, e posteriormente, transferiu-se para béquer de teflon de 150 mL, umedecendo-as alíquotas com aproximadamente 2,0 mL de água desmineralizada.
- b) Adicionou-se 10 mL de HNO<sub>3</sub> (65% p.a. Merck) concentrado e levou-se à chapa a temperatura de aproximadamente de 80 °C até a secura da amostra.
- c) Retomou-se com 15 mL de ácido fluorídrico HF (40% P. A. Merck) e 5 mL de ácido perclórico (HClO<sub>4</sub>), depois tampou-se com vidro de relógio e levou-se à chapa a temperatura de aproximadamente de 100 °C, deixando nesta temperatura por mais ou menos 30 minutos. Após este período de tempo, retirou-se o vidro de relógio e levou-se novamente a secura.
- d) Repetiu-se a etapa anterior com as mesmas quantidades de ácidos na temperatura aproximada de 200 °C.
- e) Retomou-se com 15 mL de ácido nítrico concentrado e levou-se novamente à chapa a 100 °C, onde foi deixada para ataque químico por mais ou menos 30 minutos. Após os 30 minutos, reduziu-se o volume para aproximadamente 7,0 mL.
- f) Após esfriar, a amostra foi transferida para um balão volumétrico de 50 mL com água desmineralizada.

Para a determinação quantitativa das concentrações de <sup>238</sup>U, o espectrômetro de massa foi calibrado com o padrão de urânio *PerkinElmer* 1000 mg.L<sup>-1</sup> diluído em diferentes concentrações de forma a cobrir o intervalo de concentrações esperados das amostras. Após a injeção do padrão de urânio, o software *ELAN* Versão 3.4 (PERKINELMERSCIEX<sup>®</sup>) gera uma curva de calibração para cada elemento da solução padrão. Depois da calibração e da injeção das amostras as concentrações dos elementos de interesse são calculados automaticamente, ou seja, é feita a interpolação na curva de calibração das intensidades medidas (em cps) das amostras.

### 5.5. *Potencial de Radônio (RP) e Índice de Radônio (RI)*

De acordo com Neznal e Neznal (2008), deve ser utilizada a Equação 5.4 para a caracterização de uma dada região quanto ao risco do radônio no ar em ambientes interiores:

$$RP = \frac{C - C_0}{-\log(P) + \log(P_0)} \quad (5.4)$$

onde  $RP$  é potencial de radônio,  $C$  corresponde a concentração de radônio nos gases do solo ( $\text{kBq.m}^{-3}$ );  $P$  corresponde a permeabilidade do solo ( $\text{m}^2$ );  $C_0$  e  $P_0$  são os valores mínimos assumidos para a concentração de radônio no solo e a permeabilidade:  $1,0 \text{ kBq.m}^{-3}$  e  $1,0 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ , respectivamente. Portanto, a partir do valor do  $RP$ , é possível classificar um local em uma das três categorias relacionadas ao potencial de radônio no ar das futuras residências: Se  $RP < 10$ , então  $RI$  é baixo; se  $10 \leq RP < 35$ ,  $RI$  é médio; se  $35 \leq RP$ , então  $RI$  será alto.

O Potencial de Radônio da RMBH foi calculado com base na metodologia desenvolvida por Neznal et al. (2004). Para tanto, foram utilizadas as informações específicas de cada ponto de medição de concentração de radônio nos solos e a permeabilidade.

### 5.6. *Transporte do radônio*

#### 5.6.1. *Considerações para o transporte*

Diversos trabalhos na literatura utilizam dados globais para estimativas de concentrações de radônio no ar e conseqüente dose para o homem devido ao radônio. Em várias situações, os modelos para determinação da taxa de exalação, transporte, concentração e estimativa de dose são baseados em padrões americanos e/ou europeus, o que em muitos casos, conduz a diferenças ou erros muito elevados e inaceitáveis para estas estimativas, especialmente quando se trata de um país com as características do Brasil: solos geralmente bem evoluídos, profundos, ricos em minerais contendo Fe, alto grau de lixiviação, clima tropical, diversidade de tipos de materiais utilizados em construções, padrões nacionais de residências dentre outros fatores.

Diante dessas observações e dado que os parâmetros característicos de cada tipo de solo não foram determinados, o presente trabalho utilizou como alternativa para contemplar as variações entre os tipos pedológicos, um fator que engloba o conjunto dos parâmetros característicos dos solos, obtido da relação entre as concentrações de  $^{222}\text{Rn}$  e  $^{226}\text{Ra}$  determinadas para cada ponto de medição distribuídos nas diversas classes de solo da RMBH (ROCHA, 2019, no prelo).

Os fatores globais de solo foram deduzidos a partir da relação apresentada pela UNSCEAR (2000), cuja representação matemática é dada pela Equação 4.1 na seção 4.2. Desta forma, a Equação 4.1 pode ser modificada para:

$$C_{Rn} = C_{Ra} \cdot FS \cdot FH \quad (5.5)$$

onde  $FS$  é o Fator de Solo corresponde aos parâmetros relacionados exclusivamente ao solo [ $FS = f \rho_s \varepsilon^{-1}(1-\varepsilon)$ ] que engloba o coeficiente de emanação, a densidade e a porosidade; e  $FH$  é o Fator de Saturação do Solo correspondente ao efeito do teor de umidade  $m$  ou grau de saturação do solo [ $FH = [m(K_T - 1) + 1]^{-1}$ ]. Assim, o  $FH$  corresponde à razão entre a concentração de radônio na fase gasosa presente nos poros e a sua concentração média no volume do espaço poroso, que corresponde à concentração do gás em solo absolutamente seco. Da Equação 5.5 obtém-se:

$$FS = \frac{C_{Rn}/C_{Ra}}{FH} \quad (5.6)$$

Considerando que na área estudada os solos são bastante secos, especialmente nos períodos de amostragem e de determinação das concentrações de radônio no solo, isto é, em estações secas e a umidade do solo era geralmente muito baixa, foi admitido um grau de saturação  $m$  da ordem de 20%. Segundo Schubert (2006) e Asher-Bolinder, Owen e Schumann (1993) para solos com até cerca de 40% de umidade, o Fator de Saturação varia minimamente. Para o presente trabalho foi considerado o valor de 1,25 para o  $FH$  correspondente ao grau de saturação de aproximadamente 20% e temperatura do solo de cerca de 20 °C. Assim para cada ponto de medição foi determinado o Fator de Solo (FS) bem como seu valor médio para cada classe de solo. Desta forma, os fatores de solo assim

determinados refletem em certa medida as condições climáticas da região onde o estudo foi realizado.

Logo, para cada ponto de medição das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$  nos solos da RMBH, calculou-se os fatores de solo para todas as classes de solo conforme a Equação 5.9.

Com relação aos fenômenos de transporte do radônio, foi considerada apenas a parcela de radônio exalada pelo solo e transportada por difusão através do piso de concreto, desprezando-se os demais modos de contribuição do radônio contido no solo para o interior de ambientes.

### 5.6.2. Exalação do radônio do solo

A exalação do radônio na superfície do solo seco  $J_D$  (em  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) foi estimada a partir do modelo UNSCEAR (2000), a partir da equação:

$$J_D = C_{Ra} \lambda_{Rn} f \rho (1 - \varepsilon) L \quad (5.7)$$

Onde  $C_{Ra}$  é a concentração de  $^{226}\text{Ra}$  no solo ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ );  $\lambda_{Rn}$  é a constante de decaimento do  $^{222}\text{Rn}$  ( $2,0\text{E}-6\cdot\text{s}^{-1}$ );  $f$  representa a fração de emanção do  $^{222}\text{Rn}$  para o solo;  $\rho$  corresponde a densidade dos grãos de solo ( $2700\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ );  $\varepsilon$  é a porosidade do solo e  $L$  representa o comprimento de difusão, sendo obtido por:

$$L = (D_e / \lambda_{Rn})^{1/2} \quad (5.8)$$

onde  $D_e$  é o coeficiente de difusão efetiva e seu valor médio representativo, segundo a UNSCEAR (2000) é de  $2\cdot 10^{-6}\text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ .

Conforme descrito na seção 5.6.1, foi utilizado o fator de solo específico para cada classe de solo, de modo a expressar numericamente as características dos solos. Logo, a Equação 5.7 pode ser reescrita como:

$$J_D = C_{Ra} \lambda_{Rn} F S \varepsilon L \quad (5.9)$$

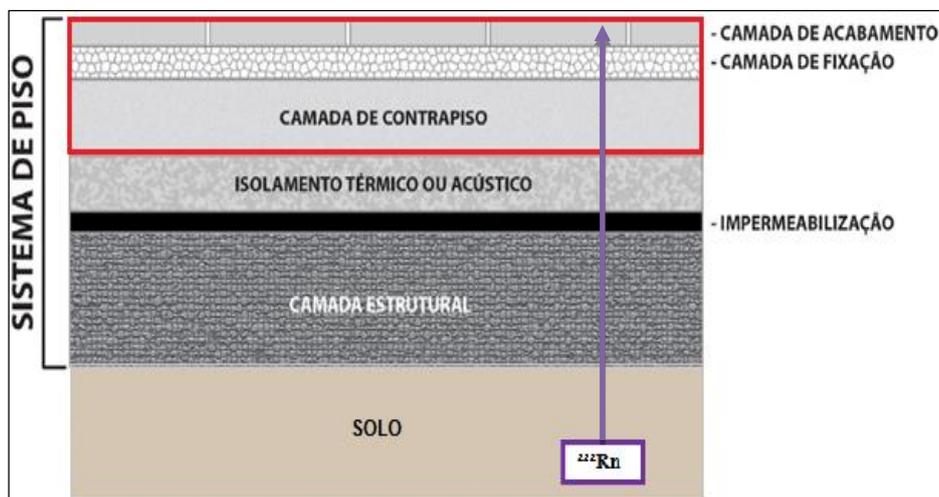
A fim de verificar a variação na exalação do radônio na superfície do solo, a Equação 5.9 foi calculada para três porosidades  $\varepsilon$  distintas: 0,25; 0,35 e 0,45. Para os demais cálculos de concentração de radônio no ar e estimativa de doses, utilizou-se a porosidade intermediária de 0,35.

## 5.7. Aspectos construtivos das residências

### 5.7.1. Piso, contrapiso e acabamento

Com relação às características construtivas das residências, a avaliação do transporte do radônio através dos pisos foi feita com base nos padrões de construção de residências térreas mais utilizados. A estimativa da entrada do radônio através do piso das residências considerou o sistema de piso descrito na norma brasileira NBR 15575-3: “Edificações habitacionais – Desempenho Parte 3: Requisitos para os sistemas de pisos” (ABNT, 2013). A Figura 5.5 exemplifica os elementos constituintes do sistema de piso padrão.

Figura 5.5 - Exemplo genérico de um sistema de pisos e seus elementos



Fonte: Adaptado da NBR 15575-3 (ABNT, 2013).

As camadas estrutural, de impermeabilização e isolamento térmico ou acústico não foram consideradas neste trabalho, uma vez que estas não são usuais nos projetos-padrão das residências consideradas neste estudo. Desta forma, obteve-se a estimativa da entrada do radônio através de cada um dos elementos: laje de piso, contrapiso e camada de acabamento (piso) para projetos residenciais de alto, normal e baixo padrão.

É importante ressaltar que o transporte do radônio originado no solo até o ambiente interno da residência foi avaliado considerando apenas o fenômeno de difusão, uma vez que este fenômeno é considerado o principal contribuidor para o transporte de radônio em países de clima tropical (UNSCEAR, 2000). Assim, calculou-se a taxa de entrada do radônio através da laje de piso e contrapiso por difusão por meio da equação descrita pela UNSCEAR (1988):

$$R_T = J_D \left[ \cosh\left(\frac{L_c}{L_{Rn,c}}\right) + \frac{F_{solo} \cdot L_{Rn,s}}{F_c \cdot L_{Rn,c}} \sinh\left(\frac{L_c}{L_{Rn,c}}\right) \right]^{-1} \quad (5.10)$$

onde  $R_T$  é a taxa de exalação transmitida por difusão do solo através de uma camada de concreto (laje de piso e contrapiso) ( $Bq \cdot m^2 \cdot h^{-1}$ );  $J_D$  corresponde à taxa de exalação do solo calculado por meio da Equação 5.9 ( $Bq \cdot m^2 \cdot h^{-1}$ );  $L_c$  é a espessura de concreto (m);  $L_{Rn,c}$  representa o comprimento de difusão do radônio no concreto (m);  $F_{solo}$  é o poder de emanação do solo;  $L_{Rn,s}$  comprimento de difusão do radônio no solo (m) e  $F_c$  representa o poder de emanação do concreto.

Para a estimativa do valor da espessura correspondente à laje de piso da residência foi utilizado o valor de 0,07 m de concreto indicado na norma NBR 6118 (ABNT, 2014). Para a determinação do valor da espessura de concreto correspondente ao contrapiso, utilizou-se a espessura média de contrapiso recomendadas pelos fabricantes dos pisos de acabamento analisados neste trabalho, cujo valor adotado foi de 0,03 m. Para os demais parâmetros, a saber: comprimento de difusão do radônio no concreto ( $L_{Rn,c}$ ); o poder de emanação do solo ( $F_{solo}$ ); comprimento de difusão do radônio no solo ( $L_{Rn,s}$ ) e o poder de emanação do concreto ( $F_c$ ) foram assumidos os valores sugeridos pela UNSCEAR (2000; 1988). A Tabela 5.2 lista os parâmetros utilizados na estimativa da taxa de entrada do radônio através da laje de piso e contrapiso.

Tabela 5.2 - Parâmetros utilizados na estimativa da taxa de entrada do radônio através da laje de piso e contrapiso

<i>Parâmetro</i>	<i>Dimensão</i>	<i>Referência</i>
Comprimento de difusão do $^{222}\text{Rn}$ no concreto ( $L_{Rn.c}$ )	0,220 m	UNSCEAR, 1988
Comprimento de difusão do $^{222}\text{Rn}$ no solo ( $L_{Rn.solo}$ )	1,0 m	UNSCEAR, 2000
Coefficiente de emanação do solo ( $F_{solo}$ )	0,20	UNSCEAR, 2000
Coefficiente de emanação do $^{222}\text{Rn}$ no concreto ( $F_c$ )	0,20	UNSCEAR, 1988
Espessura de concreto (laje de piso)	0,07 m	ABNT NBR 6118 (ABNT, 2014)
Espessura de concreto (contrapiso)	0,03 m	
Espessura total de concreto (laje de piso + contrapiso)	0,10 m	Recomendação do fabricantes dos pisos

Fonte: Próprio autor.

### 5.7.2. Seleção dos pisos

Para a seleção dos pisos das residências foram utilizadas as especificações dos acabamentos dos projetos-padrão de residências de alto, normal e baixo padrão, conforme a Tabela 2 da norma NBR 12721 (ABNT, 2006). Conforme será descrito mais adiante, as estimativas de concentração de radônio no ar e dose efetiva anual foram realizadas considerando modelos de dormitórios. Desta forma, a seleção dos pisos foi orientada com base neste ambiente.

O conceito de projetos-padrão de construção foi aplicado neste estudo com o propósito de verificar as possíveis diferenças na exalação e concentração do radônio em distintos padrões de construção baseados na realidade construtiva brasileira. A Tabela 5.3 apresenta as especificações de pisos para salas, quartos e áreas de circulação, para as três categorias de projetos construtivos.

Tabela 5.3 - Especificações dos acabamentos dos projetos-padrão residenciais

<i>Acabamento</i>	<i>Padrão</i>		
	Alto	Normal	Baixo
<i>Serviço/local</i> Pisos e rodapé de: - Salas, quartos e áreas de circulação	Frisos de madeira (tábua corrida) raspados e resinados	Placa cerâmica esmaltada 40 x 40 cm PEI IV	Cerâmica esmaltada 20 x 20 cm PEI III

Fonte: Adaptado da NBR 12721 (ABNT, 2006).

Com base nos critérios normativos mencionados, foi realizada uma pesquisa de mercado, com o objetivo de identificar os tipos e marcas de pisos mais vendidos - e consequentemente, mais utilizados - nas três categorias de projetos construtivos. Foram entrevistados os representantes das três maiores redes de lojas de material de construção da RMBH: 1 - Leroy Merlin, 2 - Santa Cruz Acabamentos e 3 - Telhanorte. A Tabela 5.4 apresenta as características básicas dos pisos mais utilizados na região em casas térreas.

Tabela 5.4 - Pisos mais utilizados na RMBH

<i>Projetos-Padrão</i>	<i>Material</i>	
	Piso	Características
Alto	Porcelanato Polido Interno, Borda Reta, 90 x 90 cm, modelo Crema, Marca “X” - PEI (não aplicável)	- Baixa absorção de água: até 0,5% - Espessura da peça: 11 mm - Espaçamento entre as peças: 1,5 mm - Preço médio: R\$ 130,00/m <sup>2</sup> *
Normal	Cerâmico esmaltado 44 x 44 cm, modelo Lex, cor Bege, Marca “Y” - PEI IV	- Alta absorção de água: de 6 a 10% - Espessura da peça: 7 mm - Espaçamento entre as peças: 5 mm - Preço médio: R\$ 15,00/m <sup>2</sup> *
Baixo	Cerâmico Esmaltado Borda Arredondada 20 x 20 cm modelo VR08 Marca “Z” - PEI III	- Alta absorção de água: > 10% - Espessura: 5 mm - Espaçamento entre as peças: 5 mm - Preço: R\$ 10,00/m <sup>2</sup> *

\* Valor médio referente ao mês de fevereiro de 2017.

Fonte: Próprio autor.

Embora a norma ABNT (2006) indique o piso de madeira para pisos e rodapés de salas, quartos e áreas de circulação, optou-se por utilizar o piso cerâmico tipo porcelanato, em virtude do aumento considerável da utilização deste tipo de piso nos últimos anos (VASCONCELOS, 2013). Características como a durabilidade, resistência à abrasão e versatilidade de utilização fizeram com que os porcelanatos se tornassem os revestimentos mais utilizados atualmente em construções residenciais (JUNIOR et al., 2010).

Um outro fator associado a escolha do porcelanato é o fato de que este possui características de fabricação e instalação similares aos outros pisos estudados. A tábua corrida possui características específicas deste tipo de piso, tais como: (i) modo de instalação diferenciado, por meio da utilização de “barrotes” que proporcionam um distanciamento entre piso e o contrapiso; (ii) a necessidade de impermeabilização do contrapiso para evitar a absorção de água em pavimentos térreos; e (iii) a recomendação

de um espaço mínimo de 12 mm (cerca de ½”) junto às paredes para a dilatação/contração do piso em função das variações de temperatura e umidade ambiente, de acordo com recomendações de fabricantes. Desta forma, todas essas particularidades dos pisos de madeira deveriam ser consideradas para a análise da exalação do radônio.

Ademais, uma das características mais atraentes dos porcelanatos consiste em sua baixíssima porosidade e conseqüentemente baixíssima absorção de água reduzindo sobremaneira a possibilidade de manchas nos pisos. Sabe-se que a absorção de água é uma propriedade dos pisos cerâmicos e está diretamente relacionada com a porosidade do mesmo. As normas de fabricação destes pisos estabelecem critérios quanto ao grau de absorção para cada ambiente além de métodos normatizados de ensaios de qualidade destes pisos. Assim, quanto maior a absorção de água de um piso, maior o seu “número de vazios” ou porosidade, o que também influencia em outros parâmetros de controle relativos à qualidade como o grau de resistência mecânica e abrasão (JUNIOR et al., 2010).

Com base nessas características, foram utilizadas as porosidades de 0,25; 0,35 e 0,45 na determinação do fluxo de entrada do radônio através dos três tipos de pisos analisados.

### **5.7.3. Modelo de dormitório**

As estimativas de concentração de radônio no ar e dose efetiva anual foram baseadas em modelos de dormitório de residências de alto, normal e baixo padrão de construção, todas residências térreas, isto é, composta por apenas um pavimento. A escolha do modelo de dormitório para as avaliações de radônio no ar consiste em uma análise conservadora, assumindo que o morador permanece a maior parte do seu tempo de descanso no dormitório. Tal condição também concorda com o protocolo de medição de radônio descrito no guia U.S.EPA (2009), o qual considera que as medições de curto prazo devem atender às condições de ambiente fechado, sem considerar as taxas de ventilação e renovação do ar.

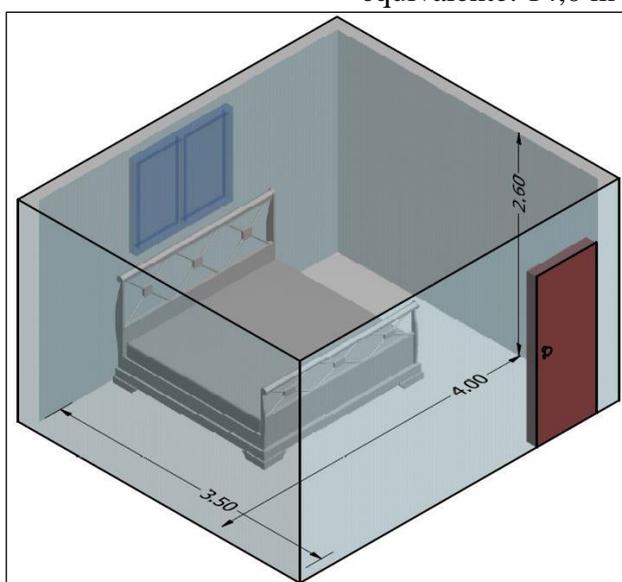
Outro importante aspecto para a avaliação da contribuição direta do solo na concentração de radônio no ar é considerar a residência do tipo térrea, já que se assume que todos os

cômodos estão diretamente construídos sobre o solo subjacente. Portanto, esta condição permite avaliar a disponibilidade de radônio no ar das residências e a respectiva contribuição direta do solo conforme modelos residenciais já estudados na literatura como Rabi (2017); UNSCEAR (2000); Campos (1994); Lettner et al. (1999); Font et al., (1999); Revzan e Fisk (1992) entre outros.

Apesar do crescente processo de verticalização residencial especialmente observado nos grandes centros urbanos, o projeto de residências térreas ainda é bastante empregado, principalmente por possuir vantagens tais como: a possibilidade de métodos construtivos mais simples e mais rápidos, facilidade de locomoção para os idosos e pessoas com deficiência e maior versatilidade para atender às preferências do proprietário.

As Figuras 5.6, 5.7 e 5.8 ilustram os modelos de dormitórios padrões alto, normal e baixo. Em destaque, o tipo de piso considerado para cada padrão residencial. As dimensões e características dos pisos foram consubstanciadas na norma NBR 12721:2006 (ABNT, 2006).

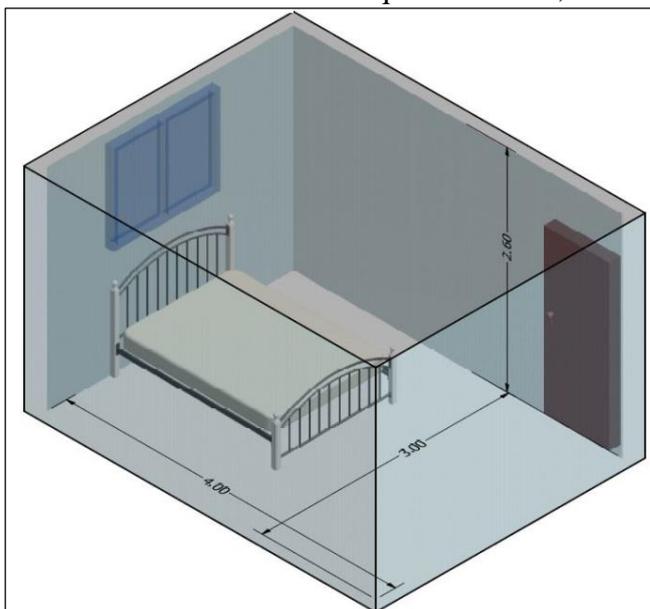
Figura 5.6 - Representação de um modelo de dormitório padrão alto (R1-A). Área equivalente: 14,0 m<sup>2</sup>. Sem escala



Porcelanato Polido  
Interno, Borda Reta  
90 x 90 cm modelo  
Crema, Marca "X"

Fonte: Próprio autor.

Figura 5.7 - Representação de um modelo de dormitório padrão normal (R1-N). Área equivalente: 12,0 m<sup>2</sup>. Sem escala

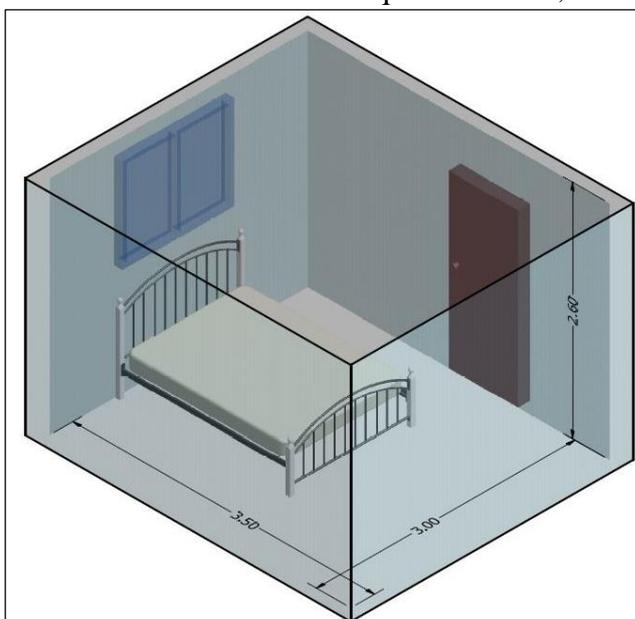


Fonte: Próprio autor.



Piso cerâmico  
esmaltado  
44 x 44 cm, modelo  
Lex, cor Bege,  
Marca "Y" - PEI IV

Figura 5.8 - Representação de um modelo de dormitório padrão baixo (R1-B). Área equivalente: 10,5 m<sup>2</sup>. Sem escala



Fonte: Próprio autor.



Piso Cerâmico  
Esmaltado Borda  
Arredondada 20 x 20  
cm modelo VR08  
Marca "Z" - PEI III

### 5.8. Concentração de radônio no ar

A estimativa da concentração de radônio no ar dos dormitórios considerou a liberação contínua do radônio dos solos para cada padrão de dormitório. O modelo matemático utilizado é descrito na publicação UNSCEAR (2000) e suas adaptações foram utilizadas nos estudos de Ribeiro et al. (2014), Yarahmadi et al. (2016), Ramola, Prasad e Gusain (2011). A Equação 5.11 foi utilizada para estimar a concentração de radônio no ar  $C_{Rn}$  ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ ) das residências:

$$C_{Rn} = 3600 A J_D / V \quad (5.11)$$

onde  $A$  é a área efetiva de entrada do radônio através do piso do dormitório ( $\text{m}^2$ ),  $J_D$  é o fluxo de entrada de radônio ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ) e  $V$  corresponde ao volume do dormitório considerado ( $\text{m}^3$ ). Para o cálculo do volume, foi utilizada a altura do dormitório (pé direito) de 2,6 m, conforme indicado no Código de Edificações do Município de Belo Horizonte (BELO HORIZONTE, 2009, p. 23).

### 5.9. Estimativa de dose

A partir das estimativas das concentrações de radônio no ar dos dormitórios, procedeu-se ao cálculo da dose efetiva anual, cuja metodologia utilizada é fundamentada em publicações da UNSCEAR (2000, 2006) e ICRP 115 (2010). Para a avaliação dosimétrica dos níveis de radônio nas residências, a ICRP (ICRP, 1993) considera um tempo de ocupação de  $7000 \text{ h}\cdot\text{a}^{-1}$  do indivíduo. Sendo assim, a dose efetiva anual  $E$  ( $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ ) devida ao radônio foi calculada por meio da equação:

$$E = C_{Rn} \cdot F \cdot T \cdot k \quad (5.12)$$

onde  $C_{Rn}$  é a concentração de radônio no ar ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) calculada pela Equação 5.11,  $F$  é o fator de equilíbrio (0,4) (UNSCEAR, 2006);  $T$  é o tempo de permanência na residência ( $7000 \text{ h}\cdot\text{a}^{-1}$ ) (ICRP, 1993; CNEN, 2011) e  $k$  é o fator de conversão  $9,0 \text{ nSv} (\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (UNSCEAR, 2000).

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 6.1. *Potencial de Radônio e Índice de Radônio*

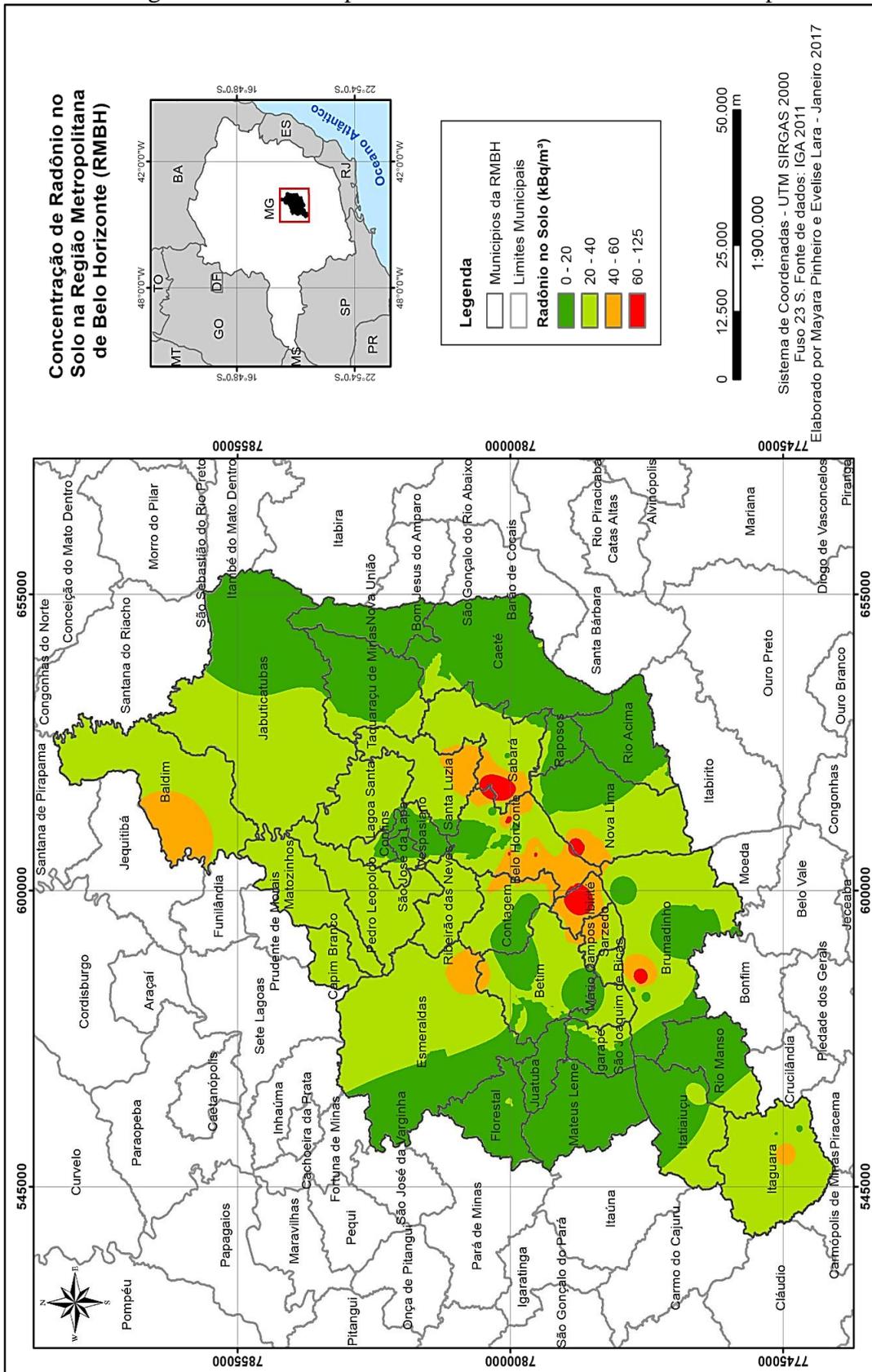
Os resultados de Lara (2013) apresentaram concentrações de radônio nos solos da RMBH de  $1,4 \pm 0,8$  a  $124,4 \pm 4,8$  kBq.m<sup>-3</sup> e média aritmética igual a  $26,5 \pm 2,2$  kBq.m<sup>-3</sup>. A mediana, a média geométrica e o desvio padrão calculado foram: 20,5 kBq.m<sup>-3</sup>, 19,6 kBq.m<sup>-3</sup> e 21,8 kBq.m<sup>-3</sup>, respectivamente. A concentração média de radônio nos solos da região está coerente com aquela sugerida por Eisenbud e Gesell (1997), os quais afirmam que em solos típicos, as concentrações de radônio variam de 4,0 a 40,0 kBq.m<sup>-3</sup>. Todavia, cerca de 17% das medições de radônio nos solos apresentaram valores superiores a 40,0 kBq.m<sup>-3</sup>.

Com base na classificação de solos da Embrapa (2013), observou-se uma variação expressiva da concentração média de radônio nos solos: de  $13,6 \pm 3,0$  kBq.m<sup>-3</sup> para as regiões classificadas como Neossolos Litólicos a  $60,6 \pm 8,7$  kBq.m<sup>-3</sup> para aquelas onde predominam os Latossolos Vermelhos perférricos (LARA, 2015b). O Anexo I apresenta os resultados individuais de <sup>222</sup>Rn, <sup>220</sup>Rn e radônio total obtidos experimentalmente por Lara (2013).

As determinações da permeabilidade dos solos ao radônio apresentaram variações de 4,00E-14 m<sup>2</sup> (menor permeabilidade) a 6,00E-11 m<sup>2</sup> (maior permeabilidade), com média de 1,14E-11 m<sup>2</sup>. Quanto às classes de solos, os Neossolos Litólicos apresentaram a menor permeabilidade média ( $k = 7,60E-12$  m<sup>2</sup>) enquanto que os Latossolos Vermelho-Amarelo se mostraram os solos mais permeáveis ao radônio:  $k = 3,21E-11$  m<sup>2</sup>, como descrito por Lara (2015a).

A Figura 6.1 apresenta a divisão política da RMBH e seus limites municipais. As cores representam as faixas de concentração de radônio nos solos na RMBH.

Figura 6.1 - Divisão política da RMBH e seus limites municipais



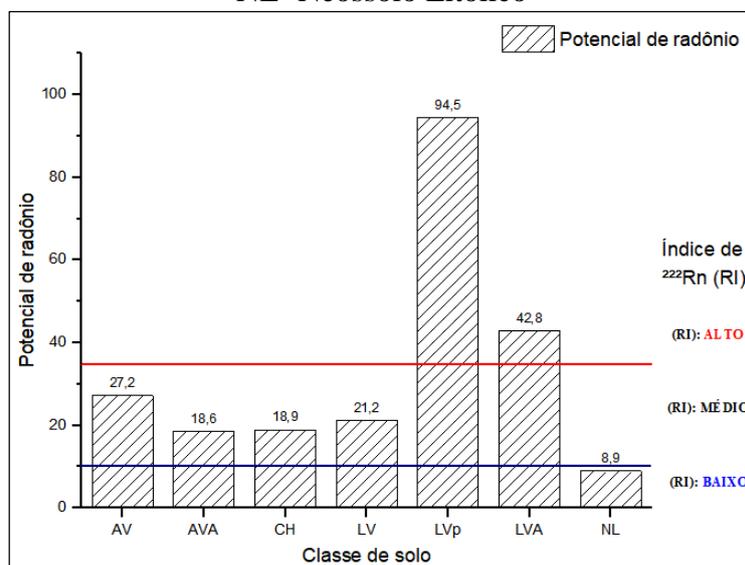
Fonte: Lara, 2013.

Conforme mencionado na seção 4.3.1, o Potencial de Radônio (RP) de uma área é uma metodologia utilizada para estimar o potencial de radônio da região com base em características dos solos. O potencial médio de radônio da RMBH foi de 19,2, classificado como um índice de radônio de “risco médio”.

Os Latossolos indicaram os maiores valores para o potencial de radônio bem como os mais altos índices de radônio. Em contrapartida, nenhum Neossolo Litólico apresentou índice de radônio considerado alto. Regiões onde predominam os Latossolos Vermelhos perféricos se destacaram com o maior potencial de radônio (94,5), enquanto que os Neossolos Litólicos apresentaram o menor potencial (8,9). Em termos percentuais, cerca de 25% das áreas analisadas apresentaram um potencial de radônio considerado alto; 35% considerado médio e 40%, baixo potencial.

A Figura 6.2 apresenta o potencial de radônio relacionado aos solos predominantes na RMBH. Também é evidenciada a categorização quanto ao índice de radônio obtido a partir do potencial de radônio calculado. A Figura 6.3 apresenta o mapa do Potencial de Radônio calculado para RMBH. A categoria “Muito Alto” foi incluída no mapa para destacar as regiões de potencial de risco mais elevado.

Figura 6.2 - Potencial de radônio por classe de solo predominante na RMBH e classificação quanto ao Índice de Radônio. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico



Fonte: Próprio autor.



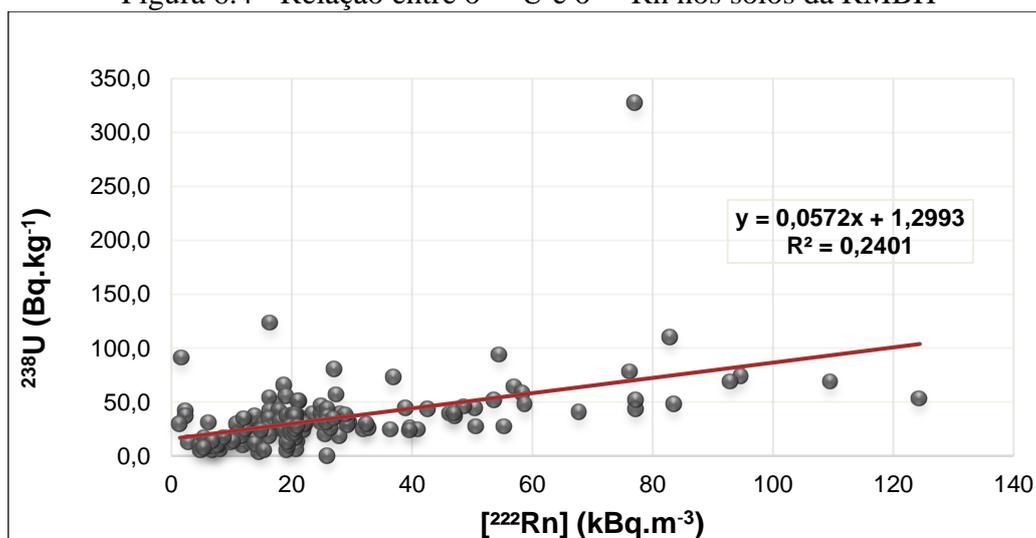
## 6.2. Aspectos geológicos

### 6.2.1. Concentrações de $^{238}\text{U}$ , $^{226}\text{Ra}$ e $^{222}\text{Rn}$

As amostras de solo da RMBH apresentaram uma significativa variação nas concentrações de  $^{238}\text{U}$ : de  $0,3 \pm 3,0$  a  $26,5 \pm 2,0 \mu\text{g.g}^{-1}$  e média aritmética igual a  $2,8 \pm 1,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ . A mediana, a média geométrica e o desvio padrão calculado são:  $2,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $2,2 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $2,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ , respectivamente. Segundo a UNSCEAR (2000) a concentração média de urânio presente nos solos é da ordem de  $3,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Em termos de concentração de atividade, a média aritmética encontrada foi  $34,5 \pm 13,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . A mediana, média geométrica e o desvio padrão calculado para o  $^{238}\text{U}$  foram: 29,6; 27,1 e  $32,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente.

A relação entre a concentração de atividade de  $^{238}\text{U}$  e  $^{222}\text{Rn}$  nos gases do solo é apresentada na Figura 6.4. Conforme demonstrado pela reta de regressão com coeficiente linear de *Pearson* ( $r^2 = 0,24$ ), nota-se que apenas 24% do fenômeno que rege a dependência entre a concentração de urânio nos solos pode ser explicado como função da concentração do radônio. Portanto, os resultados indicam que as concentrações de  $^{238}\text{U}$  nos solos analisados não exercem influência significativa nas concentrações de  $^{222}\text{Rn}$  nos solos da RMBH.

Figura 6.4 - Relação entre o  $^{238}\text{U}$  e o  $^{222}\text{Rn}$  nos solos da RMBH

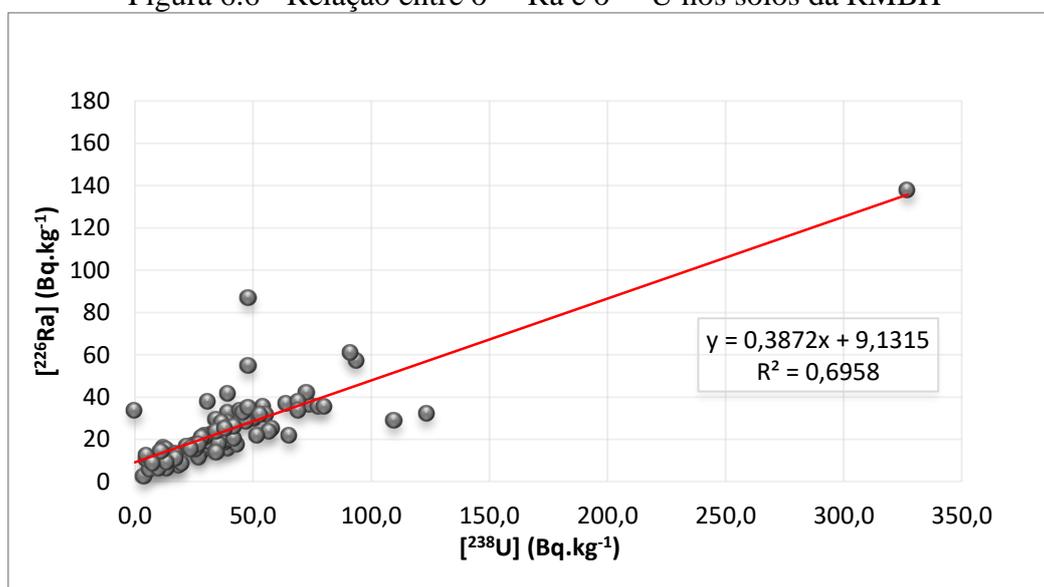


Fonte: Próprio autor.



As análises apontaram que as concentrações de  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$  estão positivamente correlacionadas ( $r^2 = 0,69$ ), principalmente nas regiões de baixas concentrações destes elementos. Segundo Dick e Jönasson (2000) a maior solubilidade do rádio no ambiente natural quando comparado ao urânio e tório, pode proporcionar desequilíbrios radioativos bastante expressivos, principalmente em regiões tropicais com intensos processos de intemperismo. Haja vista as condições climáticas tropicais brasileiras, em especial, da RMBH, pode-se sugerir preliminarmente um desequilíbrio radioativo natural entre esses elementos. A Figura 6.6 apresenta a relação entre o  $^{238}\text{U}$  e o  $^{226}\text{Ra}$  presentes nas amostras de solos.

Figura 6.6 - Relação entre o  $^{226}\text{Ra}$  e o  $^{238}\text{U}$  nos solos da RMBH



Fonte: Próprio autor.

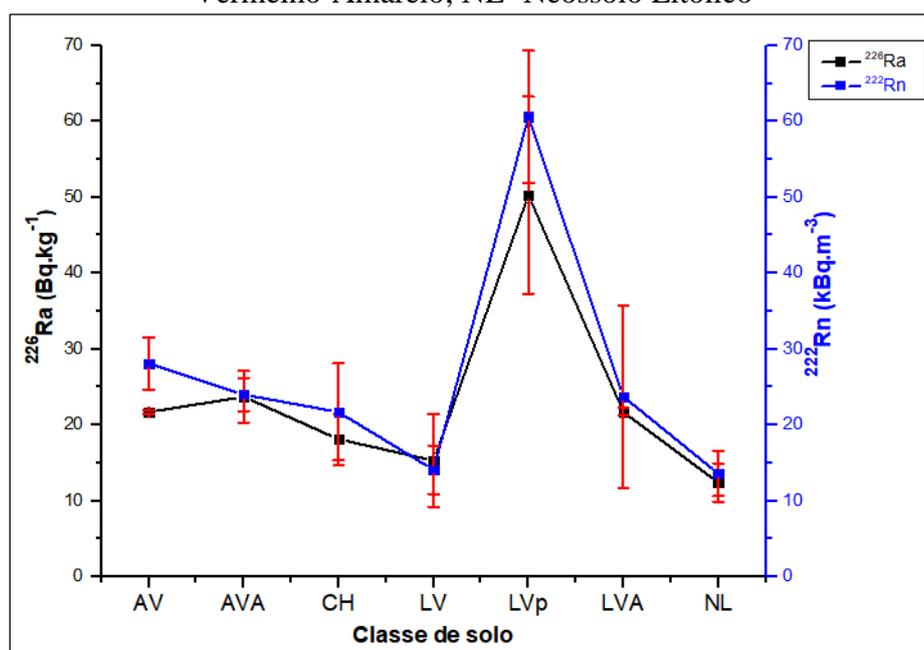
Os solos da RMBH apresentaram uma significativa variação natural nas concentrações de atividade do  $^{226}\text{Ra}$ : de  $2,5 \pm 0,1$  a  $137,7 \pm 0,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$  e média aritmética igual a  $27,8 \pm 0,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . A mediana, a média geométrica e o desvio padrão calculado são:  $21,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ,  $20,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$  e  $24,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente. De acordo com dados mundiais, a concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  presente nos solos é da ordem de  $35,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$  (UNSCEAR, 2000). Entretanto, a publicação IAEA (2014) menciona que valores de 3,7 a  $126,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$  para as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  em solos de regiões típicas, i. e., regiões de baixo *background*, são consideradas normais. A publicação também destaca que a variedade e heterogeneidade dos solos contribui fortemente para essa faixa de variação.



AVA; LVp e CH. Todavia, as demais combinações pareadas entre as classes de solo não indicaram diferenças estatísticas entre as concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  para o intervalo de confiança considerado.

Os valores mais elevados de concentração de radônio e  $^{226}\text{Ra}$  nos solos foram encontrados nas regiões onde predominam os Latossolos Vermelhos perférricos. A Figura 6.8 apresenta a concentração do  $^{226}\text{Ra}$  e radônio e os respectivos desvios-padrão calculados em função dos tipos de solos analisados, onde pode-se observar nitidamente a correlação entre os dois radionuclídeos.

Figura 6.8 - Distribuição do  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$  nos solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico



Fonte: Próprio autor.

A Tabela 6.1 apresenta as concentrações médias de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$  de acordo com os tipos de solos predominantes da região de estudo. Nota-se que os valores das concentrações destes elementos são bastante próximos para a maioria dos solos. Todavia ressalta-se o comportamento divergente dos Latossolos Vermelhos perférricos, os quais apresentam as maiores concentrações para todos os três elementos:  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$ .

Tabela 6.1 - Concentrações médias de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$  nos solos

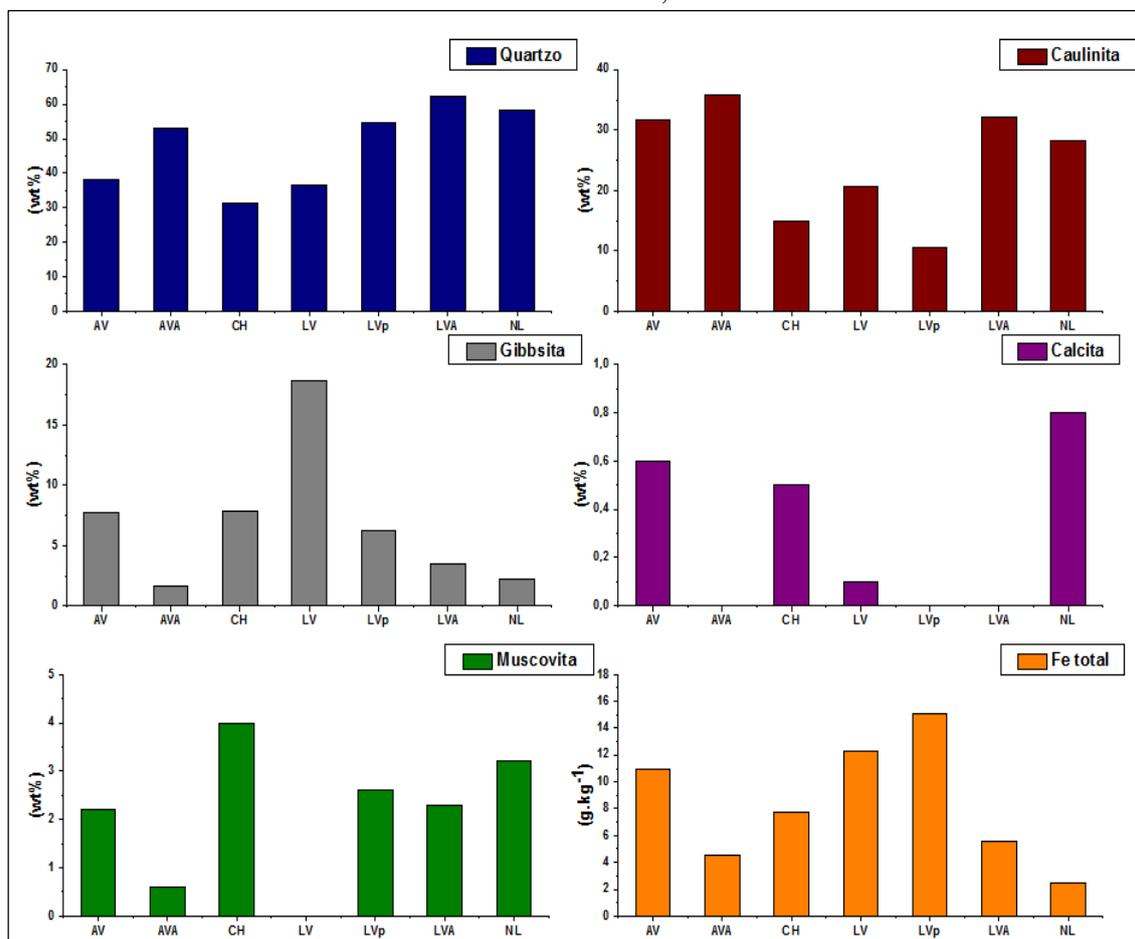
<i>Classe de solo</i>	$[^{238}\text{U}]$ ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ )	$[^{226}\text{Ra}]$ ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ )	$[^{222}\text{Rn}]$ ( $\text{kBq.m}^{-3}$ )
Argissolo Vermelho	40,0 ± 26,0	21,6 ± 0,3	28,1 ± 3,4
Argissolo Vermelho-Amarelo	33,0 ± 27,0	23,7 ± 3,4	24,0 ± 2,2
Cambissolo Háplico	43,4 ± 37,0	18,1 ± 3,4	21,7 ± 6,4
Latossolo Vermelho	33,0 ± 15,0	15,3 ± 6,1	14,1 ± 3,2
Latossolo Vermelho perférrico	98,0 ± 33,0	50,3 ± 13	60,6 ± 8,7
Latossolo Vermelho-Amarelo	48,0 ± 12,0	21,7 ± 0,5	23,7 ± 12
Neossolo Litólico	20,0 ± 15,0	12,4 ± 2,5	13,6 ± 3,0

Fonte: Próprio autor.

### 6.2.2. Caracterização mineralógica

As amostras de solo da RMBH foram submetidas às análises por meio da difração de raios X e indicaram uma mineralogia típica de regiões de clima tropical, com predominância dos minerais primários quartzo ( $\text{SiO}_2$ ) e muscovita ( $(\text{K},\text{Na})\text{Al}_2(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ ) e minerais secundários como a caulinita ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ), a gibbsita ( $\text{Al}_2(\text{OH})_3$ ) e a calcita ( $\text{CaCO}_3$ ). Os oxihidróxidos de ferro como goethita ( $\text{Fe}^{+3}\text{O}(\text{OH})$ ) e hematita ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) se fazem presentes, embora em concentrações inferiores. Pequenas concentrações dos minerais acessórios albita ( $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ ), microlina ( $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$ ), rutilo ( $\text{TiO}_2$ ) e haloisita ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ) também foram identificados em algumas amostras. A Figura 6.9 apresenta a distribuição dos minerais primários e secundários nos solos bem como o teor de ferro estrutural total.

Figura 6.9 - Distribuição dos minerais nos solos e teor de ferro estrutural total.  
 AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico



Fonte: Próprio autor.

A maioria dos solos apresentou a predominância dos argilominerais caulinita e gibbssita, com exceção do Argissolo Vermelho-Amarelo (wt% de 1,6 para a gibbssita). De acordo com o IBGE (2015) a gibbssita é encontrada em solos altamente intemperizados, localizados em regiões tropicais e subtropicais, e representa um dos constituintes mais abundantes nos solos. A Tabela 6.2 apresenta as relações entre os argilominerais caulinita e gibbssita em função dos tipos de solos analisados.

Tabela 6.2 – Relação entre os minerais caulinita e gibbsita na fração argila dos solos

<i>Classe de solo</i>	<i>Caulinita (%)</i>	<i>Gibbsita (%)</i>	<i>Caulinita/(Caulinita + Gibbsita)</i>
Argissolo Vermelho	31,7	7,7	0,80
Argissolo Vermelho-Amarelo	35,8	1,6	0,95
Cambissolo Háptico	14,9	7,9	0,65
Latossolo Vermelho	20,6	18,7	0,52
Latossolo Vermelho perférrico	10,5	6,3	0,62
Latossolo Vermelho-Amarelo	32,1	3,5	0,90
Neossolo Litólico	28,3	2,2	0,93

Fonte: Próprio autor.

Observando a Tabela 6.2 notam-se os maiores percentuais de caulinita para os Argissolos e Latossolo Vermelho-Amarelo. Já os Latossolos Vermelho perférricos apresentaram o menor percentual deste mineral, cerca de 40% inferior à média de caulinita para os solos analisados (24,8%). Para a gibbsita, o Latossolo Vermelho apresentou um significativo percentual em relação aos demais solos, aproximadamente três vezes maior que a média de gibbsita para os solos (6,8%).

As relações caulinita / (caulinita + gibbsita) sugerem os Latossolos Vermelhos como os solos mais intemperizados em relação aos demais. Em contrapartida, os solos menos intemperizados (ou mais jovens) seriam os Argissolos Vermelho-Amarelo e o Neossolos Litólicos, com 0,95 e 0,93 respectivamente. A relação caulinita-gibbsita dos Cambissolos apresentou certa inconsistência com as características pedológicas destes solos, uma vez que, dentre os solos analisados, o Cambissolo se apresenta como a terceira classe de solo mais intemperizada ou evoluída. No entanto, a vale ressaltar que outros atributos físicos, químicos, mineralógicos e morfológicos devem ser considerados em avaliações pedológicas, os quais não foram escopo deste estudo.

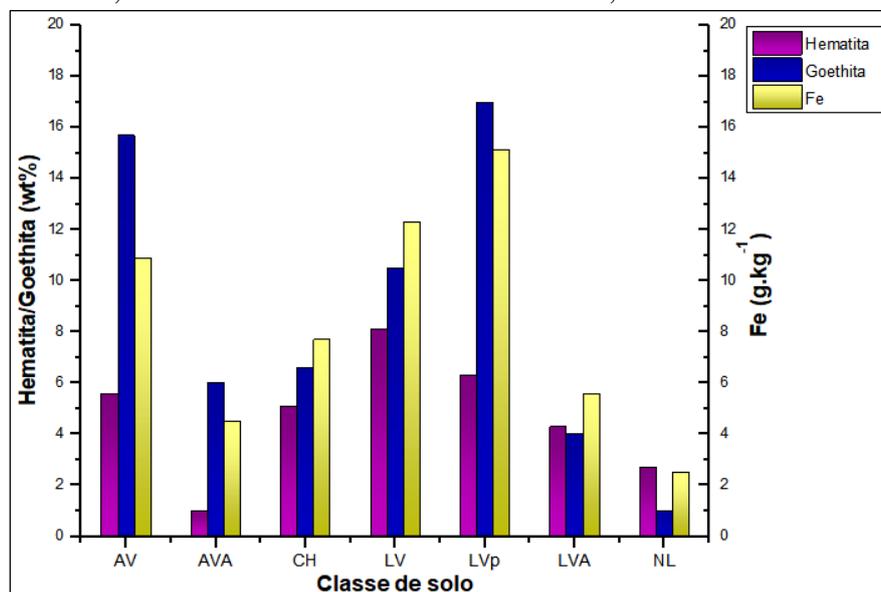
Com relação aos oxihidróxidos de ferro, os maiores teores de hematita foram encontrados nos Latossolos Vermelho (8,1%) e Vermelho perférrico (6,3%). Em contrapartida, os

Neossolos Litólicos e os Argissolos Vermelho-Amarelo apresentaram 2,7 e 1%, respectivamente. A média geral de hematita nos solos foi de 4,7%. Para a goethita, a média geral dos percentuais deste mineral nos solos foi de 8,6%, embora os Latossolos Vermelhos perférricos tenham apresentado percentual de 17% e os Neossolos Litólicos, 1%. A presença dos minerais hematita e goethita é considerada bastante expressiva em solos tropicais e geralmente ocorrem associadas, evidenciando os elevados graus de intemperismo e desenvolvimento pedogenético nestes ambientes.

Com relação à goethita, o percentual médio deste mineral nos solos foi de 8,6%, embora os Latossolos Vermelhos perférricos tenham apresentado percentual de 17% e os Neossolos Litólicos, 1%. Schaefer et al. (2008) sugerem que a maior solubilidade do silício em relação ao Fe e ao Al pode explicar a presença de goethita e hematita em grandes quantidades na fração argila de solos altamente intemperizados em detrimento de outros minerais silicatados.

Com relação à coloração, os teores de hematita encontrados em cada classe de solo corroboram com a classificação de solos utilizada neste trabalho, baseada no IBGE (2015) e Embrapa (2013). Apenas os Argissolos Vermelho-Amarelo apresentaram menos de 1,7% de hematita em sua constituição mineral. Segundo Tremocoldi (2003) e Almeida (2012), a hematita apresenta alto poder pigmentante, apesar de estar presente em menores teores se comparada a goethita. Ainda de acordo com os autores, teores de hematita superiores a 1,7% já imprime a cor vermelha a uma amostra de solo. A Figura 6.10 apresenta um gráfico de barras indicando os percentuais de hematita, goethita e o correspondente teor de ferro estrutural (ferro presente nas estruturas destes dois minerais), em função dos tipos de solos.

Figura 6.10 - Distribuição média dos teores de hematita, goethita e ferro estrutural total nos solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico

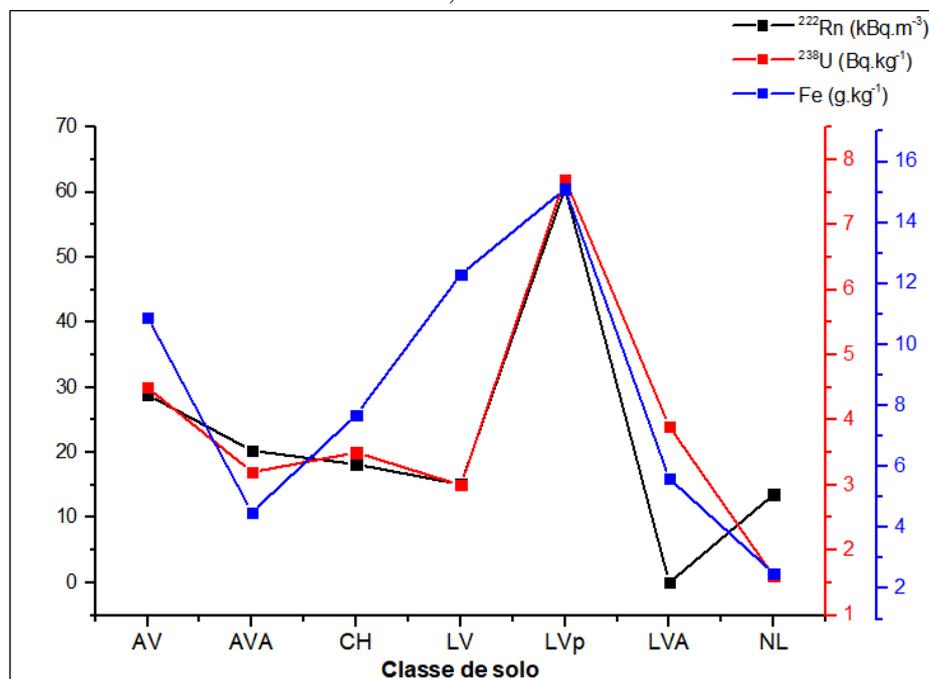


Fonte: Próprio autor.

Estudos realizados por Sakoda et al. (2010) com amostras de solos indicaram a goethita como o principal mineral relacionado com a exalação do radônio do solo, responsável por cerca de 75% da exalação. Em menor proporção, segue a microlina com uma contribuição de 19% e o quartzo representando aproximadamente 6% de contribuição.

A distribuição do  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{238}\text{U}$  e Fe nos solos da RMBH pode ser vista na Figura 6.11, a qual apresenta graficamente o comportamento do radônio,  $^{238}\text{U}$  e do ferro estrutural nas sete classes de solo consideradas.

Figura 6.11 - Distribuição do  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{238}\text{U}$  e Fe nos solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico



Fonte: Próprio autor.

As correlações estatísticas entre radônio, urânio e ferro estrutural indicaram coerência com a afirmação de que os óxidos de ferro presentes no solo podem estar relacionados com o urânio, dadas as condições geoquímicas e físicas ideais para tal. Os resultados obtidos indicam correlação positiva entre: (i) a concentração de radônio nos solos e o urânio ( $r^2 = 0,24$ ); (ii) o teor de urânio e a concentração de ferro ( $r^2 = 0,77$ ); e (iii) a concentração de radônio e o conteúdo de ferro presente nos minerais ( $r^2 = 0,71$ ). Apesar do comportamento associado das três variáveis analisadas, a concentração média de ferro nos Latossolos Vermelhos mostrou-se aparentemente contrastante se comparada com os demais tipos de solos.

### 6.2.3. Fator de solo

Com o intuito de considerar as características físicas dos solos analisados, foram calculados os fatores de solo para a RMBH, conforme a metodologia descrita na seção 5.6.1. A Tabela 6.3 apresenta as classes de solo e seus respectivos fatores de solo utilizados nos cálculos de fluxos de radônio para os ambientes.

Tabela 6.3 - Fatores de solo (FS) para os solos da RMBH

<i>Classe de solo</i>	<i>FS</i>
Argissolo Vermelho	1040,7
Argissolo Vermelho-Amarelo	810,1
Cambissolo Háptico	959,1
Latossolo Vermelho	737,3
Latossolo Vermelho perférrico	963,8
Latossolo Vermelho-Amarelo	873,7
Neossolo Litólico	877,4
<b>Média</b>	<b>894,6</b>

Fonte: Próprio autor.

### 6.3. Aspectos construtivos

#### 6.3.1. Fluxo de radônio através do sistema de piso

A contribuição dos solos na concentração de radônio no ar das residências foi avaliada em três etapas: a primeira consistiu em estimar as taxas de exalação do radônio na superfície dos solos; durante a segunda etapa foram estimados os fluxos de radônio que atravessam a laje de piso e contrapiso da residência; e finalmente a terceira etapa consistiu na estimativa dos fluxos de radônio através dos pisos, de acordo com os projetos-padrão de residência estabelecidos na norma ABNT NBR 12721 (ABNT, 2006).

##### 6.3.1.1. Exalação do radônio na superfície do solo

A taxa de exalação do radônio na superfície do solo foi determinada a partir das informações sobre as concentrações de atividade de  $^{226}\text{Ra}$ , as quais foram obtidas experimentalmente conforme descrito na seção 5.4.1. Os resultados indicaram uma correlação positiva entre a concentração de radônio presente no solo e a exalação do gás até a superfície. Destaca-se que o fluxo de radônio que exala do solo até a superfície é cerca de três ordens de grandeza inferior à concentração do radônio presente no solo.

A taxa de exalação média foi de  $1,5\text{E-}2 \pm 4,1\text{E-}3 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  (ou  $55,0 \pm 15,0 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ) para uma concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  nos solos de  $23,3 \pm 4,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . De acordo com a UNSCEAR (2000), estima-se que aproximadamente  $3,3\text{E-}2 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  de radônio seja exalado de solos cuja concentração de  $^{226}\text{Ra}$  seja da ordem de  $40,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Já a taxa de

exalação média mundial calculada por Wilkening (1972) foi de  $1,6E-2 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  para a mesma concentração de  $^{226}\text{Ra}$ .

A estimativa da taxa de exalação do radônio nas regiões onde predominam os Latossolos Vermelhos perférricos ( $120,0 \pm 55,0 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ) foi de aproximadamente quatro vezes maior se comparada aos Neossolos Litólicos ( $28,0 \pm 24,0 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ) e cerca de duas vezes superior à média ( $55,0 \pm 15,0 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ). A Tabela 6.4 apresenta as taxas de exalação categorizadas por classe de solo predominante na RMBH.

Tabela 6.4 - Concentrações de atividade de  $^{222}\text{Rn}$  e  $^{226}\text{Ra}$  nos solos e respectivas taxas de exalação na superfície do solo

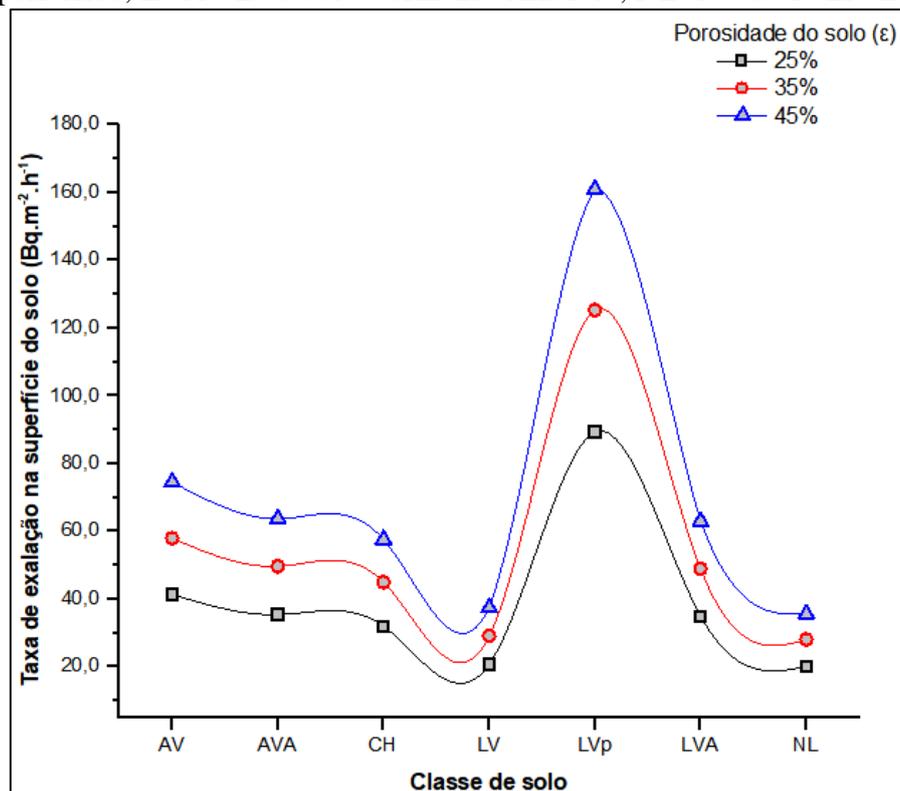
<i>Classe de solo</i>	<i>Média aritmética [<math>^{222}\text{Rn}</math>] no solo (<math>\text{kBq.m}^{-3}</math>)</i>	<i>[<math>^{226}\text{Ra}</math>] no solo (<math>\text{Bq.kg}^{-1}</math>)</i>	<i>Taxa de exalação do <math>^{222}\text{Rn}</math> na superfície do solo (<math>\text{Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}</math>)</i>
Argissolo Vermelho	$28,1 \pm 3,4$	$21,6 \pm 0,3$	$58,0 \pm 2,0$
Argissolo Vermelho-Amarelo	$24,0 \pm 2,2$	$23,7 \pm 3,4$	$50,0 \pm 10,0$
Cambissolo Háptico	$21,7 \pm 6,4$	$18,1 \pm 3,4$	$45,0 \pm 4,1$
Latossolo Vermelho	$14,1 \pm 3,2$	$15,3 \pm 6,1$	$29,0 \pm 2,2$
Latossolo Vermelho perférrico	$60,6 \pm 8,7$	$50,3 \pm 13,0$	$120,0 \pm 55,0$
Latossolo Vermelho-Amarelo	$23,7 \pm 12,0$	$21,7 \pm 0,5$	$49,0 \pm 7,2$
Neossolo Litólico	$13,6 \pm 3,0$	$12,4 \pm 2,5$	$28,0 \pm 24,0$

Fonte: Próprio autor.

A fim de verificar a variação da exalação do radônio na superfície do solo em função da porosidade, a Equação 4.6 foi calculada para três valores distintos de porosidade do solo. As respectivas taxas de exalação médias para as porosidades ( $\epsilon$ ) de 0,25; 0,35 e 0,45 foram 39,0; 55,0 e 70,0  $\text{Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Os desvios-padrão calculados foram 20,0; 28,0 e 37,0  $\text{Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , respectivamente. A taxa de exalação correspondente a maior porosidade do solo ( $\epsilon = 0,45$ ) é da ordem de 1,8 vezes superior à taxa de exalação calculada para a menor porosidade do solo ( $\epsilon = 0,25$ ). Considerando as porosidades de 0,45 e 0,35, observa-se que a diminuição da porosidade do solo em 20% proporciona uma diminuição na taxa de exalação média de radônio na mesma proporção. Já a variação de aproximadamente 45% na porosidade proporciona uma variação de cerca de 56% na taxa de exalação. A Figura

6.12 apresenta a variação na taxa de exalação do radônio na superfície do solo em função da porosidade.

Figura 6.12 - Taxa de exalação do radônio na superfície do solo em função da porosidade. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico



Fonte: Próprio autor.

### 6.3.1.2. Fluxo de radônio através da laje de piso e contrapiso

Para a determinação do fluxo de radônio através da laje de piso e contrapiso foi utilizada a metodologia descrita no item 5.7.1. Para as condições adotadas, o fluxo de entrada de radônio do solo que atravessa uma placa de concreto de 0,10 m (0,07 da laje e 0,03 de contrapiso) variou de  $6,0 \pm 1,1$  a  $27,0 \pm 10,0$  Bq.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, e média de  $12,0 \pm 4,4$  Bq.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Os resultados indicam que aproximadamente 20% do radônio que exala na superfície do solo consegue fluir através da laje de concreto.

Campos (1994) obteve uma estimativa do fluxo de entrada de  $5,54$  Bq.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> de radônio que atravessa o piso de concreto de uma residência localizada no município de Santo André, Região Metropolitana de São Paulo. No estudo, a autora destacou que o fluxo de

radônio que atravessa o piso corresponde a aproximadamente 13% do radônio que é exalado pelo solo do local. No hemisfério norte, Nazaroff et al. (1985) obtiveram um fluxo de entrada de radônio de  $2,0 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  em residências norte-americanas, considerando apenas o radônio oriundo do solo.

O fluxo médio de entrada de radônio através da laje de piso e contrapiso calculado para a RMBH é bastante coerente com o fluxo calculado por Campos (1994) e Nazaroff et al. (1985). No entanto, observa-se que o percentual de radônio exalado do solo que consegue atravessar a laje de piso de concreto na RMBH é superior ao obtido por Campos (1994) em Santo André. A Tabela 6.5 destaca as concentrações de radônio no solo, a taxa de exalação nas superfícies dos solos e o fluxo de entrada de radônio que atravessa a laje de piso e contrapiso.

Tabela 6.5 - Concentração de  $^{222}\text{Rn}$  no solo, taxas de exalação nas superfícies e fluxo de entrada através da laje de piso e contrapiso

<i>Classe de solo</i>	<i>Média aritmética [<math>^{222}\text{Rn}</math>] no solo (<math>\text{kBq.m}^{-3}</math>)</i>	<i>Taxa de exalação do <math>^{222}\text{Rn}</math> na superfície do solo (<math>\text{Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}</math>)</i>	<i>Fluxo de entrada do <math>^{222}\text{Rn}</math> através da laje de piso e contrapiso (<math>R_T</math>) (<math>\text{Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}</math>)</i>
Argissolo Vermelho	$28,1 \pm 3,4$	$58,0 \pm 2,0$	$12,0 \pm 6,0$
Argissolo Vermelho-Amarelo	$24,0 \pm 2,2$	$50,0 \pm 10,0$	$11,0 \pm 3,0$
Cambissolo Háptico	$21,7 \pm 6,4$	$45,0 \pm 4,1$	$9,6 \pm 3,2$
Latossolo Vermelho	$14,1 \pm 3,2$	$29,0 \pm 2,2$	$6,2 \pm 2,9$
Latossolo Vermelho perférrico	$60,6 \pm 8,7$	$120,0 \pm 55,0$	$27,0 \pm 8,7$
Latossolo Vermelho-Amarelo	$23,7 \pm 12,0$	$49,0 \pm 7,2$	$10,0 \pm 6,3$
Neossolo Litólico	$13,6 \pm 3,0$	$28,0 \pm 24,0$	$6,0 \pm 1,1$

Fonte: Próprio autor.

### 6.3.1.3. Fluxo de radônio através dos pisos

As estimativas dos fluxos de entrada do radônio nas residências de padrão alto, médio e baixo consideraram as especificações de pisos descritas na Tabela 5.4. O fluxo de radônio que atravessa os pisos apresentou uma significativa variação: de  $5,9\text{E-}1 \pm 1,7\text{E-}1$  a  $8,8 \pm 3,0\text{E-}1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  e média aritmética igual a  $6,6 \pm 3,3\text{E-}1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . A mediana, a média geométrica e o desvio padrão calculado foram: 5,2; 4,0 e  $5,0 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , respectivamente.

O fluxo médio de radônio que atravessa os pisos das residências ( $6,6E-1 \pm 3,3E-1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ) corresponde à aproximadamente a metade do fluxo através da laje de piso ( $12,0 \pm 4,4 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ).

Foi utilizado o piso porcelanato polido para as estimativas de entrada de radônio em uma residência de padrão alto. A faixa de variação dos fluxos de radônio foi de  $5,6E-1 \pm 1,7E-1$  a  $2,6 \pm 7,8E-1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  no porcelanato, com média aritmética de  $1,2 \pm 3,4E-1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Nota-se que aproximadamente 2% do radônio da superfície do solo flui através do piso porcelanato.

Para a residência padrão normal foram utilizadas as características do piso cerâmico esmaltado. A faixa de variação dos fluxos de radônio foi de  $4,4 \pm 1,7$  a  $19,0 \pm 7,8 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , com média aritmética de  $8,6 \pm 3,4 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Cerca de 15% do radônio que exala da superfície do solo consegue atravessar o piso cerâmico.

Para o modelo de residência padrão baixo, a entrada de radônio através do piso variou de  $5,1 \pm 1,7$  a  $23,0 \pm 7,8 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , com média aritmética de  $9,9 \pm 3,4 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Aproximadamente 17% do radônio da superfície do solo consegue fluir através do piso considerado.

As estimativas indicam que o piso considerado para a residência de baixo padrão permite uma exalação do radônio cerca de 1,2 vezes superior se comparada à exalação do piso de padrão normal. Por sua vez, o piso padrão normal permite uma exalação do gás de aproximadamente sete vezes superior se comparada à exalação do piso de alto padrão.

Sob a perspectiva das classes de solo predominantes na RMBH, os Neossolos Litólicos e os Latossolos Vermelhos perférricos apresentaram os menores e os maiores fluxos de entrada de radônio nos ambientes, respectivamente. A Tabela 6.6 apresenta os fluxos de entrada do  $^{222}\text{Rn}$  através dos pisos de alto, normal e baixo padrão.

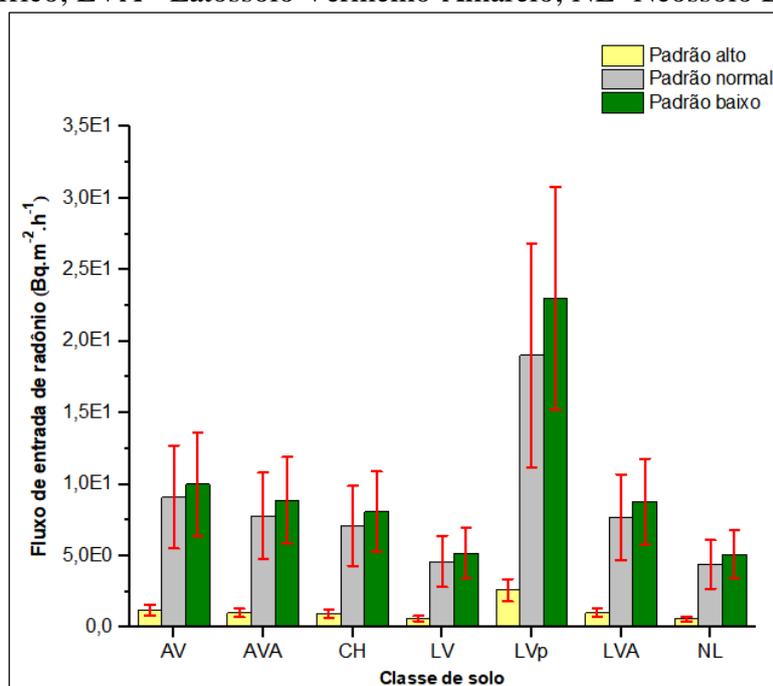
Tabela 6.6 - Fluxo de entrada do  $^{222}\text{Rn}$  através dos pisos de alto, normal e baixo padrão

<i>Classe de solo</i>	<i>Fluxo de entrada do <math>^{222}\text{Rn}</math> através do piso residencial padrão alto (<math>\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}</math>)</i>	<i>Fluxo de entrada do <math>^{222}\text{Rn}</math> através do piso residencial padrão normal (<math>\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}</math>)</i>	<i>Fluxo de entrada do <math>^{222}\text{Rn}</math> através do piso residencial padrão baixo (<math>\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}</math>)</i>
Argissolo Vermelho	$1,2 \pm 3,6\text{E-}1$	$9,1 \pm 3,6$	$10,0 \pm 3,6$
Argissolo Vermelho-Amarelo	$1,0 \pm 3,0\text{E-}1$	$7,8 \pm 3,0$	$8,9 \pm 3,0$
Cambissolo Háptico	$9,5\text{E-}1 \pm 2,8\text{E-}1$	$7,1 \pm 2,8$	$8,1 \pm 2,8$
Latossolo Vermelho	$6,2\text{E-}1 \pm 1,8\text{E-}1$	$4,6 \pm 1,8$	$5,2 \pm 1,8$
Latossolo Vermelho perférrico	$2,6 \pm 7,8\text{E-}1$	$19,0 \pm 7,8$	$23,0 \pm 7,8$
Latossolo Vermelho-Amarelo	$1,0 \pm 3,0\text{E-}1$	$7,7 \pm 3,0$	$8,8 \pm 3,0$
Neossolo Litólico	$5,9\text{E-}1 \pm 1,7\text{E-}1$	$4,4 \pm 1,7$	$5,1 \pm 1,7$

Fonte: Próprio autor.

A Figura 6.13 representa graficamente as estimativas do fluxo de radônio para os três tipos de pisos.

Figura 6.13 - Fluxo de entrada de radônio nos padrões construtivos e classes de solos da RMBH. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háptico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico



Fonte: Próprio autor.

#### 6.4. Concentração de radônio no ar

As concentrações de radônio no ar no interior de residências da RMBH foram estimadas conforme os modelos de dormitórios apresentados na seção 5.7.3 e metodologia de cálculo descrita na seção 5.7. Com base nos fluxos de entrada de radônio calculados, foram estimadas as concentrações de radônio no ar nas residências de  $2,3E-1 \pm 1,0E-1$  a  $8,7 \pm 3,2 \text{ Bq.m}^{-3}$ , com média aritmética, mediana e desvio padrão de  $2,5 \pm 6,4E-1$ , 2,0 e 2,1, respectivamente.

O modelo de dormitório de alto padrão apresentou as menores médias para todos os solos, sugerindo que as características do piso utilizado neste projeto (dentre elas, a baixíssima porosidade) podem contribuir para a menor concentração de radônio no ambiente. No entanto, o padrão baixo apresentou as maiores concentrações de radônio no ar, variando de  $8,7 \pm 3,2$  a  $1,9 \pm 1,9 \text{ Bq.m}^{-3}$ . A Tabela 6.7 apresenta as estimativas das concentrações de radônio no ar no interior dos dormitórios de alto, normal e baixo padrão de acabamento. Vale ressaltar que não foram consideradas as contribuições dos materiais de construção nesta avaliação.

Tabela 6.7 – Estimativas das concentrações de radônio no ar no interior dos dormitórios de alto, normal e baixo padrão

<i>Classe de solo</i>	<i>[<sup>222</sup>Rn] no ar padrão alto (Bq.m<sup>-3</sup>)</i>	<i>[<sup>222</sup>Rn] no ar padrão normal (Bq.m<sup>-3</sup>)</i>	<i>[<sup>222</sup>Rn] no ar padrão baixo (Bq.m<sup>-3</sup>)</i>	<i>Média aritmética da [<sup>222</sup>Rn] por solos</i>
Argissolo Vermelho	4,7E-1 ± 2,3E-1	3,5 ± 1,0	4,0 ± 1,2	<b>2,7 ± 8,1E-1</b>
Argissolo Vermelho-Amarelo	4,0E-1 ± 1,1E-1	3,0 ± 9,0E-1	3,4 ± 1,0	<b>2,3 ± 6,7E-1</b>
Cambissolo Háplico	3,7E-1 ± 1,1E-1	2,7 ± 8,1E-1	3,1 ± 9,3E-1	<b>2,1 ± 6,1E-1</b>
Latossolo Vermelho	2,4E-1 ± 7,2E-2	1,8 ± 5,4E-1	2,0 ± 6,0E-1	<b>1,3 ± 4,0E-1</b>
Latossolo Vermelho perférico	1,0 ± 3,0E-1	7,6 ± 2,2	8,7 ± 2,6	<b>5,8 ± 1,7</b>
Latossolo Vermelho-Amarelo	4,0E-1 ± 1,2E-1	2,9 ± 8,7E-1	3,4 ± 1,0	<b>2,2 ± 6,6E-1</b>
Neossolo Litólico	2,3E-1 ± 6,9E-2	1,7 ± 5,1E-1	1,9 ± 5,7E-1	<b>1,3 ± 3,8E-1</b>
<b><i>Média aritmética da [<sup>222</sup>Rn] por padrão de construção</i></b>	<b>4,4E-1 ± 1,4E-1</b>	<b>3,3 ± 9,7E-1</b>	<b>3,8 ± 1,1</b>	

Fonte: Próprio autor.

Os resultados de Da Silva (2005) para as concentrações de radônio no ar de residências da cidade de São Paulo indicaram uma importante correlação entre as concentrações de radônio medidas e as características das construções tais como taxa de ventilação e tipo de piso. De acordo com o autor, residências térreas que possuíam pisos cerâmicos e de cimento apresentaram as maiores médias de radônio no ar. A média geométrica da concentração de radônio no ar em residências com piso cerâmico foi da ordem de 24,9 Bq.m<sup>-3</sup> para a faixa de variação medida de 11,0 a 109,0 Bq.m<sup>-3</sup>.

#### **6.5. Concentrações de radônio no ar: estimativas e medições**

As concentrações de radônio no ar em residências da RMBH foram medidas experimentalmente por Santos (2010) e a concentração média encontrada foi de 108,6 ± 2,7 Bq.m<sup>-3</sup>. Na ocasião, foi utilizado o protocolo de medição descrito no guia U.S.EPA (2009), o qual considera que as medições de curto prazo devem atender às condições de ambiente fechado, sem considerar as taxas de ventilação e renovação do ar. Desta forma, os valores de concentração obtidos por Santos (2010) representam a contribuição de todas as fontes de radônio presentes no ambiente, incluindo o radônio originado no solo subjacente e o radônio exalado dos materiais de construção.

A comparação direta entre as estimativas das concentrações de radônio no ar de residências e as concentrações de radônio obtidas experimentalmente na RMBH podem apresentar diferenças significativas. Os modelos de dormitórios apresentados no presente trabalho não consideram possíveis fraturas e/ou outros defeitos nos pisos que possam contribuir para um aumento do radônio nos ambientes. Apenas para fins comparativos, assumiu-se uma contribuição adicional de 25% no fluxo de radônio do solo para o interior dos ambientes devido aos espaçamentos entre os pisos e possíveis fissuras, com base nos resultados de Landman (1982). A Tabela 6.8 apresenta as estimativas das concentrações de radônio no ar considerando o incremento de 25% para os três padrões de construção bem como as médias das concentrações obtidas por Santos (2010).

Tabela 6.8 - Concentrações de radônio no ar: estimativas e medições

<i>Classe de solo</i>	<i>[<sup>222</sup>Rn] no ar padrão alto (Bq.m<sup>-3</sup>)</i>	<i>[<sup>222</sup>Rn] no ar padrão normal (Bq.m<sup>-3</sup>)</i>	<i>[<sup>222</sup>Rn] no ar padrão baixo (Bq.m<sup>-3</sup>)</i>	<i>Média aritmética da [<sup>222</sup>Rn] medida por Santos (2010)</i>
Argissolo Vermelho	4,7E-1 ± 2,3E-1	3,5 ± 1,0	4,0 ± 1,2	1,4E+2 ± 2,3E+1
Argissolo Vermelho-Amarelo	4,0E-1 ± 1,1E-1	3,0 ± 9,0E-1	3,4 ± 1,0	1,1E+2 ± 8,4E+0
Cambissolo Háplico	3,7E-1 ± 1,1E-1	2,7 ± 8,1E-1	3,1 ± 9,3E-1	9,8E+1 ± 9,3E+0
Latossolo Vermelho	2,4E-1 ± 7,2E-2	1,8 ± 5,4E-1	2,0 ± 6,0E-1	1,4E+2 ± 1,2E+1
Latossolo Vermelho perférrico	1,0 ± 3,0E-1	7,6 ± 2,2	8,7 ± 2,6	1,3E+2 ± 1,7E+1
Latossolo Vermelho-Amarelo	4,0E-1 ± 1,2E-1	2,9 ± 8,7E-1	3,4 ± 1,0	8,1E+1 ± 7,0E+0
Neossolo Litólico	2,3E-1 ± 6,9E-2	1,7 ± 5,1E-1	1,9 ± 5,7E-1	1,0E+2 ± 1,1E+1
<b><i>Média aritmética</i></b>	<b>4,4E-1 ± 1,4E-1</b>	<b>3,3 ± 9,7E-1</b>	<b>3,8 ± 1,1</b>	<b>1,2E+2 ± 1,2E+1</b>

Fonte: Próprio autor.

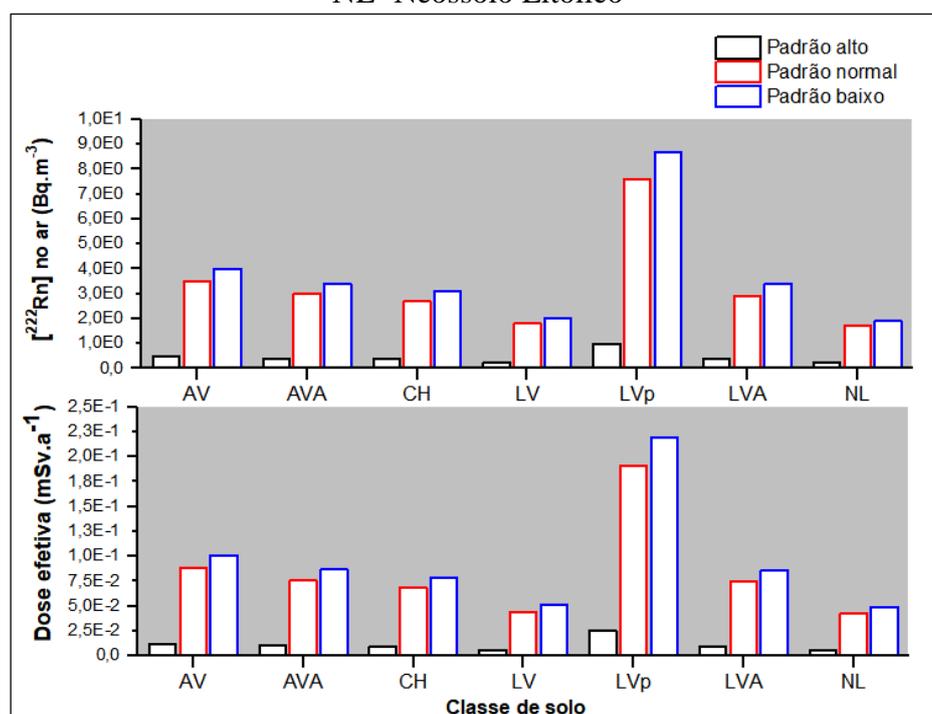
De acordo com Santos et al. (2011) as características geológicas da RMBH são a principal fonte de radônio no ar no interior das residências. Neste sentido, a observação dos resultados das concentrações de radônio estimadas e medidas experimentalmente na região pode sugerir uma importante contribuição de outros mecanismos de transporte do radônio do solo para o interior dos ambientes, tais como a convecção e advecção. Também devem ser considerados os tipos de materiais de utilizados na construção e as condições de ventilação. Entretanto não se pode atribuir as diferenças entre as concentrações de radônio no ar dos ambientes à uma única variável. Outros fatores como a qualidade dos pisos e a taxa de ventilação dos ambientes devem ser considerados no que tange à acumulação e conseqüente dose dos moradores devido ao radônio presente na residência.

## 6.6. Estimativa de dose

Foram calculadas as estimativas das doses efetivas anuais nos moradores dos três padrões construtivos residenciais, conforme a metodologia descrita na seção 5.9. As médias das doses efetivas para os padrões alto, normal e baixo foram  $1,1E-2 \pm 3,3E-3$ ;  $8,4E-2 \pm 2,5E-2$  e  $9,6E-2 \pm 2,8E-2$  mSv.a<sup>-1</sup>, respectivamente.

Embora os limites de dose da norma CNEN NN 3.01 (CNEN, 2014) não sejam diretamente aplicáveis às exposições de origem natural, a comparação das doses estimadas neste trabalho com o limite de dose anual para os indivíduos do público indica que as doses devido somente ao radônio proveniente dos solos nos padrões construtivos normal e baixo é cerca de dez vezes inferior ao limite de  $1,0$  mSv.a<sup>-1</sup> indicado pela CNEN (CNEN, 2014). Já para o piso porcelanato (padrão alto), a dose estimada é da ordem de noventa vezes inferior ao limite da CNEN. A Figura 6.14 apresenta as concentrações estimadas de radônio e dose efetiva anual de acordo com os projetos padrão de construção e classes de solo.

Figura 6.14 - Concentrações estimadas de radônio e dose efetiva anual de acordo com os projetos padrão de construção e classes de solo. AV - Argissolo Vermelho; AVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; CH - Cambissolo Háplico; LV - Latossolo Vermelho; LVp - Latossolo Vermelho perférrico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; NL- Neossolo Litólico



Fonte: Próprio autor.

É importante ressaltar que a IAEA (2015) recomenda que as autoridades reguladoras nacionais implementem meios de identificação, mitigação e aplicação do princípio da otimização para as exposições às fontes naturais de radiação em ambientes internos. Assim, mesmo as baixas exposições ao radônio devem ser restringidas prospectivamente, tendo em conta os fatores econômicos e sociais.

## 7. CONCLUSÕES

### 7.1. Aspectos relacionados à geologia

Os resultados da combinação das concentrações de radônio com as respectivas permeabilidades dos solos demonstraram coerência com as concentrações de radônio estimadas nos projetos construtivos brasileiros. Ainda que outras variáveis possam influenciar sobremaneira nas concentrações reais de radônio em uma residência, tais como: sistema de piso utilizado, taxa de ventilação, materiais de construção e outros, a metodologia utilizada na República Tcheca e em outros países europeus mostrou-se adequada para prever o potencial de radônio de uma área, além de um indicativo de risco associado à uma dada residência construída nesta área.

Aproximadamente 45% dos solos analisados poderiam ser classificados como nível de risco médio ou alto para o Potencial de Radônio. As áreas onde predominam os Latossolos Vermelho perférrico e Vermelho-Amarelo apresentaram os maiores valores para o Potencial de Radônio, com destaque para as regiões onde predominam os Latossolos Vermelhos perférricos, onde aproximadamente 77% dos solos analisados apresentaram alto risco. Em contrapartida, nenhum Neossolo Litólico apresentou alto potencial de risco.

Não foram detectadas correlações significativas entre as concentrações de radônio e urânio nos solos da RMBH ( $r^2 = 0,24$ ). Já as concentrações de urânio e  $^{226}\text{Ra}$  se apresentaram fortemente correlacionadas ( $r^2 = 0,92$ ), principalmente nas regiões de baixas concentrações destes elementos.

As concentrações de radônio e  $^{226}\text{Ra}$  nos solos mostraram-se fortemente correlacionadas ( $r^2 = 0,98$ ), o que corrobora com a hipótese de que áreas cujos solos são ricos em  $^{226}\text{Ra}$  são mais susceptíveis à altas concentrações de radônio no interior de residências, isto é, sugerem um alto potencial de radônio do local.

As características mineralógicas dos solos analisados estão coerentes com a classificação de solos descrita pela Embrapa. As relações caulinita / (caulinita + gibbsita) sugerem os Latossolos Vermelhos como os solos mais intemperizados em relação aos demais. Por

outro lado, os solos menos intemperizados (ou mais jovens) seriam os Argissolos Vermelho-Amarelo e o Neossolos Litólicos, com 0,95 e 0,93 respectivamente.

Os resultados sugerem uma associação positiva entre o grau de intemperismo dos solos analisados da RMBH e às maiores concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$  no solo, i. e., solos mais evoluídos ou que possuem um grau de intemperismo mais elevado apresentaram as maiores concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$ .

As correlações estatísticas entre radônio, urânio e ferro estrutural indicaram coerência com a afirmação de que os óxidos de ferro presentes no solo podem estar relacionados com o urânio, dadas as condições geoquímicas e físicas ideais para tal. Os resultados obtidos indicam correlação positiva entre: o teor de urânio e a concentração de ferro ( $r^2 = 0,77$ ) e a concentração de radônio e o conteúdo de ferro presente nos minerais ( $r^2 = 0,75$ ).

A utilização dos fatores de solo para a RMBH permitiu avaliar o transporte e concentração do radônio dos solos para o interior de residências ponderando as diferenças físicas entre as classes de solos, tais como porosidade, grau de saturação e o fator emanação.

## ***7.2. Aspectos relacionados aos projetos construtivos***

O fluxo de radônio que exala do solo até a superfície foi cerca de três ordens de grandeza inferior à concentração do radônio presente no solo.

Observou-se uma correlação positiva entre a concentração de radônio presente no solo e a exalação do gás até a superfície. A estimativa da taxa de exalação do radônio nas regiões onde predominam os Latossolos Vermelhos perférricos foi aproximadamente quatro vezes maior se comparada aos Neossolos Litólicos e cerca de três vezes superior à média obtida neste trabalho.

Os resultados indicam que aproximadamente 20% do radônio que exala na superfície do solo consegue fluir através da laje de piso e contrapiso padrão residencial brasileiro. Vale ressaltar que o estudo considerou uma laje íntegra, sem considerar a presença de rachaduras, fissuras ou outras discontinuidades. Tais características podem contribuir

sobremaneira na concentração de radônio no ar dos ambientes, principalmente em regiões de médio a elevado potencial de radônio no ar.

Com relação às classes de solo, a estimativa do fluxo de radônio que atravessa a laje de piso de uma residência térrea localizada em uma região onde predominam os Neossolos Litólicos apresentou a menor média ( $6,0 \pm 1,1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ). Já o maior fluxo foi observado onde predominam os Latossolos Vermelhos perférricos ( $27,0 \pm 8,7 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ).

A porosidade dos pisos analisados mostrou ser um parâmetro importante nas estimativas de concentração de radônio no ar, principalmente em regiões de médio a alto potencial de radônio. Aproximadamente 2% do radônio da superfície do solo flui através do piso porcelanato, 15% atravessa o piso cerâmico considerado para o padrão normal de residência e cerca de 17% consegue fluir através do piso cerâmico utilizado no padrão baixo de construção.

O modelo de dormitório de alto padrão apresentou as menores estimativas de concentração de radônio no ar, para todos os solos. Antagonicamente, o dormitório padrão baixo apresentou as maiores estimativas de radônio no ar.

As estimativas das doses efetivas anuais atribuídas ao radônio proveniente do solo foram da ordem de  $10^{-2}$  e  $10^{-1}$  mSv. Os dormitórios de baixo padrão de construção, que utilizam piso cerâmico esmaltado PEI III com absorção de água maior que 10% e espessura de 5 mm apresentaram as maiores estimativas anuais de dose efetiva. Em contrapartida, os dormitórios que utilizam o porcelanato polido de até 0,5% de absorção de água e espessura de 11 mm apresentaram as menores doses.

### ***7.3. Potencial de radônio da RMBH***

A metodologia de classificação das regiões em função do seu potencial de radônio mostrou-se coerente com as estimativas de concentração de radônio nas residências. Regiões classificadas como “potencial alto” também indicaram ser aquelas mais propensas à altas concentrações de radônio no ar das residências. A mesma consideração

pode ser feita para as regiões classificadas como “potencial baixo”, cujas estimativas indicaram as menores concentrações no ar.

A combinação de aspectos geológicos e construtivos possibilitou estimar o radônio no ar das residências utilizando uma abordagem mais integralizada, associando aos projetos de construção as características ambientais do meio no qual esses projetos estão ou serão construídos.

Os Latossolos Vermelhos perféricos apresentaram o maior potencial de radônio bem como as maiores concentrações de radônio nos solos,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$  e Ferro total. As estimativas de taxa de exalação e fluxo de entrada de radônio nos projetos-padrão de construção brasileiros também foram significativamente mais elevados nestes solos. A mesma conclusão vale para as estimativas de concentração e dose efetiva. Em contrapartida, o menor potencial de radônio, as menores concentrações de radônio nos solos,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$  e Ferro total foram observadas nos Neossolos.

Embora alguns parâmetros utilizados sejam de referência na literatura, a utilização de um fator de solo que pondera as diferenças de densidade, porosidade e fração de emanção dos solos possibilitou uma melhor aproximação dos resultados às características pedológicas da RMBH. O fator de saturação contribuiu para um melhor entendimento do fenômeno de transporte e concentração do radônio no ar.

O desenvolvimento de uma metodologia única e conclusiva para avaliações quantitativas da migração do radônio dos solos para os ambientes interiores é bastante complexo, principalmente em virtude da quantidade de aspectos que interferem diretamente na disponibilidade, emanção, transporte, exalação e concentração do radônio. Diante desta constatação, torna-se razoável relacionar determinados parâmetros a fim de se estimar o risco potencial do radônio em ambientes interiores.

Diante das recomendações internacionais para que os países estabeleçam seus níveis nacionais de referência para o radônio, este trabalho contribui com uma base de dados para o estabelecimento de níveis brasileiros para o radônio, uma vez que permite avaliar

seu transporte e concentração considerando especialmente a geogênese do gás e seu transporte e concentração em construções tipicamente brasileiras.

## 8. SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

- a) Estudar o nível de influência dos minerais primários e secundários presentes nos solos na disponibilidade de radônio no ar;
- b) determinar as concentrações de radônio nos solos em diferentes estações do ano, a fim de observar o nível da influência sazonal nestas concentrações;
- c) caracterizar os solos em função da porosidade e teor de saturação de umidade por meio de métodos de medição *in situ*;
- d) simular em códigos computacionais a dinâmica do gás radônio em diferentes projetos de construção, taxas de ventilação e tipos de solos;
- e) determinar experimentalmente as porosidades dos pisos e analisar a exalação do radônio utilizando modelos reais de residência;
- f) realizar maior quantidade de monitorações de radônio no solo da RMBH, preferencialmente, estabelecendo uma malha de amostragem definida para uma avaliação com maior nível de informações por classes de solos e litologia; e
- g) comparar os resultados das concentrações de radônio no ar medidas experimentalmente com as concentrações calculadas utilizando, sempre que possível, parâmetros locais específicos da região de estudo.

## 9. CONTRIBUIÇÕES CIENTÍFICAS

### 9.1. *Publicações em revistas*

LARA, E.; ROCHA, Z.; PALMIERI, H.E.L.; SANTOS, T.O.; RIOS, F.J.; OLIVEIRA, A.H. Radon concentration in soil gas and its correlations with pedologies, permeabilities and Ra-226 content in the soil of the Metropolitan Region of Belo Horizonte (RMBH), Brazil. **Radiation Physics and Chemistry** (Qualis-CAPES A2), ISSN 0969-806X, 2015.

LARA, E.; ROCHA, Z.; SANTOS, T. O.; RIOS, F. J.; OLIVEIRA, A. H. Soil features and indoor radon concentration prediction: radon in soil gas, pedology, permeability and Ra-226 content. **Radiation Protection Dosimetry** (Qualis-CAPES A2), ISSN 1742-3406, 2015.

SANTOS, T.O.; ROCHA, Z.; VASCONCELOS, V.; LARA, E.G.; PALMIERI, H.E.L.; CRUZ, P.; GOUVEA, V.A.; SIQUEIRA, J.B.; OLIVEIRA, A.H. Evaluation of natural radionuclides in Brazilian underground mines. **Radiation Physics and Chemistry** (Qualis-CAPES A2), ISSN 0969-806X, 2015.

### 9.2. *Apresentações em congressos*

DUARTE, M. P.; TAVEIRA, N. F.; SANTOS, T. O.; LARA, E.; BARRETO, A. A.; SILVA, J. A. R.; ROCHA, Z. Interpretation of the natural radioactive anomalies in the central area of Belo Horizonte/Brazil. In: **International Nuclear Atlantic Conference**, Belo Horizonte, 2017.

LARA, E.; ROCHA, Z.; RIOS, F.J.; OLIVEIRA, A. H. Daily changes of radon concentration in soil gas under influence of atmospheric factors: room temperature, soil surface temperature and relative humidity. In: **International Nuclear Atlantic Conference**, São Paulo, 2015.

CARNEIRO, A. C.; MENEZES, M. A. B. C.; ROCHA, Z.; SANTOS, T. O.; LARA, E. G.; BRAGA, M. R. M. S. S.; PEREIRA, M. T. Radon diffusion in polymer vessels using CR-39 solid state nuclear track detector. In: **International Nuclear Atlantic Conference**, São Paulo, 2015.

LARA, E. G.; ROCHA, Z.; SANTOS, T. O.; RIOS, F. J.; ARAUJO, G. B. D.; OLIVEIRA, A. H. Radônio nos gases do solo: correlações com permeabilidade, concentração de atividade de Ra-226 e pedologias da RMBH - Região Metropolitana de Belo Horizonte In: **Latin American Symposium on Radon / II Symposium on Radon in Brazil**, Poços de Caldas, 2014.

LARA, E. G.; ROCHA, Z.; SANTOS, T. O.; RIOS, F. J.; OLIVEIRA, A. H. Soil features and indoor radon concentration prediction: radon in soil gas, pedology, permeability and Ra-226 content. In: **12<sup>th</sup> International Workshop GARRM** (Geological Aspects of Radon Risk Mapping), Praga, República Tcheca, 2014.

LARA, E. G.; ROCHA, Z.; SANTOS, T. O.; PALMIERI, H. E. L.; RIOS, F. J.; OLIVEIRA, A. H. Lithologies, pedologies and radon concentration in soil gas: a study on RMBH - Metropolitan Region of Belo Horizonte - Minas Gerais - Brazil In: **9<sup>th</sup> International Symposium on the Natural Radiation Environment** (NRE-IX), Hirosaki, Japão, 2014.

## REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6118:2014 - **Projeto de estruturas de concreto - Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 2014. 238p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12.721:1999 - **Avaliação de custos unitários e preparo de orçamento de construção para incorporação de edifícios em condomínio - Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 1999. 63p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12.721:2006 – **Avaliação de custos unitários de construção para incorporação imobiliária e outras disposições para condomínios e edifícios - Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 2006. 91p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.575-3:2013 – **Edificações habitacionais – Desempenho Parte 3: Requisitos para os sistemas de pisos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2013. 40p.

ADEPELUMI, A. A.; AJAYI, T. R.; AKO, B. D. Radon soil gas as a geological mapping tool: case study from basement complex of Nigeria. **Environ. Geol**, v. 48, p. 762 - 770. 2005.

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA RMBH. **Perfil RMBH**. 2009. Disponível em: <http://www.agenciarmbh.mg.gov.br/index.php/rmbh/informações-básicas.html>. Acesso em 20 de fevereiro de 2017.

ALLEONI, L.R.F.; CAMARGO, O.A. Óxidos de ferro e de alumínio e a mineralogia da fração argila deferrificada de Latossolos Ácricos. **Scientia. Agrícola**, v. 52, n. 3, p. 416 - 421, 1995.

ALMEIDA, C. D. S. **Espacialização e Quantificação de Sesquióxidos de Ferro (Goethita e Hematita) em Solos Tropicais por Meio de Sensoriamento Remoto Hiperspectral**. 2012. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.

ÅKERBLUM, G. Investigations and mapping of radon risk areas. **Geology for Environmental Planning**, v. 2, p. 96 - 106, 1987.

APPLETON, J. D. Radon: sources, health risks, and hazard mapping. **Royal Swedish Academy of Sciences**. v. 36, n. 1, p. 85 - 89, fev. 2007.

ASHER-BOLINDER, S.; OWEN, D. E.; SCHUMANN, R. 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, Florida, 1993.

ASSIS, C. M. **Avaliação da gestão integrada de resíduos sólidos urbanos em municípios da Região Metropolitana de Belo Horizonte**. 2012. (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

BAPTISTA, G. M. M. **Mapeamento e Quantificação da Relação Mineralógica Caulinita/ (Caulinita + Gibbsita) de Solos Tropicais, por meio dos Dados do Sensor Hiperspectral AVIRIS (JPL/NASA)**. 2001. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.

BELO HORIZONTE. **Lei Municipal nº 9.725**, de 15 de julho de 2009. Institui o Código de Edificações do Município de Belo Horizonte e dá outras providências. Diário Oficial do Município.

BONOTTO, D. M. **Radioatividade nas águas: da Inglaterra ao Guarani**. São Paulo: ed. UNESP, 2004.

BOSSEW, P. Classification of geological types according to the radon potential. **Proceedings of the XI International Workshop on the Geological Aspect of Radon Risk Mapping**, p. 43 - 54. Prague, 2012.

BUFFON, S. A. **Integração de dados geofísicos e geológicos na avaliação ambiental e epidemiológica de radiações naturais (radônio) no Escudo Sul-Riograndense (RS - Brasil)**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

CAMARGO, I. M. C. **Determinação da concentração de isótopos naturais de urânio e tório em amostras de água**. 1994. Dissertação (Mestrado em Ciências - Tecnologia Nuclear) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Comissão Nacional de Energia Nuclear, São Paulo.

CAMARGO, L. A. **Relações entre mineralogia da argila, suscetibilidade magnética e adsorção de fósforo em latossolos da região de Jaboticabal**. 2013. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal.

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

CARVALHO, E. T. **Geologia urbana para todos: uma visão de Belo Horizonte**. Belo Horizonte: 1999, 176 p.

CASEY, J. A.; OGBURN, E. L.; RASMUSSEN, S. G.; IRVING, J. K.; POLLAK, J.; LOCKE, P. A.; SCHWARTZ, B. S. Predictors of indoor radon concentrations in Pennsylvania, 1989 - 2013, **Environmental Health Perspectives**, v. 123, n. 11, p. 1130 - 1137, 2015.

CHEN, J.; FALCOMER, R.; BERGMAN, L.; WIERDSMA, J.; LY, J. Correlation of soil radon and permeability with indoor radon potential in Ottawa. **Radiation Protection Dosimetry**, V. 136, n. 1, p. 56 - 60, Ottawa, Canadá, jul. 2009.

CINELLI, G.; HERNANDEZ-CEBALLOS, M. A.; BOSSEW, P.; TOLLEFSEN, T.; SANCHEZ, I.; MARÍN-FERRER, M.; NISHEV, A.; BOGUCARSKIS, K.; GRUBER, V.; DE CORT, M. A method to estimate the terrestrial component of ambiente dose equivalent rate from EURDEP routine monitoring data to improve the european geogenic radon map. In: 12<sup>th</sup> International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...Prague**: 2014. p. 51 - 60.

CINELLI, G.; TONDEUR, F.; DEHANDSCHUTTER, B. Variability of indoor radon risk between and within geological units. In: 12<sup>th</sup> International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...Prague**: 2014. p. 45 - 50.

CIOTOLI, G.; VOLTAGGIO, M.; TUCCIMEI, P.; FINOIA, M. G.; SOLIGO, M.; CATALANO, G.; GERARDI, A.; LOMBARDI, S. The application of geospatial analysis for the construction of radon potential map of the Latium region based on geological variables, soil gas and indoor radon. In: 12<sup>th</sup> International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...Prague**: 2014. p. 61 - 70.

CNEN - Comissão Nacional de Energia Nuclear. **Coefficientes de dose para exposição do público**. POSIÇÃO REGULATÓRIA 3.01/011:2014.

COHEN, B. L. Health effects of radon from insulation of buildings. **Radiation Safety Journal**, v. 39 1980.

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

CURI, N.; FRANZMEIER, D.P. Toposequence of oxisols from the central plateau of Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 2, p. 341 - 346, 1984.

DA SILVA, A. A. R. **Radônio e filhos em residências da cidade de São Paulo**. 2005. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DAMKJAER, A.; KORSBECK, U. Measurement of the emanation of radon-222 from Danish soils. **The Science of the Total Environment**, v. 45, p. 343 - 350, 1985.

DEMATTE, J. A. **Caracterização e espacialização do meio físico, como base para o planejamento do uso da terra**. Universidade de São Paulo. 2014 (Apostila do curso de Manejo e Conservação do Solo)

DENMAN, A. R.; GROVES-KIRKBY, N. P.; GROVES-KIRKBY, C. J.; CROCKETT, R. G. M.; PHILLIPS, P. S.; WOOLRIDGE, A. C. Health implications of radon distribution in living rooms and bedrooms in U.K. dwellings - A case study in Northamptonshire. **Environment International**, v. 33, n. 8, p. 999 - 1011, nov. 2007.

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

EDSFELDT, C. **The radium distribution in some Swedish soils and its effect on radon emanation**. 2001. Doctoral thesis (Department of Civil and Environmental Engineering) - Royal Institute of Technology, Stockholm.

EISENBUD, M.; GESELL, T. **Environmental Radioactivity: from natural, industrial and military sources**. 4. ed. San Diego: Academic Press. Califórnia, 1997.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. rev. atual. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2013. 353 p.

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

FERREIRA, A.; DARAKTCHIEVA, Z.; APPLETON, J. D.; TURNER, P.; CAVE, M. Remapping radon potential of SW England: assessment of the differences between 2006 and 2014 radon potential maps. In: 12<sup>th</sup> International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...Prague: 2014**. p. 79 - 87.

FIANCO, A. C. B. **Concentrações de radônio nas águas subterrâneas, rochas e solos de Porto Alegre – RS**. 2011. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

FISHER, E. L.; FIELD, R. W.; SMITH, B. J.; LYNCH, C. F.; STECK, D. J.; NEUBERGER, J. S. Spatial variation of residential radon concentrations: the Iowa Radon Lung Cancer Study, **Health Phys**, v. 75, n. 5, p. 506 - 513. 1998.

FONT, L. L.; BAIXERAS, C.; JÖNSSON, G.; ENGE, W.; GHOSE, R. Application of a radon model to explain indoor radon levels in a Swedish house. **Radiation Measurements**, v. 31, p. 359 - 362, jun. 1999.

FRUTOS, B.; OLAYA, M. Study of the energy cost associated with the loss of thermal comfort due to the application of a ventilation technique implemented in a home in order to reduce radon concentration. In: 12<sup>th</sup> International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...Prague: 2014**. p. 88 - 96.

GADGIL, A. J. Models of radon entry. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 45, p. 373 - 380, 1992.

GIRODO, A. C. (Coord.). **Projeto APA Sul RMBH: estudos do meio físico, mineração**. CPRM/EMBRAPA/SEMAD, v. 2, Belo Horizonte, 2005.

GRUBER, V.; BOSSEW, P.; DE CORT, M.; TOLLEFSEN, T. The European map of the geogenic radon potential. **J. Radiol. Prot.**, v. 33, n. 1, p. 51 - 60, 2013.

\_\_\_\_\_; RINGER, W. FRIEDMANN, H. The Austrian radon maps strategies - status, approaches, perspectives and some experiences. In: 12<sup>th</sup> International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...**Prague: 2014. p. 104 - 113.

GUNDERSEN, L. C. S.; REIMER, G. M.; AGARD, S.S. Correlation between geology, radon in soil gas, and indoor radon in the Reading Prong, in Marikos, M.A., and Hansman, R.H., eds., Geologic causes of natural radionuclide anomalies: **Missouri Department of Natural Resources Special Publication**, v. 4, p. 91 - 102, 1988a.

\_\_\_\_\_; REIMER, G. M.; WIGGS, C. R.; RICE, C. A. Map showing radon potential of rocks and soils in Montgomery County, Maryland. Report: **USGS Numbered Series**, 1988b.

\_\_\_\_\_; SCHUMANN, R. Mapping the radon potential of the United States: examples from the Appalachians. **Environment International**, v. 22, p. 829 - 837, Estados Unidos, 1996.

HARB, S.; AHMED, N. K.; ELNOBI, S. Effect of grain size on the radon exhalation rate and emanation coefficient of soil, phosphate and building material samples. **Journal of Nuclear and Particle Physics**, v. 6(4), p. 80-87, 2016.

HOFFMAN; E.; STROOBANT, V. **Mass spectrometry principles and applications**. 3<sup>a</sup> ed. Wiley. 2007.

HOUK, R. S.; FASSEL, V. A.; FLESCH, G. D.; SVEC, H. J. Inductively coupled argon plasma as an ion source for mass spectrometric determination of trace elements. **Analytical Chemistry**, v. 52, n.14, p. 2.283 - 2.289, 1980.

HOSODA, M.; SHIMO, M.; SUGINO, M.; FURUKAWA, M.; FUKUSHI, M. Effect of soil moisture content on radon and thoron exhalation. **Journal of Nuclear Science and Technology**, v. 44, n° 4, p. 664 - 672, 2007.

HUBBARD, L., K.; GADSBY, D.; BOHAC et al. Radon entry into detached dwellings: house dynamics and mitigation techniques. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 24, p. 491 – 495, 1988.

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

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

IAEA - International Atomic Energy Agency. **The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition**. Technical Reports Series N° 476, Vienna, 2014.

IARC - International Agency for Research on Cancer. Man-made mineral fibres and radon. **IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans**, v. 43, Lyon, 1988.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manuais técnicos em geociências. **Manual técnico de pedologia**. n. 4, 3. ed. Rio de Janeiro. 2015, 430 p.

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas/malhas\_digitais/municipio\_2007/Malha\_Municipal\_Digital\_2007\_2500/Disseminacao\_2007/Proj\_Geografica/SAD\_69/ArcView\_Shp/2007/E2500/U F/MG/>. Acesso em 15 de novembro de 2016.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. **Protection against radon-222 at home and at work**. ICRP Publication 65. Ann. 1130, 1993.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. **Lung cancer risk from radon and progeny and statement on radon**. ICRP Publication 115. v. 40, 2010.

IELSCH, G.; CUSHING, M. E. COMBES, P. H.; CUNEY, M. Mapping of the geogenic radon potential in France to improve radon risk management: methodology and first application to region Bourgogne. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 101, p. 813 – 820, Borgonha, 2010.

JUNIOR, M. C.; BOSCHI, A. O.; MOTTA, J. F. M.; TANNO, L. C.; SINTONI, A.; COELHO, J. M.; CARIDADE, M. Panorama e Perspectivas da Indústria de Revestimentos Cerâmicos no Brasil. **Cerâmica Industrial**, v. 15, n. 3, maio/junho de 2010.

JÖNSSON, G. et al. Soil radon levels measured with SSNTD's and the soil radium content, **Radiation Measurements**, 1999.

KÄMPF, N; CURTI, N; MARQUES, J. J. **Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo**. Viçosa: SBCS, Química e Mineralogia do Solo, Parte I, 695p. 2009.

KEMSKI, J.; SIEHLB, A.; STEGEMANNB, R.; VALDIVIA-MANCHEGOB, M. Mapping the geogenic radon potential in Germany. The Science of the Total Environment, **The Science of the Total Environment**, v. 272, p. 217 - 230, Bonn, Alemanha, 2001.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Revista Geonomos**. v. 5, n. 1, jul. 1997.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurements**. 3 ed. Nova York: John Wiley, 1999.

LANDMAN, K. A. Diffusion of radon through cracks in a concrete slab. **Health Phys.**, v. 43, n. 1, p. 65 - 71, jul. 1982.

LARA, E. G. **Radônio nos gases do solo: distribuições e correlações com litologias e pedologias da RMBH - Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH**. 2013.

Dissertação (Mestrado em Ciências Técnicas e Nucleares) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

\_\_\_\_\_; ROCHA, Z.; SANTOS, T. O.; RIOS, F. J.; OLIVEIRA, A. H. Soil features and indoor radon concentration prediction: radon in soil gas, pedology, permeability and Ra-226 content. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 167, n. 1-3, p. 126 -129, 2015a.

\_\_\_\_\_; ROCHA, Z.; PALMIERI, H.E.L.; SANTOS, T.O.; RIOS, F.J.; OLIVEIRA, A.H. Radon concentration in soil gas and its correlations with pedologies, permeabilities and Ra-226 content in the soil of the Metropolitan Region of Belo Horizonte (RMBH), Brazil. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 116, p. 317 – 320, 2015b.

LETTNER, H.; ROLLE, R.; WINKLER, R.; STEINHÄUSLER, F. Rn-mitigation in a traditional Austrian farmhouse. **Radon in the living environment**, p. 19 - 23, Atenas, apr. 1999.

LUCCHETTI, C., CASTELLUCIO, M., SIMONE, G., TUCCIMEI, P. Using  $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$  versus  $^{226}\text{Ra}/^{232}\text{Th}$  activity ratio and  $\text{CO}_2$  concentration in soil gas to trace advective fluxes. In: 12<sup>th</sup> International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...Prague**: 2014. p. 140 - 149.

MAFRA, K. C. **Medidas da concentração de radônio-222 em água de poço e solo da região do Pinheirinho em Curitiba e proposta para mitigação da água**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Pós-Graduação em Engenharia Elétrica e Informática Industrial, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.

MAGALHÃES, M. H.; AMARAL, E. C.; SACHETT, I.; ROCHEDO, E. R. Radon in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements. **Journal of Environmental Radioactivity**. Vol. 67, p. 131-143, Elsevier Science B.V., 2003.

MARQUES, A. L.; GERALDO, L. P.; SANTOS, W. Níveis de radioatividade natural decorrente do radônio no complexo rochoso da Serra de São Vicente, SP. **Radiol Bras**, v. 39, n. 3, p. 215 - 218, 2006.

MATOLÍN, M.; KOUDELOVÁ, P. Radon in soil gas - investigation and data standardisation at radon reference sites, Czech Republic. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 130, n. 1, p. 52 - 55, abr. 2008.

MINDA, M.; TÓTH, G.; HORVÁTH, I.; BARNET, I.; HÁMORI, K.; TÓTH, E. Indoor radon mapping and its relation to geology in Hungary. **Environmental Geology**, v. 57, p. 601 - 609, 2009.

MONTGOMERY, D. C. **Design and Analysis of Experiments**. Tempe: Wiley. Eighth edition, 2013.

MORAES, M. A. P. V. **Detecção de radônio em solos por meio da técnica de detectores de traços nucleares de estado sólido**. 1982. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Comissão Nacional de Energia Nuclear, São Paulo.

MUELLER ASSOCIATES, Inc. **Handbook of Radon in Buildings - Detection, Safety and Control**. Washington: Brookhaven National Laboratory, 1988.

NAZAROFF, W.W., H. FEUSTEL. A.V. NERO et al. Radon transport into a detached one-storey house with a basement. *Atmos. Environ.* v. 19, p. 31 - 46, 1985.

NERO, A. V.; BERK, J. V.; BOEGEL, M. L.; HOLLOWELL, C. D.; INGERSOLL, J. G.; NAZAROFF, W. W. Radon daughter exposures in energy efficient buildings, **Meeting on the Assessment of Radon and Daughter Exposure and Related Biological Effects**, Lawrence Berkeley Laboratory, Rome, 1981.

NERO A. V. Earth, Air, Radon, and Home. **Physics Today**, p. 32 - 39, 1988.

NERO, A. V.; NAZAROFF, W. W. Characterizing the source of radon indoors. **Radiat. Prot. Dosim.**, v. 7, p. 23 - 39, 1983.

NEVES, L. F.; PEREIRA, A. C. Radioatividade natural e ordenamento do território: o contributo das Ciências da Terra. **Geonovas**, v. 18, p. 103 - 114, 2004.

NEZNAL, M., NEZNAL, M. **Proceedings of the American Association of Radon Scientists and Technologists**. International Symposium Las Vegas, September 14 - 17, 2008.

\_\_\_\_\_; MATOLÍN, I. B.; BARNET, I.; MIKSOVA, J. The new method for assessing the radon risk of building sites; **Czech Geological Survey Special Papers**, v. 16, p. 1 - 48, 2004.

OFFICIAL JOURNAL OF THE EUROPEAN UNION. **Directives – Council directive 2013/59/EURATOM** - laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation. p. L13/1 - L13/3, dec. 2013.

OLIVEIRA, D. S. **Um estudo sobre o desequilíbrio radioativo da série do urânio em amostras de solo**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências em Geofísica) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

OTTON, J. K. **The Geology of Radon**. U.S. Department of the Interior / Geological U. S. Survey, 1992. Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov>>. Acessado em: 20 set. 2017.

PAIVA, A. F. **Estatística**. Belo Horizonte: 1982. vol. 2, p. 651 - 653.

PEAKE, R. T.; SCHUMANN, R.R. Regional radon characterizations. **Field Studies of Radon in Rocks, Soils and Water**, p. 163 - 175, Florida, 1993.

PEDROTTI, A.; FERREIRA, M.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; LIMA, J. M.; CARVALHO, R. Relação entre atributos físicos, mineralogia da fração argila e formas de alumínio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 1, Viçosa, 2003.

PEREIRA, A. C.; NEVES, L. F. A geological-based methodology for creating regional geogenic radon potential maps: preliminary results in Portugal. In: 12<sup>th</sup> International

Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping Geological Aspects of Radon Risk Mapping, 2014. Prague. **Anais...Prague: 2014.** p. 174 - 180.

PÖRSTENDORFER, J. – Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air – Fifth International Symposium on the Natural Radiation Environment. **Commision of the European Communities**, 1993.

RABI, R.; OUFNI, L.; AMRANE, M. Modeling of indoor  $^{222}\text{Rn}$  distribution in ventilated room and resulting radiation doses measured in the respiratory tract. **Journal of Radiation Research and Applied Sciences**, v. 10, p. 273 - 282, 2017.

**Radon - Keeping your home safe from radon.** Departamento de Saúde de Minnesota/EUA. Disponível em [www.state.health.mn.us/radon](http://www.state.health.mn.us/radon). Acessado em janeiro de 2013.

RADON V.O.S. **Equipment for in situ permeability measurements - RADON-JOK.** Manual do fabricante, República Tcheca.

RAMOLA, R. C.; PRASAD, G.; GUSAIN, G. S. Estimation of indoor radon concentration based on radon flux from soil and groundwater. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 69, p. 1318 - 1321, 2011.

REIMER, G.M.; GUNDERSEN, L. C. S.; SZARZI, S. L.; BEEN, J. M. Reconnaissance approach to using geology and soil-gas radon concentrations for making rapid and preliminary estimates of indoor radon potential. **Field Studies of Radon in Rocks, Soil and Water**. p. 1-13, Flórida, 1993.

REVZAN, K. L; FISK, W. J. Modeling radon entry into houses with basements: the influence of structural factors. **Indoor Air**, v. 2, p. 40 - 48, 1992.

RIBEIRO, F. C. A.; LAURIA, D. C.; SOUSA, W. O.; CUNHA, F. G. Mapeamento do potencial de  $^{220}\text{Rn}$  e  $^{222}\text{Rn}$  no interior de imóveis no arquipélago de Fernando de Noronha - PE, Brasil. **Simpósio Latino-Americano sobre Radônio**, Poços de Caldas, 19 - 23 de maio, 2014.

ROCHA, Z. Estudo sobre o radônio nos gases do solo. Belo Horizonte. No prelo.

RUBIANO, J. G.; ALONSO, H.; ARNEDO, M. A.; TEJERA, A.; MARTEL, P.; GIL, J. M.; RODRIGUEZ, R.; GONZÁLEZ, J. Mapping the geogenic radon potential of the eastern Canary Islands. **Geophysical Research Abstracts**, v. 16, EGU2014-9470-1, 2014.

SAKODA, A.; NISHIYAMA, Y.; HANAMOTO, K.; ISHIMORI, Y.; YAMAMOTO, Y.; KATAOBA, T.; KAWABE, A.; YAMAOKA, K. Differences of natural radioactivity and radon emanation fraction among constituent minerals of rock or soil. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 68, p. 1180 - 1184, 2010.

SANTOS, T. O. **Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH.** 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências Técnicas e Nucleares) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

\_\_\_\_\_. **Radionuclídeos naturais em minas subterrâneas brasileiras**. 2016. Tese (Doutorado em Ciências Técnicas e Nucleares) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SANTOS, T.O.; ROCHA, Z.; DIAS, A.; MALTA, R. S. V.; OLIVEIRA, A. H. Radon origin in the Metropolitan Region of Belo Horizonte, Brazil. In: **International Nuclear Atlantic Conference**. Belo Horizonte, 2011.

SANTOS, T.O.; ROCHA, Z.; VASCONCELOS, V.; LARA, E.G.; PALMIERI, H.E.L.; CRUZ, P.; GOUVEA, V.A.; SIQUEIRA, J.B.; OLIVEIRA, A.H. Evaluation of natural radionuclides in Brazilian underground mines. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 116, p. 377 - 380, 2015.

SCHAEFER, C. E. G. R.; FABRIS, J. D.; KER, J. C. Minerals in the clay fraction of Brazilian (Oxisols): a review. **Clay Minerals**, v. 43, p. 1 -18, Londres, 2008.

SCHERY, S.D., WASIOLEK M.A., Modelling  $^{222}\text{Rn}$  flux from the Earth's surface. In:  $^{222}\text{Rn}$  and Thoron in the Human Environment, KATASE A & SHIMO M (Eds), **World Scientific**, p. 207 - 217, 1998.

SCHUBERT, M. Radon in Bodenluft und Grudwasser als natürlicher Tracer zur Beantwortung umweltrelevanter und geowissenschaft-licher Fragestellungen. **Helmholtz zentrum für umweltforschung**. 2006.

SCHUMANN, R. R. The radon emanation coefficient: an important tool for geologic radon potential estimations. International Radon Conference, p. 40 - 47, September 20 - 22, 1993.

SCHUMANN, R. R.; OWEN, D. E. Relationships between geology, equivalent uranium concentration, and radon in soil gas, Fairfax County, **U.S. Geological Survey Open-File Report**, p. 88 - 18; Virginia, 1988.

SCHUTZ, M. K.; INN, K. G. W.; LIN, Z. C.; BURNETT, W. C.; SMITH, G.; BIEGALSKI, S. R.; FILLIBEN, J. Identification of radionuclide partitioning in soils and sediments: determination of optimum conditions for the exchangeable fraction of the NIST standard sequential extraction protocol. **Appl. Radiat. Isotopes**, v. 49, p. 1289 - 1293, 1998.

SHINZATO, E.; FILHO, A. C. (Coord.). **Projeto APA Sul RMBH: estudos do meio físico, pedologia**. CPRM/EMBRAPA/SEMAD, v. 5, parte A, Belo Horizonte, 2005.

SILVA, A. B.; CARVALHO, E.T.; FANTINEL, L. M.; ROMANO, A. W.; VIANA, C. S. (Coord.) **Estudos geológicos, hidrogeológicos, geotécnicos e geoambientais integrados no município de Belo Horizonte**. Relatório final. Belo Horizonte: Convênio PBH/FUNDEP (IGC), fev. 1995.

SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Custo Unitário Básico (CUB/m<sup>2</sup>): principais aspectos**. Belo Horizonte: Sinduscon-MG, 2007. 112p.

SOUZA, R. G. V; BRITO, F. R. A. A expansão urbana da Região Metropolitana de Belo Horizonte e suas implicações para a redistribuição espacial da população: a migração dos ricos. **XV Encontro de Estudos Populacionais**, ABEP, Caxambu, set. 2006.

STEVENSON, W. J. **Estatística Aplicada à Administração**. São Paulo: Ed. Harbra, 2001.

SUN, K.; GUO, Q.; CHENG, J. The effect of some soil characteristics on soil radon concentration and radon exhalation from soil surface. **Journal of Nuclear Science and Technology**, v. 41, n. 11, p. 1.113 - 1.117, 2004.

SUNDAL, A. V.; HENRIKSEN, H.; LAURITZEN, S.; SOLDAL, O.; STRAND, T.; VALEN, V. Geological and geochemical factors affecting radon concentrations in dwellings located on permeable glacial sediments: a case study from Kinsarvik, Norway. **Environmental Geology**, v. 45, p. 843 – 858, 2004.

SWEDJEMARK, G. A. The history of radon from a Swedish perspective. **Radiat Prot Dosimetry**, v. 109, n. 4, p. 421 - 426, 2004.

SYNNOTT, H.; HANLEY, O.; FENTON, D.; COLGAN, P. A. Radon in Irish schools: the results of a national survey. **Journal of Radiological Protection**, v. 26, p. 85 - 96. 2006.

TALBOT, D. K.; APPLETON, J. D.; BALL, T. K.; STRUTT, M. H. A comparison of field and laboratory analytical methods for radon site investigation. **Journal of Geochemical Exploration**. v. 65, p. 79 - 90, Keyworth, Reino Unido. 1998.

TANNER, A. B. Radon migration in the ground: a supplementary review. **Natural Radiation Environment III**, v. 1, p. 5 - 56, Springfield, Estados Unidos, 1980.

TANNER, A. B. **Error in measuring radon in soil gas by means of passive detectors**. U. S. Geological Survey, v. 5, nº 1 - 2, p. 25 - 30, Oxford, Estados Unidos, 1991.

\_\_\_\_\_. 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, Flórida, 1993.

\_\_\_\_\_. Radon migration in the ground: a review. **Natural Radiation Environment III**, v. 3, University of Chicago Press, p. 161 - 190, Chicago, Estados Unidos, 1964.

\_\_\_\_\_. Radon migration in the ground: a supplemental review. **U. S. Geological Survey**, p. 78 - 1.050, Estados Unidos, 1978.

\_\_\_\_\_. Radon migration in the ground: a supplementary review. **Natural Radiation Environment III**, v. 1, p. 5 - 56, Springfield, Estados Unidos, 1980.

THOMAS, R. **Practical Guide to ICP-MS**. Marcel Dekker, Inc. New York, 2004.

TREMOCOLDI, W. A. Mineralogia dos silicatos e dos óxidos de ferro da fração argila de solos desenvolvidos de rochas básicas no estado de São Paulo. **Revista Biociências**, v. 9, n. 1, p. 15 - 22, 2003.

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

TWINING, J. R. (ed.) **Tropical Radioecological. Radioactivity in the environment**. San Diego: Elsevier, 2012. 351 p.

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

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, Annex B, United Nations, New York, 2000.

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

\_\_\_\_\_. **Sources and Effects of Ionization Radiation**. Vol. I – Sources, Report to General Assembly, with Scientific Annexes, Annex B, United Nations, New York, 2008.

\_\_\_\_\_. **Effects of Ionizing Radiation**. Vol. I – Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly, with Scientific Annexes, Annex E, United Nations, New York, 2006.

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

\_\_\_\_\_. **Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects**. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 1982.

VASCONCELOS, Y. Cerâmica mais sofisticada. Pesquisa FAPESP, v. 205, p. 68 - 73, março de 2013.

VERDELLOCO, S.; WALKER, D.; TURKOWSKY, P.; OSIMANI, C. Radon monitoring at the Joint Research Centre – ISPRA. **Radon in the Living Environment**, v. 081, p. 693 - 705, Atenas, Grécia, abr. 1999.

WELTNER, A.; MÄKELÄINEN, I.; ARVELA, H. Radon mapping strategy in Finland. **International Congress Series**, v. 1225, p. 63 - 69, 2002.

WHO - World Health Organization. “**Survey on radon guidelines, programmes and activities**”. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, Genebra, Suíça, 2007.

\_\_\_\_\_. **Who handbook on indoor radon a public health perspective**. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, Genebra, Suíça, 2009.

WICANDER, R.; MONROE, J. S. **Fundamentos da Geologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2011.

WILKENING, M.H.; W.E. Clements and D. Stanley. Radon-222 flux measurements in widely separated regions. *The Natural Radiation Environment II*, v. 2, p. 717 - 730, 1972.

YARAHMADI, M.; SHAHSAVANI, A; MAHMOUDIAN, M. H.; SHAMSEDINI, N.; RASTKARI, N.; KERMANI, M. Estimation of the residential radon levels and the annual effective dose in dwellings of Shiraz, Iran, in 2015. **Electronic Physician**, v. 8, p. 2497 - 2505, Iran, jun. 2016.

ZHUKOVSKY, M.; YARMOSHENKO, I.; KISELEV, S. Combination of geological data and radon survey results for radon mapping. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 112, p. 1 - 3, 2012.

**ANEXO I - RESULTADOS INDIVIDUAIS DAS DETERMINAÇÕES DE  
RADÔNIO, TORÔNIO E RADÔNIO TOTAL NOS SOLOS DA RMBH (LARA,  
2013)**

MUNICÍPIO	CLASSE DE SOLO	<sup>222</sup> Rn	<sup>220</sup> Rn	Rn Total
		(Radônio)	(Torônio)	( <sup>222</sup> Rn+ <sup>220</sup> Rn)
(kBq.m <sup>-3</sup> )				
Sabará	Latossolo Vermelho perférrico	2,4 ± 2,7	89,6 ± 4,2	92,0 ± 3,2
Sabará	Latossolo Vermelho perférrico	27,2 ± 2,0	26,1 ± 2,8	53,3 ± 2,0
Sabará	Argissolo Vermelho-Amarelo		<1	
Sabará	Latossolo Vermelho perférrico	124,4 ± 4,8	27,5 ± 5,6	151,9 ± 2,9
Sabará	Cambissolo Háplico	32,6 ± 1,6	34,6 ± 1,6	67,2 ± 2,7
Sabará	Cambissolo Háplico	16,3 ± 3,5	36,5 ± 4,3	52,8 ± 2,5
Ibirité	Argissolo Vermelho-Amarelo	55,5 ± 2,1	19,6 ± 2,7	75,1 ± 1,7
Ibirité	Argissolo Vermelho-Amarelo	25,7 ± 3,2	9,6 ± 3,6	35,3 ± 1,8
Ibirité	Latossolo Vermelho perférrico	42,8 ± 2,5	63,8 ± 3,2	106,6 ± 2,0
Ibirité	Latossolo Vermelho perférrico	94,8 ± 4,0	64,4 ± 5,8	159,1 ± 4,3
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	50,6 ± 2,1	36,7 ± 3,8	87,2 ± 3,1
Florestal	Argissolo Vermelho-Amarelo	25,7 ± 3,1	45,1 ± 4,0	70,8 ± 2,6
Florestal	Argissolo Vermelho-Amarelo	14,4 ± 3,4	60,0 ± 4,5	74,4 ± 3,0
Florestal	Argissolo Vermelho-Amarelo		< 1	
Florestal	Argissolo Vermelho-Amarelo	21,1 ± 3,4	32,9 ± 3,9	54,0 ± 2,0
Florestal	Argissolo Vermelho-Amarelo	21,5 ± 3,3	47,5 ± 4,1	69,0 ± 2,5
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	58,4 ± 2,5	22,0 ± 3,5	80,3 ± 2,5
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	8,3 ± 2,3	9,7 ± 2,6	18,0 ± 1,3
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	29,7 ± 2,9	45,7 ± 3,0	75,5 ± 1,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	32,1 ± 2,8	68,6 ± 4,4	100,7 ± 3,4
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	21,4 ± 3,3	46,2 ± 4,3	67,6 ± 2,8
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	29,4 ± 2,7	108,3 ± 3,6	137,6 ± 2,5
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	77,2 ± 3,1	20,7 ± 4,7	97,9 ± 3,6
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	54,6 ± 2,4	52,4 ± 3,4	107,0 ± 2,4
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	83,6 ± 3,6	26,8 ± 4,6	110,4 ± 3,0
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico		<1	
Nova Lima	Cambissolo Háplico	8,0 ± 1,7	11,1 ± 3,4	19,1 ± 3,0
Nova Lima	Cambissolo Háplico	10,3 ± 2,0	7,3 ± 3,4	17,6 ± 2,7
Nova Lima	Cambissolo Háplico	1,5 ± 0,8	1,8 ± 2,2	3,3 ± 2,0
Nova Lima	Cambissolo Háplico	5,6 ± 1,4	6,3 ± 1,7	11,9 ± 1,0
Nova Lima	Cambissolo Háplico	7,6 ± 1,5	0,8 ± 1,8	8,4 ± 1,0
Caeté	Argissolo Vermelho-Amarelo	3,0 ± 0,8	4,0 ± 1,5	7,0 ± 1,3
Caeté	Argissolo Vermelho-Amarelo	1,8 ± 0,7	1,7 ± 1,1	3,5 ± 0,9
Caeté	Argissolo Vermelho-Amarelo	14,6 ± 2,6	3,1 ± 3,7	17,7 ± 2,7
Caeté	Neossolo Litólico	13,0 ± 2,7	21,6 ± 3,0	34,6 ± 1,7
Caeté	Neossolo Litólico	21,0 ± 3,3	13,2 ± 4,2	34,2 ± 2,6
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	6,9 ± 3,3	181,1 ± 7,2	188,0 ± 6,4
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	17,5 ± 3,3	55,2 ± 4,1	72,7 ± 2,5
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	12,5 ± 3,1	17,0 ± 4,6	29,5 ± 3,4
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	19,3 ± 3,4	65,4 ± 4,4	84,7 ± 2,8

(Continuação)

MUNICÍPIO	CLASSE DE SOLO	$^{222}\text{Rn}$	$^{220}\text{Rn}$	$\text{Rn Total}$
		(Radônio)	(Torônio)	( $^{222}\text{Rn} + ^{220}\text{Rn}$ )
(kBq.m <sup>-3</sup> )				
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	29,0 ± 2,0	96,0 ± 4,8	125,0 ± 4,4
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	27,0 ± 3,3	14,4 ± 3,6	41,4 ± 1,5
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	53,7 ± 2,4	53,3 ± 4,4	107,0 ± 3,7
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	5,4 ± 2,3	45,4 ± 3,1	50,8 ± 2,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	15,0 ± 3,3	48,7 ± 3,9	63,8 ± 2,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	23,6 ± 3,2	67,1 ± 4,5	90,7 ± 3,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	7,2 ± 1,6	13,9 ± 3,4	21,1 ± 3,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	11,7 ± 2,8	43,4 ± 3,4	55,1 ± 2,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	26,0 ± 3,3	54,6 ± 4,3	80,7 ± 2,8
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	16,6 ± 3,4	59,6 ± 4,3	76,1 ± 2,7
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	2,4 ± 2,4	27,2 ± 2,9	29,6 ± 1,7
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo		<1	
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	28,3 ± 3,4	21,1 ± 4,1	49,4 ± 2,3
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	14,0 ± 3,2	24,2 ± 3,7	38,2 ± 2,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	6,3 ± 2,8	39,9 ± 3,5	46,2 ± 2,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	17,8 ± 3,3	42,4 ± 3,8	60,2 ± 2,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	12,0 ± 3,0	41,6 ± 3,9	53,6 ± 2,5
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	26,0 ± 3,0	50,4 ± 4,0	76,4 ± 2,8
Brumadinho	Cambissolo Háptico	2,5 ± 0,8	8,0 ± 1,0	10,5 ± 0,7
Brumadinho	Cambissolo Háptico	16,5 ± 3,3	108,8 ± 4,0	125,3 ± 2,3
Brumadinho	Cambissolo Háptico	16,5 ± 3,3	108,9 ± 4,0	125,3 ± 2,3
Brumadinho	Cambissolo Háptico	83,0 ± 4,0	168,5 ± 9,6	251,6 ± 8,8
Betim	Argissolo Vermelho-Amarelo		>1	
Rio Manso	Latossolo Vermelho	6,9 ± 1,5	9,4 ± 3,0	16,3 ± 2,6
Rio Manso	Latossolo Vermelho	11,0 ± 2,8	35,0 ± 3,8	46,0 ± 2,7
Rio Manso	Latossolo Vermelho-Amarelo	17,3 ± 3,4	70,4 ± 4,4	87,7 ± 2,9
Rio Manso	Latossolo Vermelho-Amarelo	14,0 ± 3,5	57,5 ± 4,3	71,5 ± 2,6
Itaguara	Argissolo Vermelho	18,8 ± 3,4	89,0 ± 4,4	107,8 ± 2,8
Itaguara	Argissolo Vermelho	25,0 ± 2,4	125,5 ± 3,0	150,5 ± 1,8
Itaguara	Argissolo Vermelho	57,1 ± 2,5	94,8 ± 3,5	151,9 ± 2,5
Itaguara	Argissolo Vermelho	19,1 ± 2,4	140,6 ± 4,2	159,7 ± 3,5
Itaguara	Argissolo Vermelho	21,2 ± 2,1	113,5 ± 2,9	134,7 ± 2,0
Itatiaiuçu	Latossolo Vermelho	21,4 ± 3,3	7,5 ± 3,9	28,9 ± 2,1
Itatiaiuçu	Latossolo Vermelho	17,2 ± 3,4	48,7 ± 4,1	66,0 ± 2,3
Nova União	Neossolo Litólico	19,3 ± 3,4	77,9 ± 4,6	97,2 ± 3,2
Nova União	Neossolo Litólico	8,8 ± 2,7	29,7 ± 3,5	38,6 ± 2,3
Nova União	Neossolo Litólico	5,7 ± 2,6	45,7 ± 3,2	51,4 ± 2,0
Taquaraçu de Minas	Argissolo Vermelho-Amarelo	11,4 ± 3,3	70,0 ± 4,3	81,5 ± 2,8
Jaboticatubas	Argissolo Vermelho	20,9 ± 3,5	63,4 ± 4,5	84,3 ± 2,9
Esmeraldas	Latossolo Vermelho-Amarelo	58,8 ± 2,5	65,8 ± 3,4	124,6 ± 2,4
Contagem	Latossolo Vermelho-Amarelo	5,0 ± 2,8	38,0 ± 3,5	43,0 ± 2,1
Contagem	Latossolo Vermelho-Amarelo		<1	
Contagem	Argissolo Vermelho-Amarelo		<1	

(Continuação)

MUNICÍPIO	CLASSE DE SOLO	$^{222}\text{Rn}$ (Radônio)	$^{220}\text{Rn}$ (Torônio)	$\text{Rn Total}$ ( $^{222}\text{Rn} + ^{220}\text{Rn}$ )
		(kBq.m <sup>-3</sup> )		
Sabará	Latossolo Vermelho perférrico	109,6 ± 4,9	194,7 ± 5,9	304,4 ± 3,4
Belo Horizonte	Cambissolo Háplico	7,0 ± 2,5	36,0 ± 4,0	45,0 ± 3,0
Belo Horizonte	Cambissolo Háplico	76,3 ± 3,3	62,1 ± 5,7	138,4 ± 4,7
Belo Horizonte	Cambissolo Háplico	25,0 ± 2,0	35,0 ± 4,5	60,0 ± 4,6
Belo Horizonte	Cambissolo Háplico	18,0 ± 2,0	22,0 ± 4,0	40,0 ± 3,0
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	37,0 ± 2,0	44,0 ± 4,0	81,0 ± 3,0
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	27,5 ± 3,2	47,0 ± 4,1	74,5 ± 2,6
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	93,0 ± 3,9	22,7 ± 5,8	115,5 ± 4,2
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	46,4 ± 2,2	40,0 ± 3,9	86,3 ± 3,2
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	48,8 ± 2,3	57,1 ± 4,4	105,9 ± 3,8
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	7,0 ± 3,1	84,5 ± 4,5	91,5 ± 3,3
Belo Horizonte	Latossolo Vermelho perférrico	13,7 ± 3,2	150,8 ± 6,5	164,4 ± 5,7
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	39,8 ± 2,4	33,8 ± 3,4	73,6 ± 2,3
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	77,3 ± 3,5	69,0 ± 6,2	146,3 ± 5,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	36,5 ± 2,1	103,6 ± 5,45	140,1 ± 5,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	41,0 ± 2,1	81,4 ± 4,8	122,4 ± 4,3
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	39,7 ± 2,5	25,4 ± 3,3	65,1 ± 2,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	50,7 ± 2,2	42,4 ± 3,9	50,7 ± 2,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	22,0 ± 3,3	21,3 ± 3,3	43,3 ± 4,5
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	25,0 ± 3,0	85,0 ± 5,0	120,0 ± 4,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	13,5 ± 2,7	21,5 ± 4,5	35,0 ± 3,6
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	11,0 ± 3,0	51,3 ± 3,5	62,3 ± 2,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	9,8 ± 2,9	144,6 ± 6,0	154,0 ± 5,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	67,9 ± 2,7	57,7 ± 4,9	125,5 ± 4,1
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	32,9 ± 2,7	41,0 ± 3,9	73,8 ± 2,8
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	9,7 ± 3,0	50,3 ± 3,5	60,0 ± 3,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	26,0 ± 4,0	44,0 ± 5,0	70,0 ± 3,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	4,7 ± 2,0	65,3 ± 4,0	70,0 ± 2,2
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	28,0 ± 4,0	41,0 ± 4,0	69,0 ± 2,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	6,5 ± 2,3	62,6 ± 4,0	69,0 ± 2,3
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	8,2 ± 3,0	53,0 ± 4,0	61,2 ± 2,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	39,0 ± 2,0	149,0 ± 6,4	187,4 ± 6,1
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	9,9 ± 3,2	42,3 ± 3,9	52,2 ± 2,2

*(Continuação)*

MUNICÍPIO	CLASSE DE SOLO	$^{222}\text{Rn}$	$^{220}\text{Rn}$	<b>Rn Total</b>
		(Radônio)	(Torônio)	( $^{222}\text{Rn} + ^{220}\text{Rn}$ )
(kBq.m <sup>-3</sup> )				
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	15,4 ± 2,8	16,9 ± 4,5	32,3 ± 3,5
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	14,0 ± 3,3	27,6 ± 4,3	41,6 ± 2,7
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	11,9 ± 3,2	34,4 ± 3,8	42,3 ± 2,1
Lagoa Santa	Argissolo Vermelho	12,3 ± 3,1	49,1 ± 3,6	61,4 ± 2,0
Lagoa Santa	Argissolo Vermelho	29,4 ± 3,4	43,2 ± 4,2	72,6 ± 2,4
Matozinhos	Argissolo Vermelho	26,6 ± 3,5	62,0 ± 5,0	88,4 ± 3,4
Matozinhos	Argissolo Vermelho	20,3 ± 3,2	38,8 ± 4,1	59,1 ± 2,5
Capim Branco	Argissolo Vermelho	22,4 ± 3,5	36,1 ± 4,4	58,5 ± 2,6
Jaboticatubas	Argissolo Vermelho-Amarelo	26,0 ± 3,3	54,0 ± 4,3	80,0 ± 2,7
Baldim	Argissolo Vermelho	47,3 ± 2,3	88,2 ± 5,1	135,5 ± 4,5
Baldim	Argissolo Vermelho	47,0 ± 2,0	88,0 ± 5,0	136,0 ± 5,0
Belo Horizonte	Argissolo Vermelho-Amarelo	77,3 ± 3,4	69,0 ± 6,2	146,3 ± 5,1
Jaboticatubas	Argissolo Vermelho	25,9 ± 3,3	53,9 ± 4,3	79,8 ± 2,7