



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

RADIONUCLÍDEOS NATURAIS EM MINAS
SUBTERRÂNEAS BRASILEIRAS

TALITA DE OLIVEIRA SANTOS

BELO HORIZONTE – MG
SETEMBRO – 2015

TALITA DE OLIVEIRA SANTOS

RADIONUCLÍDEOS NATURAIS EM MINAS
SUBTERRÂNEAS BRASILEIRAS

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. Arno Heeren de Oliveira

BELO HORIZONTE
SETEMBRO – 2015

S237r

Santos, Talita de Oliveira.

Radionuclídeos naturais em minas subterrâneas brasileiras
[manuscrito] / Talita de Oliveira Santos. - 2015.
143 f., enc.: il.

Orientador: Arno Heeren de Oliveira.

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

Anexos: f.133-143.

Bibliografia: f.125-132.

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

CDU: 621.039(043)



FOLHA DE APROVAÇÃO

Radionuclídeos Naturais em Minas Subterrâneas Brasileiras

TALITA DE OLIVEIRA SANTOS

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 18 de setembro de 2015, pela banca constituída pelos membros:


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


Dr. Danilo Chagas Vasconcelos
Departamento de Engenharia Nuclear - UFMG


Profa. Cláudia Pereira Bezerra Lima
Departamento de Engenharia Nuclear - UFMG


Dr. Vanderley de Vasconcelos
CDTN/CNEN


Dr. Alberto Avelar Barreto
CDTN/CNEN

Belo Horizonte, 18 de setembro de 2015.

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

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

A. Einsten e L. Infel

AGRADECIMENTOS

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

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

Ao Diego, meu amor, meu companheiro durante toda essa etapa! “Só enquanto eu respirar vou me lembrar de você”. Agradeço pela paciência, incentivo, carinho e cumplicidade;

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

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

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

À Rose, querida, pela disponibilidade de sempre, troca de experiência, carinho e amizade.

A COMAP/DRS/CNEN, coordenação do Projeto Radônio. Em especial: ao Vandir, que me recebeu com tanta atenção e carinho, gostaria de agradecer pela oportunidade, pelas sugestões, orientação, disponibilidade, dedicação e trabalho técnico; ao João, pelos cuidados, carinho, amizade e ótimos momentos durante as viagens, obrigada pela atuação técnica durante as campanhas do Projeto; e ao Dr. Paulo Cruz pela participação no Projeto, confiança e disponibilidade.

A toda equipe de geólogos e outros profissionais que executaram a fase I do Projeto Radônio

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

A todos os professores e funcionários do DEN, em especial a Cláudia e a Dora pelos ensinamentos teóricos e disponibilidade.

Ao CDTN, onde foi realizado todo o trabalho experimental. Em especial, aos Laboratório de Trítio e de Radônio. Agradeço também à Dra. Maria Ângela Menezes e ao Wagner de Souza, pelas análises de ativação neutrônica, ao Geraldo Kastner pelo apoio na instrumentação, ao Eugênio e ao Dovenir pela preparação das amostras.

À Evelise, por fazer parte do início desta caminhada. Obrigada pelo auxílio técnico e teórico durante a pesquisa e especialmente pelo apoio, incentivo, amizade e ótimos momentos.

À estagiária Gabriela pelo auxílio técnico na execução da pesquisa

Aos queridos colegas de Mestrado e Doutorado, amigos que certamente vão ficar! Especialmente a Graici, pela amizade verdadeira!

À Marília e à Marina, minhas irmazinhas de coração, pelos momentos inesquecíveis no Apê da Rua Goiás e verdadeira amizade.

Aos meus amigos de todas as partes e família! Em especial aos meus avós, a Ju, prima querida, e aos meus afilhados Francisco e Clarinha, pelos bons momentos de alegria.

À CNEN, pela bolsa de estudo e pelo suporte financeiro

RESUMO

Rochas, solos e águas possuem ^{238}U e ^{232}Th e seus produtos de decaimento. A distribuição de tais radioelementos em termos de concentração de atividade depende do tipo mineral e da origem. Dessa forma, todo processamento técnico de minerais resulta na liberação de radionuclídeos de meia-vida longa e curta, principalmente de radônio e sua progênie. Assim, é importante monitorar esse gás e seus produtos em minas subterrâneas a fim de avaliar o risco radiológico para os indivíduos ocupacionalmente expostos. Inserido nesta preocupação que é global, o presente trabalho visa à caracterização das minas subterrâneas brasileiras quanto às concentrações de radionuclídeos naturais, especialmente do radônio e da sua progênie. A concentração de radônio no ar foi determinada utilizando o monitor contínuo *AlphaGUARD* PQ2000PRO (Saphymo GmbH), os detectores de traços CR-39 (Landauer) e as Câmaras de Ionização de Eletretos E-PERM (Radelec). A progênie do radônio no ar foi determinada utilizando o detector contínuo DOSEman Pro (Sarad). O estado de equilíbrio entre o radônio e sua progênie foi determinado. Baseado nestes dados estimou-se a dose efetiva total para os mineiros. Além disso, a contribuição das principais fontes de radônio em minas subterrâneas foi avaliada. Para tanto, os seguintes detectores foram empregados: medidas da concentração de radônio nos gases do solo foram realizadas com o sistema *AlphaGUARD* (Sarad); a atividade específica de ^{226}Ra (^{214}Bi), ^{232}Th e ^{40}K foram obtidas por espectrometria gama com o detector HPGe (Canberra); e concentração de radônio em água foi medida com o detector RAD7 (DurrIDGE Inc.). A Concentração de Radônio variou de 113 a 8171 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ e a Concentração Equivalente de Equilíbrio encontra-se na faixa de 76 a 1174 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. O valor médio do fator de equilíbrio obtido foi 0,4 (0,2 – 0,7). A dose efetiva total estimada para os trabalhadores variou de 1 – 22 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (valor médio de 10 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$). Portanto, os resultados mostram a relevância de avaliar continua e permanente o comportamento do radônio e da sua progênie e de adotar medidas de segurança contra a radiação natural no ambiente de minas subterrâneas.

Palavras chaves: Radônio, progênie do radônio, detectores, dose e minas subterrâneas.

ABSTRACT

Rock, soil and water contain ^{238}U and ^{232}Th and their decay products. The distribution of these radionuclides differs in terms of activity concentration depending on the mineral type and origin. All ore processing releases long and short half-life radionuclides, mainly radon and its progeny. It is important to monitor this gas and its decay products in underground mines in order to assess the radiological hazards of the exposed workers. On this concern, the present work outlines the characterization of Brazilian underground mines with relation to natural radionuclides, specially radon and its progeny. The radon concentration was measured by using E-PERM Electrets Ion Chamber (Radelec), Alpha*GUARD* (Saphymo GmbH) and CR-39 (Landauer) track etch detectors. The radon progeny was determined by using DOSEman detector. The equilibrium state between radon and its progeny was calculated. Based on these data, the total effective dose for miners was estimated. Moreover, the contribution from the main sources to the radon level inside mines was evaluated. For this, the following detectors were used: measurements of radon concentrations in soil gas were carried out by using Alpha*GUARD* detector; ^{226}Ra (^{214}Bi), ^{232}Th e ^{40}K specific activity in ore and soil samples were determined by using gamma-ray spectrometry HPGe detector (Canberra); and radon concentration in groundwater samples was performed by using RAD7 (DurrIDGE Inc.). The radon concentration ranged from 113 to 8171 Bq.m⁻³ and the Equilibrium Equivalent Concentration varied from 76 to 1174 Bq.m⁻³. The equilibrium factor mean value was 0.4 (0.2 – 0.7). The workers estimated total effective dose ranged from 1 to 22 mSv.a⁻¹ (mean 10 mSv.a⁻¹). Therefore, results show the importance to assess continually and permanently the radon and its progeny behavior and the need to adopt safety measurements against natural radiation in underground mines environment.

Keywords: Radon, radon progeny, detectors, dose and underground mines

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Fontes de exposição à radiação e contribuição relativa de cada fonte para a dose de radiação média anual por pessoa para a população dos Estados Unidos	28
Figura 3.2 Séries de decaimento radioativo urânio, tório e actínio.	37
Figura 3.3 Diagrama esquemático dos processos de emanção do radônio.	43
Figura 3.4 Ilustração da exalação do radônio a partir de solo, de rocha e de material de construção	45
Figura 4.1 Mapa do Brasil com pontos indicando as regiões estudada.....	73
Figura 4.2 Perfil de Camadas Estratigráficas da Mina A (informações coletadas durante a campanha).....	75
Figura 4.3 Perfil de Camadas Estratigráficas da Mina B (informações coletadas durante a campanha).....	76
Figura 4.4 Perfil de Camada Estratigráfica da Mina C (informações coletadas durante a campanha).....	76
Figura 4.5 Perfil de Camada Estratigráfica da Mina D (informações coletadas durante a campanha).....	77
Figura 4.6 Perfil de Camada Estratigráfica da Mineração E (informações coletadas durante a campanha).....	78
Figura 4.7 Perfil de Camada Estratigráfica da Mina F (informações coletadas durante as campanhas).....	79
Figura 4.8 Câmara de ionização E-PERM.....	81
Figura 4.9 Instalação das câmaras de ionização E-PERM em minas subterrâneas – Mina F.....	82

Figura 4.10 Câmaras de ionização E-PERM instaladas em minas subterrâneas – Mina F	82
Figura 4.11 Câmara de difusão e detector CR-39	86
Figura 4.12 Exemplo de uma imagem adquirida com o software LAS V3.8.....	86
Figura 4.13 O Alpha <i>GUARD</i>	88
Figura 4.14 O DOSE <i>man</i>	89
Figura 4.15 Determinação do Fator de Equilíbrio – Mina F	89
Figura 4.16 Determinação do Fator de Equilíbrio – Mina C.....	90
Figura 4.17 Posicionamento da Haste de Metal no Solo, a uma Profundidade de 70 cm Mina E.	91
Figura 4.18 Medida de Radônio em Solo – Mina E	91
Figura 4.19– Medida de Radônio em Água - Mina E	93
Figura 4.20– Medida de Radônio em Água - Mina B	93
Figura 4.21 Coleta de Água – Mina F	94
Figura 4.22 Coleta de Amostra de Solo – Mina F.....	95
Figura 4.23 Eficiência (%) em função da energia do fotopico.....	99
Figura 4.24 Medida da Taxa de Exposição Gama – Mina F	101
Figura 5.1 Dose Efetiva Total para as minas pesquisadas.....	107
Figura 5.2 Exemplo de monitoração contínua do radônio e sua progênie na mina A em operação. As setas demonstram o efeito da detonação na concentração de radônio no interior da mina.....	108

Figura 5.3 Concentração média de ^{222}Rn em água coletada nos aquíferos das minas estudadas. Entre parêntese o intervalo medido e n = número de medidas.	110
Figura 5.4 Comparação entre as concentrações de atividades obtidas e valor médio para ^{226}Ra	111
Figura 5.5 Comparação entre as concentrações de atividades obtidas e valore médio para ^{232}Th	111
Figura 5.6 Comparação entre as concentrações de atividades obtidas e valor médio para ^{40}K	112
Figura 5.7 Mina C: comparação entre as concentrações de atividades obtidas e o valor médio mundial em solos para ^{226}Ra	113
Figura 5.8 Mina D: comparação entre as concentrações de atividades obtidas e o valor médio mundial em solos para ^{226}Ra	114
Figura 5.9 Mina E: comparação entre as concentrações de atividades obtidas e o valor médio mundial em solos para ^{226}Ra	115
Figura 5.10 Concentração de ^{222}Rn e ^{220}Rn nos gases do solo das minerações visitadas	116
Figura 5.11 Mina A: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra	117
Figura 5.12 Minas B: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra	118
Figura 5.13 Mina C: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra	118
Figura 5.14 Mina D: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra	119
Figura 5.15 Mina E: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra	119
Figura 5.16 Mina F: correlação entre as atividades de ^{238}U e ^{226}Ra	120

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Escalas e médias da concentração de ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U em solos e rochas típicos	31
Tabela 3.2– Abundância média de urânio nas rochas terrestres.....	33
Tabela 3.3 Teor de urânio em minerais de rochas ígneas.....	34
Tabela 3.4 Teor de urânio em sedimentos e rochas sedimentares.....	35
Tabela 3.5 Propriedades do radônio e seus descendentes.	40
Tabela 3.6 Propriedades físico-químicas do radônio.....	41
Tabela 3.7 Situações onde as doses provenientes do radônio são significativas.....	48
Tabela 3.8 Distribuição da concentração de radônio em minas subterrâneas em alguns países	50
Tabela 3.9 Energia alfa potencial para os descendentes do radônio	52
Tabela 3.10 Várias formas e fontes de radiação que são carcinógenos humanos (Grupo 1) e prováveis carcinógenos humanos (Grupo 2A).	60
Tabela 3.11– Principais equipamentos de radônio e suas características.....	65
Tabela 3.12– Método e equipamentos para medidas de radônio em residências.	66
Tabela 4.1 Informações Técnicas das Minas Visitadas.....	73
Tabela 4.2 Data da campanhas, quantidade e descrição dos pontos selecionados para monitoração	74
Tabela 4.3 Radionuclídeos analisados e metodologia utilizada	80
Tabela 4.4 Configuração das câmaras de eletretos.....	81

Tabela 4.5 Concentração mínima mensurável para o método: câmara de ionização de eletretos.....	85
Tabela 4.6 Composição química e densidade das quarto amostras.....	97
Tabela 4.7 Energia gama e probabilidade de emissões dos radionuclídeos de referência (^{133}Ba , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{155}Eu).....	98
Tabela 4.8 Fatores de correção para os radionuclídeos de referência (^{133}Ba , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{155}Eu)	100
Tabela 5.1 Concentrações de radônio (média, máxima e mínima) obtidas com os detectores E-PERM (medidas de curto-prazo) para cada mina.....	103
Tabela 5.2 Concentrações de radônio (média, máxima e mínima) obtidas com os detectores CR-39 (medidas de longo-prazo) para cada mina	103
Tabela 5.3 –Velocidade do ar (anemômetro), Concentração de radônio, Concentração Equivalente de Equilíbrio (Doseman) e Dose Efetiva Total em Minas Subterrâneas Brasileiras.	105

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CDTN – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear

CMM – Concentração Mínima Mensurável

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear

COMAP – Coordenação de Matérias Primas e Minerais da DRS/CNEN

DIFOR – Distrito de Fortaleza

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral

DRS – Diretoria de Radioproteção e Segurança da CNEN

EEC – Equilibrium Equivalent Concentration

E-PERM – Electret Passive Environmental Radon Monitor

ESPOA – Escritório de Porto Alegre da DRS/CNEN

IAEA – International Atomic Energy Agency

ICRP – International Commission on Radiological Protection

IEN – Instituto de Engenharia Nuclear

IRD - Instituto de Radioproteção e Dosimetria

LAPOC – Laboratório de Poços de Caldas

LRN – Laboratório de Radioatividade Natural

LT – Long-Term Electrets

NIRS – National Institute of Radiological Science

NIST – National Institute of Standards and Technology

PAEC - Potential Alpha Energy Concentration

PNI – Programa Internacional de Intercomparação

SSNTD - Solid State Nuclear Detector

ST – Short-Term Electrets

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

USEPA – United States Environmental Protection Agency

WL – Working Level

WLM – Working Level Month

WHO - World Health Organization

LISTA DE SÍMBOLOS

C_{Ra} - concentração de rádio

f - fator de emanação

ρ_s - densidade dos grãos nos solos/rochas

ε - porosidade total

m - fração dos poros que a água ocupa

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

λ_{Rn} - constante de decaimento do radônio

L - comprimento de difusão

D_c - coeficiente de difusão efetivo ou intersticial para o solo.

ε_p - energia alfa potencial

λ_T - constante de decaimento

C_p - Concentração da Energia Alfa Potencial

C_{Rn} - concentração de radônio

F - fator de equilíbrio

T - tempo de permanência em locais de trabalho

k - fator de conversão

CF - fator de calibração

A - atividade

C-número de contagens

E - eficiência

γ - probabilidade de emissão de radiação gama para a determinada energia,

m - massa da amostra

C_i - fator de correção

t - tempo de contagem em segundos

B - *background* para o radionuclídeo de interesse

σ - é o fator estatístico igual a 1,645 (nível de confiança de 95%)

E_o - eficiência de contagem na densidade da água (referência)

E_R - eficiência de contagem real em diferentes densidades

LD – limite de detecção

VI – Voltagem inicial

VF – Voltagem final

D – período de exposição em unidade de dias

A e B – constantes de calibração do sistema E-PERM

G - constante de conversão gama do sistema E-PERM

E1- erro das imperfeições dos componentes do sistema

E2 – erro da diferença entre duas leituras VI e VF

E3 – incerteza relacionada ao *background* gama

$t_{1/2}$ – tempo de meia-vida

-dE/dx - perda de energia específica pela partícula carregada nos detectores de traço

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	22
2. OBJETIVOS	26
2.1. Objetivo Geral	26
2.2. Objetivos Específicos.....	26
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1. Radioatividade Ambiental	27
3.1.1. Urânio	31
3.1.2 Tório	38
3.2. Radônio.....	39
3.2.1 Geração e mobilização do radônio	41
3.2.2 O problema do radônio em minas subterrâneas.....	46
3.2.3 Progênie do ²²² Rn	51
3.2.4 Dose Efetiva Anual.....	54
3.2.5 Efeitos Biológicos	57
3.3 Detectores	60
3.3.1 Técnicas de Medidas de Radônio	64
3.3.1.1 Detectores Nucleares de Traços (Alpha-track Detectors)	66
3.3.1.2 Detectores de Carvão Ativo.....	67
3.3.1.3 Câmaras de Ionização de Eletretos	67
3.3.1.4 Monitores Contínuos	68
3.3.1.5 Equipamentos de medida dos produtos de decaimento do radônio.....	69
3.3.2 Técnicas de Determinação de Radionuclídeos Naturais.....	69
3.3.2.1 Espectrometria Gama.....	69
3.3.2.2 Ativação Neutrônica	70
4 MATERIAIS E MÉTODOS	72

4.1 Minas visitadas.....	72
4.2 Geologia das minas visitadas	75
4.2.1 Mina A.....	75
4.2.2 Mina B.....	75
4.2.3 Mina C.....	76
4.2.4 Mina D.....	77
4.2.5 Mina E.....	77
4.2.6 Mina F.....	78
4.3 Procedimentos Experimentais	79
4.3.1 Radônio no ar: Câmara de Ionização E-PERM.....	80
4.3.2 Radônio no ar: CR-39.....	85
4.3.3 Fator de Equilíbrio: Alpha <i>GUARD</i> e Doseman	87
4.3.4 Radônio no solo: Alpha <i>GUARD</i>	90
4.3.5 Radônio em água: RAD7.....	92
4.3.6 Espectrometria Gama	94
4.3.7 Ativação Neutrônica.....	100
4.3.8 Medidas Complementares	101
5 RESULTADOS.....	102
5.1 Resultados obtidos na fase II do projeto	102
5.1.1 Concentração de radônio em minas subterrâneas (medidas de curto e longo prazo) 102	
5.1.2 Considerações sobre as principais fontes de radônio em minas subterrâneas brasileiras.....	108
5.1.3 Considerações pertinentes sobre o equilíbrio radioativo entre ^{238}U e ^{226}Ra nas amostras.....	116
6 CONCLUSÕES.....	121

7	TRABALHOS FUTUROS.....	124
8	REFERÊNCIAS	125

1. INTRODUÇÃO

Urânio e tório encontram-se retidos nos principais minerais formadores de rocha, incorporados nos minerais secundários e acessórios ou em altas concentrações formando seus próprios minerais (BONOTTO & SILVEIRA, 2006). Em solos, a distribuição desses radionuclídeos depende do conteúdo das rochas que os originaram e dos processos através dos quais eles foram concentrados. Dessa forma, áreas com níveis de radiação elevados podem ser encontradas no mundo devido às condições geológicas locais e efeitos geoquímicos (KUMAR *et al.*, 2008).

Sendo assim, todo processamento técnico subterrâneo de minerais resulta na liberação de radionuclídeos de meia-vida longa e curta provenientes das series naturais do urânio e do tório (OTHMAN *et al.*, 1992). No Brasil, as concentrações de urânio e tório associados a vários minerais são relativamente elevadas e podem contribuir para a exposição ocupacional de profissionais que atuam em minas subterrâneas a níveis acima dos limites estabelecidos e recomendados na legislação internacional vigente (CNEN, 2013). Mineiros são expostos externamente à radiação gama e beta e internamente aos radionuclídeos presentes nos aerossóis (FATHABADI *et. al.*, 2006). Em contrapartida, a principal fonte de exposição à radiação natural em minas subterrâneas é decorrente do radônio e sua progênie (BALDIK *et al.*, 2006; ICRP, 1986).

O radônio é produzido pelo decaimento do rádio presente no corpo mineral e por recuo emana da matriz sólida dos materiais para os interstícios entre grãos ou para os planos de fraturas das rochas (SANTOS, 2008). Sendo assim, durante a abertura de minas subterrâneas, o radônio é transportado, por difusão e por convecção, das rochas para o interior das galerias através da circulação de ar e de águas. A importância de cada processo de transferência relaciona-se com as fraturas tectônicas e geológicas da formação e do comportamento hidrogeológico do aquífero nas operações de mineração (ICRP, 1986). As concentrações altas de radônio na atmosfera de uma mina provêm da exalação de tal gás das frentes de trabalho mineralizadas e de todas as paredes dos túneis (CILE *et. al.*, 2010).

O ambiente de minas subterrâneas é complexo e variado. O radônio, depois de exalado, migra ao longo das correntes de ventilação e forma seus produtos de decaimento de meia-vida curta: ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po (ICRP, 1986). Estes tendem a aderir às partículas de aerossóis ou às superfícies sólidas ou permanecem existindo como íons livres ou pequenos aglomerados moleculares.

A dose correspondente ao radônio é atribuída a sua progênie que quando inalada deposita-se no pulmão, especialmente no trato respiratório superior, e irradia o tecido pulmonar ao decair. Estudos epidemiológicos revelam uma forte correlação entre câncer de pulmão e exposição ao radônio. Atualmente, a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer classifica o radônio como um carcinógeno de classe I (WHO, 2003).

Na avaliação de dose, em geral, mede-se a concentração de radônio e assume-se um Fator de Equilíbrio (F) entre a progênie do radônio e o radônio tipicamente igual a 0,4 e 0,5. Entretanto, na realidade, as concentrações de radônio e sua progênie variam significativamente com o tempo e o espaço (YU *et al*, 2008). Alguns fatores contribuem para a variabilidade da concentração desses radionuclídeos, são eles: a formação geológica, o teor de urânio, tório e rádio, a taxa de exalação de radônio devido às diferenças de pressão (induzidas naturalmente e mecanicamente), o grau de diluição, a porosidade, a umidade, o tipo de mina, a idade do ar dentro da mina e as condições de trabalho, particularmente o grau de ventilação (BALDIK *et al*, 2006; CILE *et al*, 2010; FATHABADI *et al*, 2006; ICRP, 1986). Contudo, a adoção de um valor para F pode não refletir as condições reais de uma mina (YU *et al*, 2008). Esse problema pode ser resolvido através de determinações experimentais de tal fator.

Dado a relevância do assunto, a Coordenação de Matérias Primas e Minerais – COMAP/CNEN criou o projeto de pesquisa intitulado “Projeto Radônio” com o objetivo de realizar um levantamento das concentrações de radônio em diversas minas subterrâneas no país e propor medidas de segurança e proteção radiológica a serem adotadas pelas minerações e indústrias brasileiras de beneficiamento de minérios de modo a minimizar a exposição de profissionais mineiros à radiação ionizante (CNEN, 2010). Esse projeto foi inicialmente coordenado e supervisionado pelo geólogo Mário

Oswaldo Fraenkel, que após seu falecimento, foi continuado sob a coordenação do biofísico Vandir de Azevedo Gouvea. Diante da proporção, o projeto envolveu a participação de outras unidades da CNEN e universidades, são elas: o Laboratório de Poços de Caldas LAPOC/CNEN, o Instituto de Engenharia Nuclear, o IEN/CNEN, o Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear CDTN/CNEN em cooperação com o Departamento de Engenharia Nuclear da Universidade Federal de Minas Gerais, o Distrito de Fortaleza DIFOR/CNEN, o Centro Regional de Ciências Nucleares CRCN/CNEN e o Escritório de Porto Alegre ESPOA/CNEN, em cooperação com o Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul UFRGS. Esses parceiros contribuíram com atividades de campo, análises laboratoriais, infraestrutura instrumental para campo e laboratório, além de apoio logístico e técnico na área de geologia e discussão acadêmica (CNEN, 2013).

Tal projeto de pesquisa foi realizado no período de 2004 a 2012 e foi composto por duas fases: fase I e fase II. Na fase, I realizou-se um levantamento *screening* da concentração de radônio em 47 instalações brasileiras, sendo três delas garimpos em regime de cooperativa. As minas e garimpos estudados foram identificados por meio de uma listagem do Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM que abrangia na época, aproximadamente, 50 instalações minerais de lavra subterrânea. Cabe destacar que tal cenário foi quase totalmente executado (CNEN, 2010). Na fase II, por sua vez, estudou-se o comportamento do radônio e da sua progênie nas minas que apresentaram teores de radônio acima do limite de $1000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$, nível de referência da ICRP adotado na fase I. No universo apresentado na fase I, 13 minas subterrâneas foram selecionadas. Dentre essas, 7 foram exauridas, 3 foram visitas em 2011 e 3 foram visitadas em 2012.

Sabe que até a realização desse projeto radônio, exceção feita ao trabalho realizado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria IRD/CNEN na mina de carvão de Cambuí em Figueira, Paraná (Veiga *et. al*, 2004 *apud* CNEN, 2010), desconhecia-se qualquer levantamento efetuado para avaliação das concentrações de radônio, com vistas à radioproteção, nas minas subterrâneas brasileiras. Segundo esse estudo, a presença de urânio nos sedimentos e ausência ou deficiência de ventilação propiciou elevados níveis de radônio nos ambientes subterrâneos (CNEN, 2010).

Neste contexto, o intuito deste trabalho é determinar as concentrações de radônio e da sua progênie, calcular o fator de equilíbrio, estimar a dose dos trabalhadores e estudar a origem do radônio em minas subterrâneas no Brasil. Cabe ressaltar que trata-se de um trabalho financiado pela CNEN no âmbito do projeto radônio, fase II. Dessa forma, os dados experimentais, recomendações e conclusões deste trabalho acadêmico em nível de doutorado serão utilizados na limitação da exposição ocupacional dos trabalhadores, no fornecimento de informações e parâmetros para regulamentação e elaboração de programas de inspeções regulatórias e, futuramente, de norma brasileira para o caso do radônio em minas subterrâneas conforme preconizado pelo Projeto Radônio.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar os teores de radionuclídeos naturais presentes nos materiais geológicos de diferentes tipos de minas subterrâneas brasileiras.

2.2. Objetivos Específicos

- Determinar a concentração de radônio e da sua progênie. (Medidas de longo e curto prazo);
- Determinar o fator de equilíbrio, razão entre a Concentração Equilíbrio Equivalente (EEC) e a concentração de radônio;
- Estimar doses de radiação para os trabalhadores.
- Estudar a origem do radônio em minas subterrâneas brasileiras
- Contribuir para a elaboração de protocolos de medição, para a definição de parâmetros e para propostas de regulamentação que serão utilizados no “Programa de inspeções regulatórias em minas subterrâneas brasileiras, relativas ao risco de exposição ao radônio”.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Radioatividade Ambiental

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

As fontes antropogênicas de radiação correspondem aos equipamentos elétricos como os aceleradores de partículas utilizados na radioterapia e na indústria e os tubos de raios X empregados no diagnóstico médico convencional, na mamografia, na tomografia e na radiografia industrial. Além dessas, tem-se as fontes artificiais empregadas na indústria (irradiadores gama e os medidores nucleares), na medicina (terapia e diagnóstico, nas seguintes áreas: medicina nuclear e radioterapia) e na pesquisa (geologia, arqueologia, agricultura, medicina, etc). Ainda nesse contexto, enquadram-se também as exposições ocupacionais e os radionuclídeos gerados pela atividade humana e liberados para o meio ambiente devido à produção de fertilizantes, à combustão de combustíveis fósseis, à produção e testes de armas atômicas (principalmente no período de 1940 a 1970), à operação de centrais nucleares e aos acidentes (como de Chernobyl, Goiânia, Fukushima, por exemplo).

Os radionuclídeos, provenientes dos testes de armas nucleares, da operação de centrais nucleares e dos acidentes, constituem produtos de ativação neutrônica ou da fissão de núcleos de urânio e plutônio: ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{239}Pu , ^3H , por exemplo. Nos anos 50 e 60, testes nucleares injetaram grandes quantidades de tais materiais radioativos na estratosfera que se distribuíram para todo o mundo, predominantemente para o hemisfério norte. Assim, os níveis de radioatividade foram alterados e criaram-se regiões com elevado background de radioatividade artificial (BALONOV, 2008). Atualmente, as atividades nucleares são estritamente controladas e, por isso, resultam em liberações radioativas mínimas para a atmosfera. Sabe-se que, dentre as fontes antropogênicas, a que mais contribui à exposição humana são as aplicações médicas, na qual o radiodiagnóstico é o responsável pela maior dose (EPA, 2015).

As fontes naturais de radiação, por sua vez, provêm dos raios cósmicos e dos radionuclídeos naturais originados na crosta terrestre, que distribuem-se nos diversos sistemas geológicos. A radioatividade natural varia estreitamente entre as regiões. Em contrapartida, áreas com níveis de radiação elevada são encontradas no mundo decorrente de diversos fatores como: altitude (a radiação cósmica aumenta com a altitude), o conteúdo dos solos (concentração maior do gás radônio) e a geologia local (presença de urânio e outros minerais radiativos) (UNSCEAR, 2000)

A contribuição relativa de cada fonte para a dose de radiação média anual por pessoa para a população dos Estados Unidos pode ser vista na Figura 3.1. Segundo essa referência, a dose de radiação anual média por pessoa proveniente de tais fontes é de 6,2 mSv. Observa-se que um dos maiores componentes para a dose anual é a radioatividade natural (EPA, 2015; Turner, 1995). Essa tem sido uma preocupação cada vez mais intensa em diversos órgãos de saúde oficiais (WHO, 2009). Diante da relevância, a seguir são descritas as fontes de radioatividade natural externa (raios cósmicos e radiação terrestres) e interna (radionuclídeos incorporados, principalmente o gás radônio).

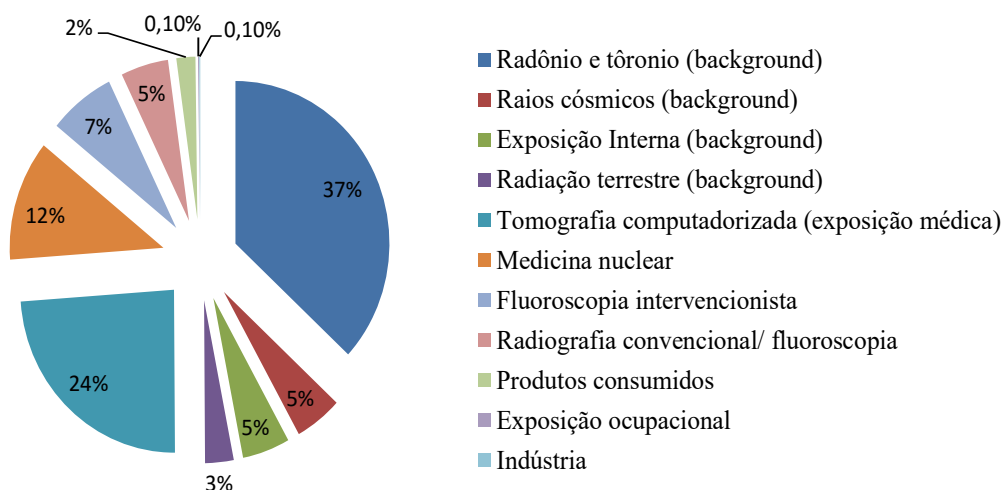


Figura 3.1 Fontes de exposição à radiação e contribuição relativa de cada fonte para a dose de radiação média anual por pessoa para a população dos Estados Unidos
 Fonte: NCRP Report No. 160, 2009 *apud* EPA, 2015.

Os raios cósmicos são classificados em primários e secundários. Os raios cósmicos primários são radiações de alta energia procedentes do espaço exterior que penetra a

atmosfera terrestre. Nessa categoria temos os raios cósmicos galácticos e os raios cósmicos solares. Os raios cósmicos galácticos primários consistem, principalmente, de prótons de alta energia (cerca de 88%), partículas alfa (cerca de 11%) e núcleos atômicos mais pesados (cerca 1%) (BONOTTO, 2004; UNSCEAR, 2000). O espectro de energia de tais partículas varia de 10^8 a 10^{20} eV, o que lhes conferem alto poder de penetração. Outro componente dos raios cósmicos primários são os raios cósmicos solares. Eles são formados de partículas geradas perto da superfície do sol por perturbações magnéticas. Tais partículas são, principalmente, prótons de energia abaixo de 100 MeV e raros acima de 10 GeV, sendo responsáveis por uma taxa de dose significativa somente em altas altitudes. Os raios cósmicos secundários ocorrem quando os raios cósmicos primários sofrem variadas e complexas interações com os elementos que formam parte da atmosfera (nitrogênio, oxigênio e argônio). Nesta situação, são formados de diversas partículas prótons, nêutrons, píons, múons, kaons, mésons, etc, que originam novas radiações (fótons, elétrons, pósitrons, etc) em decorrência da instabilidade e outras interações (UNSCEAR, 2000).

Segundo Eisenbud & Gessel (1997), os radionuclídeos naturais podem ser classificados em três categorias de acordo com sua origem: cosmogênicos, primordiais e secundários. As interações dos raios cósmicos com núcleos estáveis da atmosfera, citada acima, geram, além dos raios cósmicos secundários, radionuclídeos conhecidos como cosmogênicos. Em geral, decaem emitindo beta de pequena energia ou por captura eletrônica e têm meia-vida curta. Dentre os radionuclídeos cosmogênicos, destacam-se o ^3H , ^7Be , ^{14}C e o ^{22}Na . O ^3H ($^3\text{H}_2\text{O}$), ^{14}C ($^{14}\text{CO}_2$) e o ^{22}Na fazem parte do metabolismo do corpo humano e, por isso, são incorporados, provocando alguma dose. Normalmente, os radionuclídeos cosmogênicos, contribuem de maneira insignificante para a dose, sendo extensivamente utilizados como traçadores em hidrologia, sobretudo para datação de águas subterrâneas. Nota-se que a concentração de alguns radionuclídeos cosmogênicos como o ^3H , ^{14}C , ^{22}Na e ^{37}Ar foi aumentada como consequência dos testes e produção de bombas atômicas (UNSCEAR, 2000).

Os radionuclídeos primordiais estão presentes na Terra desde sua formação há cerca de 4.500 milhões de anos. Nesse contexto, inserem-se apenas aqueles que possuem

isótopos radioativos cuja meia-vida é suficientemente longa para permitir que a atividade permaneça existindo nos dias de hoje (BONOTTO, 2004). Notadamente, muitos outros isótopos radioativos foram formados junto com a matéria que constitui o universo atualmente. Entretanto, nos dias de hoje, eles não são mais detectados (tempo de meia-vida menor que 10^8 anos) visto que já decaíram. Os elementos primordiais podem ocorrer singularmente como o ^{40}K (potássio) e o ^{87}Rb (rubídio) – os mais importantes do ponto de vista dosimétrico e ambiental – ou encabeçando uma das três séries radioativas naturais: a do urânio (^{238}U), do actínio (^{235}U) e do tório (^{232}Th). Cabe destacar a existência de uma quarta série radioativa, a série do netúnio-237 (^{237}Np) cujo tempo de meia-vida é de $2,14 \times 10^6$ anos, muito curto na escala geológica e, por isso, não mais observado na natureza, assim como outros membros de meia-vida curta. Acredita-se que o pai dessa série era plutônio-241 (^{241}Pu) que apresentava tempo de meia-vida de apenas 14 anos. Somente o bismuto-209 (^{209}Bi) (tempo de meia-vida de 2×10^{18} anos) continua sendo encontrado. Atualmente, o ^{237}Np e outros transurânicos como o amerício e o plutônio são produzidos artificialmente (EISENBUD & GESSEL, 1997). As séries radioativas coexistentes serão tratadas na seção seguinte.

Eisenbud & Gessel (1997) apresentam as atividades específicas médias estimadas de ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th para as rochas e solos típicos, mostradas na Tabela 3.1. Segundo Kumar *et. al* (2008), a distribuição de tais radioelementos nos solos depende do conteúdo radioativo das rochas que os originaram (processos geológicos) e de causas geoquímicas. O urânio, o tório e o potássio são litófilos e se concentram preferencialmente nas rochas ígneas ácidas, entre as quais se encontram o granito, e não nas básicas e ultrabásicas. As rochas sedimentares, em geral, contêm níveis baixos de radioatividade. Entretanto, existem algumas exceções como os arenitos e as rochas fosfáticas que têm relativamente altas concentrações de radionuclídeos naturais.

Em relação ao impacto radiológico, os mais importantes desses elementos naturais são o urânio e o tório e seus produtos de decaimento também chamados de radionuclídeos secundários, destacando os isótopos do radônio. Os seres vivos entram em contato com tais radionuclídeos por meio da irradiação, da ingestão e da inalação. Os decaimentos de urânio e tório são complexos e ocorrem ao longo de cadeias de desintegração. Nas

seções seguintes serão abordadas as características químicas e nucleares destes dois elementos, além das cadeias radioativas que são originadas por seus decaimentos.

Tabela 3.1 Escalas e médias da concentração de ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U em solos e rochas típicos

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

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

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

^c Média e mediana, respectivamente

Fonte: Adaptada Eisenbud e Gessel (1997)

3.1.1. Urânio

O urânio natural consiste, basicamente, de três isótopos, ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U , com abundâncias isotópicas de 99,274%, 0,720% e 0,0057%, respectivamente.

Segundo Gabelman (1977) *apud* Bonotto & Silveira (2006), com relação ao material primordial, o urânio está enriquecido cerca de 230 vezes na crosta e três vezes no manto superior e está empobrecido três vezes no manto inferior e 25 vezes no núcleo terrestre. Apresenta um caráter litófilo e, por isso, migrar para a crosta com outros silicatos leves, ao invés de se dirigir para o núcleo, sob a ação da gravidade. O autor ainda alega que esse

comportamento anômalo se deve ao grande raio iônico, à tendência de volatilizar ou formar combinações voláteis a temperaturas inferiores se comparadas às temperaturas de outros metais do núcleo e à forte tendência de combinar-se com o flúor, oxigênio e cloro.

Sendo assim, o urânio ocorre naturalmente na crosta terrestre em concentrações na faixa de 0,008 a 8,2 ppm. É encontrado em rochas e minérios, areia monazítica, águas salgadas e doces. Nas águas, está presente em concentrações em torno de 0,01 a 500 ppb, eventualmente, 1 ppm. Pode estar na forma dissolvida, adsorvida ou absorvida. Seu transporte e mobilidade dependem de quatro fatores principais: potencial de oxirredução, pH, agentes complexantes e materiais adsorventes presentes na água. (CAMARGO, 1994).

Gabelman (1977) *apud* Bonotto & Silveira (2006) demonstra o teor de urânio em rochas que representam às várias camadas da crosta terrestre (Tabela 3.2). Nota-se nesta Tabela que concentrações maiores de urânio foram obtidas em direção à superfície. Além da profundidade, outras características influenciam os valores de urânio na crosta terrestre como as condições de cristalização do magma, a intensidade dos fenômenos tardimagmáticos (metassomáticos e hidrotermais), a existência de rochas hospedeiras permeáveis e/ou condições de percolação de fluidos, a estrutura favorável do arcabouço tectônico e condições físico-químicas favoráveis, associadas aos processos de interperismo.

O urânio encontra-se retido nos minerais principais formadores de rocha, incorporado nos minerais secundários e acessórios ou em altas concentrações formando seus próprios minerais. Alguns compostos de urânio são: óxidos, oxihidróxidos, óxidos complexos, carbonatos, sulfatos, fosfatos, arseniados, vanadatos e silicatos. Os minerais de U somam mais de 200 espécies, nos quais o urânio pode possuir vários estados de valência 2^+ , 3^+ , 4^+ , 5^+ e 6^+ . Entretanto, dividem-se em dois grupos principais: os minerais do grupo reduzido, com U^{4+} , e os minerais do grupo oxidado, com uranila (UO_2^{2+}), onde tem-se U^{6+} . Sabe-se que o U^{4+} é muito estável e muito insolúvel e tende a existir como mineral uraninita (UO_2), o qual não sofre lixiviação por soluções aquosas à temperatura ambiente. Em contrapartida, o U^{4+} em ambientes superficiais terrestres, sofre oxidação, passando a U^{6+} , que é muito lixiviável, por águas carbonatadas e águas

sulfúricas, por exemplo. Além disso, na forma de íon uranila (UO_2^{2+}), é facilmente complexado não só com carbonato, mas também hidróxido, fosfato e fluoreto. Isso aumenta significativamente a solubilidade de minerais de U e a mobilidade de U em águas de superfície e subterrâneas (BOUDON *et al*, 2003).

Tabela 3.2– Abundância média de urânio nas rochas terrestres

Rocha	U (ppm)	Profundidade (km)	Camada terrestre		
Arenito	1,4		Cobertura sedimentar	Crosta Superior	Grabos
Xisto acinzentado	4,2				
Xisto carbonoso	53				
Calcário	1,9				
Riolito	5	5	Embasamento de escudo síalico	Crosta Superior	Grabos
Granito	3,6				
Fonólito, nefelina sienito	6,5	15			
Embasamento metamórfico síalico	3,5				
Embasamento de anfibólito	2,3	20	Crosta inferior		
Embasamento de granulito	0,5				
Basalto alcalino	0,99				
Plataforma basáltica	0,53				
Gabro	0,84		Margem continental		
Andesito	0,79		Margem continental		
Basalto alcalino com olivina	0,53		Margem continental		
Basalto toleítico	0,14	35	Crosta oceânica		
Espilito	0,22				
Anfibólito	enriquecimento de urânio: 500		Manto superior		
Granulito					
Eclogito					
Dunito					
Peridotito	0,01	400 1500	Manto		
	enriquecimentos de urânio: 500 (riolito)				
	600 (sienitos)				

Fonte: Gabelman (1977) *apud* Bonotto & Silveira (2006)

Diante do mencionado acima, para que o urânio se precipite, os complexos aniônicos de uranila (na forma de carbonatos, sulfatos, silicatos, oxihidróxidos, fosfatos, vanadatos, molibdatos e arsenatos) e os cátions disponíveis no ambiente precisam encontrar situações favoráveis, são elas: condições físico-químicas adequadas, Eh e pH, ou um material capaz de reduzir o U^{6+} a U^{4+} (S^{2-} , HS^- , Fe^{2+} e matéria orgânica), ou um material capaz de absorver esses íons (areias e matéria orgânica), ou um material capaz

de adsorver esses íons (argilas e matéria orgânica). A adsorção de U em superfícies minerais é muito importante, já que pode tornar um fator limitante para a mobilidade desse elemento em águas superficiais e subterrâneas. Ressalta-se que existe uma forte afinidade de matéria orgânica como ligante para U (Th). Na Tabela 3.3 consta o teor de urânio em vários minerais principais e acessórios de rochas ígneas e na Tabela 3.4 as concentrações obtidas em rochas sedimentares (BOURDON *et al*, 2003).

Tabela 3.3 Teor de urânio em minerais de rochas ígneas

Mineral	U (ppm)
Quartzo	1,7
Feldspato	2,7
Biotita	8,1
Muscovita	2,8
Hornblenda	0,2-60
Piroxênio	0,1-50
Olivina	0,05
Alanita	30-1000
Apatita	10-100
Epídoto	20-200
Granada	6-30
Huttonita	$3-7 \times 10^4$
Magnetita e opacos	1-30
Monazita	500-3000
Titanita	10-700
Xenótima	$4-300 \times 10^4$
Zircão	100-6000

Fonte: Pertlik *et. al* (1974) *apud* Bonotto & Silveira (2006)

Tabela 3.4 Teor de urânio em sedimentos e rochas sedimentares

Mineral	U (ppm)
Arenitos ortoquartzíticos	
América do norte	0,45 - 1,7
Arenitos de praia	
Costa do Golfo	0,59
Costa Alântica	3,21
Grauvacas "vulcânicas" do caribe	0,5-1
Outras grauvacas - média estimada	2,1
Arcósios - média estimada	1,5
Folhelhos	
Folhelhos verde e cinza dos EUA	3,2
Plataforma russa	4,1
Folhelhos vermelho e amarelo	2
Folhelhos negros (média)	8
Folhelhos negros marinhos	20
Folhelhos negros	
Chattanooga	79
Suécia	168
Pensilvânia - Devoniano	4
Ohio - Devoniano	10
Novo México - Devoniano	9
França - carbonífero	1244
Kansas	16
Alemanha - Permiano	39
Bauxita	11,4
Bentonita	5
Calcário	
América do Norte	2,2
Plataforma Russa	2,1
Dolomito	0,03
Rocha fosfática	
Fosfato marinho	3 - 50
Resíduo ou fosfato residual	50
Guano fóssil	3-50
Areia	3-5
Argila	2-3
Silício diatomáceo	4
Argila com material orgânico	80

Fonte: Pertlik *et. al* (1974) *apud* Bonotto & Silveira (2006)

Betjtin (1970) *apud* Bonotto & Silveira (2006) ressalta que o urânio ocorre principalmente em rochas graníticas, pegmatitos graníticos e em sienitos onde a uraninita distribui-se irregularmente, tendo como paragênese os minerais de tório, terras raras, nióbio, tântalo, turmalina e zircão. Os feldspatos e as micas às vezes ocorrem associados a compostos uraníferos carbonatados. Contudo, os principais minerais de urânio são: autunita, bayleyita, becquerelita, betafita, brannerita, carnotita, coffinita, curita, dewindtita, fosfuranilita, johannita, liebgita, metaautunina, metatorbernita, metatyuyamunita, metauranocircita, metazeunerita, microlita-pirocloro, pechblenda, schoepita, schoeckingerita, torogumita, torbernita, tyuyamunita, uraninita, uranofana, uranopilita, zeunerita e zippeita.

O ^{235}U é o pai da série dos actíneos. Embora seja um isótopo físsil que forma base de produção de energia nuclear, e, por isso, extremamente importante do ponto de vista tecnológico, verifica-se que sua contribuição como fonte natural de radioatividade é pequena, pois a atividade específica do ^{238}U é cerca de 20 vezes maior que a do ^{235}U (Bonotto, 2004). O decaimento radioativo do ^{235}U é complexo e passa por onze etapas com desintegrações características. Tal cadeia de decaimento tem início com um isótopo de meia-vida longa (^{235}U) e termina com a forma estável do ^{207}Pb . Observa-se nessa cadeia que: 1) todos os isótopos gerados são sólidos, com exceção do ^{219}Rn ; 2) o ^{219}Rn gera uma sequência de isótopos de meia-vida curta, designados por ^{215}Po , ^{211}Pb e ^{211}Bi . A cadeia de decaimentos do ^{235}U é apresentada na Figura 3.2.

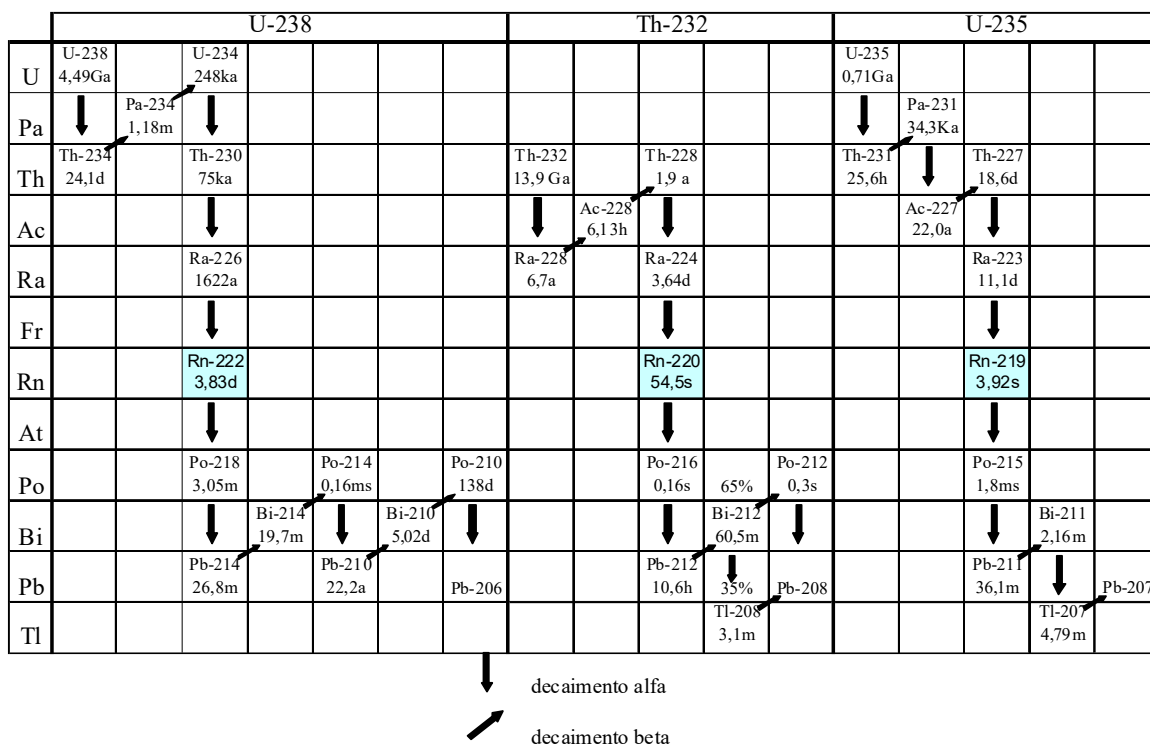


Figura 3.2 Séries de decaimento radioativo urânio, tório e actínio.

Fonte: Bonotto (2004).

Análise semelhante à abordada acima para o decaimento radioativo do ^{235}U pode ser realizada para o decaimento radioativo do ^{238}U . Este também é complexo e passa por quatorze etapas com desintegrações características. A cadeia de decaimento, neste caso, tem início com um isótopo de meia-vida muito longa (^{238}U) e termina com a forma estável do ^{206}Pb . Cabe ressaltar dois fatos relevantes nesta cadeia: 1) todos os isótopos gerados são sólidos, com exceção do ^{222}Rn ; 2) o ^{222}Rn gera uma sequência de isótopos de meia-vida curta, designados por ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po . Na Figura 3.1, observa-se a cadeia de decaimentos do ^{238}U com informações a respeito das meias-vidas e tipo de desintegração.

O ^{222}Rn e seus produtos de decaimento são reconhecidos como a principal fonte de exposição à radiação natural, aspecto que serviu de motivação para o conhecimento da concentração desses radionuclídeos no interior de minas subterrâneas brasileiras investigadas no decorrer desse estudo.

3.1.2 Tório

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

O tório ocorre naturalmente na crosta terrestre em concentrações na faixa de 0,01 a 21,5 mg. kg⁻¹. É encontrado, principalmente, em areia monazítica, rochas e alguns minerais. Apresenta somente um estado de oxidação: Th⁴⁺. O comportamento geoquímico é muito parecido ao do U⁴⁺ e, por isso, o Th não é lixiviado com facilidade, pelo menos em pH>3-4 (Bourdon *et. al*, 2003). Dessa forma, os compostos de tório não são facilmente solúveis em água e não evaporam do solo ou da água para a atmosfera. Seu transporte ocorre principalmente por sorção nas partículas e depende do fenômeno de ressuspensão ou de mistura do sedimento na água (CAMARGO, 1994).

O íon positivo Th⁴⁺ tem uma forte tendência para formar complexos com ânions que podem estar presentes na solução, tais como cloretos, nitratos, fosfatos e fluoretos. Sabe-se que em concentrações acima de 3 mol. L⁻¹ na presença de ácido nítrico, o tório forma com o ânion nitrato complexos de carga negativa. Alguns compostos de tório, tais como nitrato, sulfato e cloreto são solúveis em água, enquanto que hidróxido, óxido, fluoreto, fosfato e carbonato são insolúveis (CAMARGO, 1994).

Os minerais de tório englobam menos de 50 espécies e, assim como os de U, não são abundantes na natureza. Como exemplo, cita-se torianita (óxido), torita (silicato), monazita (fosfato), cheralita (fosfato), dentre outros.

Assim como o urânio, o tório possui uma cadeia de decaimentos até atingir o ^{208}Pb . Essa é relativamente mais simples quando comparada com a do urânio. Entretanto, nesta cadeia destaca-se o ^{220}Rn , isótopo do radônio (Figura 3.2).

3.2. Radônio

O radônio consiste de vários isótopos, entretanto, somente três são de ocorrência natural: o radônio (^{222}Rn), o actinônio (^{219}Rn) e o torônio (^{220}Rn). Conforme observa-se no esquema apresentado na Figura 3.2, estes radionuclídeos são provenientes das séries de decaimento originadas a partir do ^{238}U , do ^{235}U e do ^{232}Th , respectivamente. Apesar de serem produzidos continuamente em rochas e minerais pelo decaimento α do ^{226}Ra , ^{224}Ra e ^{223}Ra , uma vez que são gases nobres inertes, esses radionuclídeos não formam compostos químicos, podendo ser detectados pelas propriedades radioativas que possuem: decaimento com emissões de partículas α de energia bem definida e uma sequência de produtos de decaimentos de meia-vida curta (BONOTTO, 2004)

Na prática, somente os isótopos radônio (^{222}Rn) e torônio (^{220}Rn) apresentam relevância do ponto de vista de proteção radiológica ou interesse ambiental e geológico. O actinônio (^{219}Rn) é pouco encontrado na natureza devido a sua curtíssima meia – vida de 4 segundos e a abundância isotópica do seu pai ^{235}U de apenas 0,72% (UNSCEAR, 2000; BONOTTO, 2004).

O radônio (^{222}Rn) tem tempo de meia-vida de 3,83 dias, o que lhe permite mobilidade significativa para escapar da rocha, na qual foi gerado. O tempo de meia vida menor do torônio ^{220}Rn ($t_{1/2} = 55$ s) limita a distância percorrida por este antes do decaimento (Cigna, 2005). Em consequência, a quantidade de ^{220}Rn que entra na atmosfera ou em um ambiente interno é menor que a de ^{222}Rn , o que faz com que o ^{220}Rn e seus produtos de decaimentos sejam usualmente desprezados. O ^{220}Rn apresenta preocupação do ponto de vista de proteção radiológica somente se altas concentrações de ^{232}Th estiverem presentes nos minerais (NEVES *et al*, 2004).

Conforme já apresentado, a exposição à radioatividade natural é influenciada por fatores geológicos. A emissão de radiação ionizante por parte de rochas e solos depende do seu conteúdo de U, Th e K; os teores de radônio dependerão preponderantemente da concentração de urânio (UNSCEAR, 2000).

Sendo assim, rochas e solos enriquecidos com urânio são condições básicas a fim de criar substratos geológicos favoráveis à liberação do radônio. Entretanto, existem outras propriedades dos solos e das rochas que também interferem na emissão e exalação do radônio, tais como: tipo e espessura dos solos e sua distribuição espacial, regime hídrico, porosidade, permeabilidade, e granulometria.

O radônio ocorre naturalmente em solos na concentração típica de 4,0 a 40 kBq. m⁻³ e na atmosfera na faixa típica de 4,0 a 19 Bq. m⁻³ (EISENBUD & GESSEL, 1997). No Brasil, a concentração média do ²²²Rn no ar varia de 0,6 a 28 Bq. m⁻³ (IPEN, 2002 *apud* FIOR, 2008) e em ambientes internos está em torno de 82 kBq. m⁻³ (UNSCEAR, 2006).

O radônio é emissor alfa com energia de 5,49 MeV e os decaimentos responsáveis pela dose mais significativa, do ponto de vista radiológico, são o ²¹⁸Po (alfa - 6,00 MeV) e o ²¹⁴Po (alfa - 7,69 MeV) (ICRP, 1993). Se inalados tais isótopos ficam retidos no pulmão e decaem para chumbo antes de serem removidos por mecanismos do metabolismo orgânico. A cadeia de decaimento a partir do ²²²Rn, com informações a respeito das meias-vidas e tipo de desintegração, é apresentada na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 Propriedades do radônio e seus descendentes.

Radionuclídeos	Tempo de meia-vida	Energia alfa (MeV)	Energia beta (MeV)	Energia gama (MeV)
²²² Rn	3,83 d	5,49		
²¹⁸ Po	3,05 min	6,00		
²¹⁴ Pb	26,8 min		1,02; 0,70; 0,65	0,35; 0,30; 0,24
²¹⁴ Bi	19,9 min		3,27; 1,54; 1,51	0,61; 1,77; 1,12
²¹⁴ Po	164 μs	7,69		
²¹⁰ Pb	22 a		0,016; 0,061	0,05
²¹⁰ Bi	5,02 d		1,16	
²¹⁰ Po	138,3 d	5,30		
²⁰⁶ Pb	estável			

Fonte: Santos (2008).

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

Segundo Cigna (2005), o radônio é moderadamente solúvel em água; todavia, tem alta solubilidade em compostos orgânicos, com exceção da glicerina que apresenta uma solubilidade menor para o radônio que a água. Ele é prontamente absorvido por carvão e gel silicone. Algumas propriedades físico-químicas do radônio são retratadas na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 Propriedades físico-químicas do radônio

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

Fonte: Cigna (2005)

3.2.1 Geração e mobilização do radônio

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

energéticas correspondem ao processo, no qual o núcleo filho se encontra no estado fundamental (ARAMBURU & BISBAL, 1994).

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

O processo pelo qual o radônio escapa do material sólido é chamado de emanação. Para a maioria dos solos, somente de 10 a 50% do radônio produzido escapa do grão mineral e entra nos poros. O coeficiente de emanação, fator de emanação ou poder de emanação é a fração de átomos de radônio liberada no espaço intersticial por um grão contendo rádio. Valores típicos do coeficiente de emanação para rochas e solos variam de 0,05 a 0,7. A emanação do radônio é influenciada, pela granulometria dos materiais, pela distribuição mineralógica do rádio e pelo teor de água nos interstícios dos grãos (umidade). Geralmente, o fator de emanação do radônio é inversamente proporcional ao tamanho do grão. Quanto à distribuição mineralógica do rádio, a presença desse radionuclídeo na superfície do grão, ao invés de estar uniformemente distribuído, aumenta o poder de emanação. Além disso, a co-precipitação dos radionuclídeos com óxidos metálicos e compostos orgânicos constitui um importante processo que aumenta o coeficiente de emanação (UNSCEAR, 2000).

A umidade dos solos, por sua vez, influencia tanto na taxa de emanação do radônio quanto na sua difusão através das rochas e dos solos. A película de água que circunda os grãos absorve a energia cinética dos átomos de radônio recuados. Essa captura aumenta a probabilidade dos átomos de radônio de permanecer nos poros, prevenindo-os de penetrar no grão adjacente. Segundo a UNSCEAR (2000), uma vez que o radônio entra no espaço intersticial, sua partição entre o gás e a fase líquida depende do volume

relativo de água e da temperatura. A solubilidade do radônio na água diminui com o aumento da temperatura. Tal fenômeno é controlado pelo coeficiente de partição K_T , o qual representa a razão entre a concentração de radônio na água e de ar. O valor de K_T varia de 0,53 em 0°C a 0,23 em 25°C , com valor típico de 0,30 em 15°C . A partição e o aumento da emanção possibilitam maiores concentrações de radônio em rochas ou em solos úmidos do que secos. Entretanto, o radônio se desloca (difusão e convecção) mais lentamente nas moléculas de águas do que no ar.

A Figura 3.3 ilustra o fenômeno da emanção no contato entre dois grãos de $2\mu\text{m}$ de diâmetro. A presença de água no espaço do poro é representada pela zona azul e a presença de ar pela zona branca. Nessa ilustração consta que: na posição A, o ^{226}Ra (●), situado no grão superior, decai emitindo uma partícula alfa e transmuta-se em ^{222}Rn (○). Este se encontra dentro do grão a uma profundidade maior que o intervalo de recuo (R) e, por isso, permanece contido no grão superior (posição A'); em B, na desintegração, o ^{222}Rn (B') escapa do grão superior, mas penetra no grão inferior; em C, o ^{222}Rn (C') perde o resto de sua energia de recuo na água e está livre para difundir através dos poros; em D, o ^{222}Rn perde pouco de sua energia no ar e entra no grão inferior (D'); e em E, o ^{222}Rn (E') perde toda a sua energia no ar e também está livre para difundir através dos poros (SANTOS, 2008).

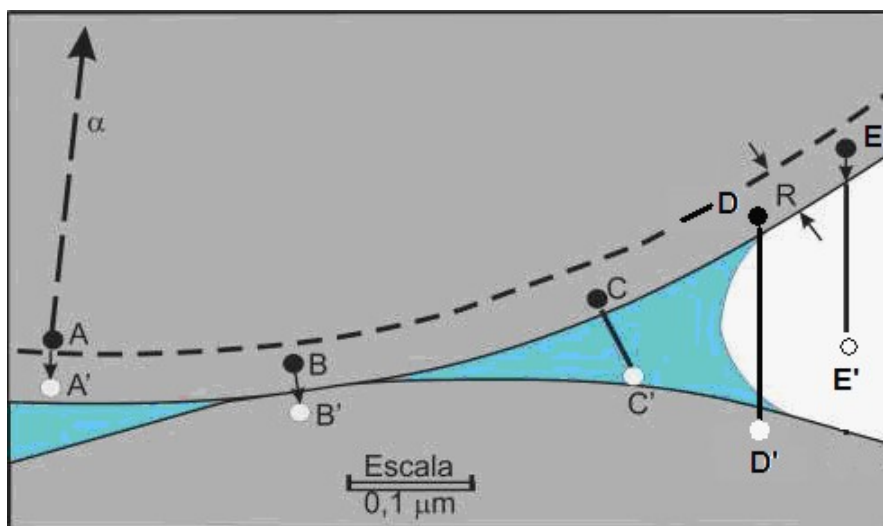


Figura 3.3 Diagrama esquemático dos processos de emanção do radônio.
Fonte: Tanner (1978) *apud* Santos (2008).

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

$$C_{Rn} = C_{Ra} f \rho_s \varepsilon^{-1} (1 - \varepsilon) [m(K_T - 1) + 1]^{-1} \quad (3.1)$$

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

O radônio, por ser um gás e ser de baixa reatividade, possui mobilidade maior do que outros elementos da sua série de origem, por exemplo, o urânio e o rádio que estão fixos às matérias sólidas. A velocidade com a qual o radônio se desloca na rocha e no solo é controlada pela umidade, pela porosidade e pela permeabilidade. Dessa forma, residências/minas localizadas em áreas de solos porosos e permeáveis poderão conter elevadas concentrações de radônio em seus interiores, mesmo que a concentração de ^{226}Ra do solo seja considerada normal ou baixa. O mesmo não se verifica em regiões que possuam solos úmidos e impermeáveis (SANTOS, 2008).

Neves *et. al* (2004) afirma que, logo após ser emanado, o gás tende a migrar-se por difusão molecular ou fluxo convectivo no sentido da superfície, onde a porção que não decaiu no percurso acaba por se libertar para a atmosfera; o fluxo de radônio na interface litosfera-atmosfera designa-se por exalação. O radônio pode exalar também de materiais de construção que têm a combinação de elevados níveis de ^{226}Ra e alta porosidade (IAEA, 2003), ver ilustração contida na Figura 3.4.

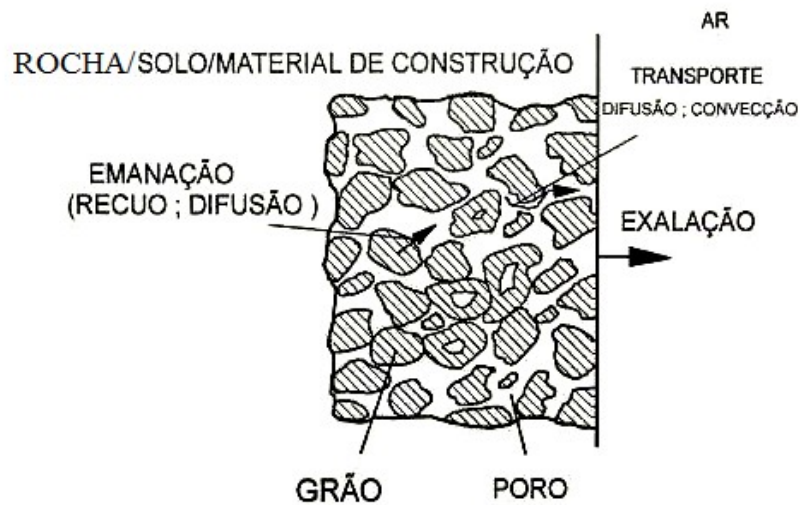


Figura 3.4 Ilustração da exalação do radônio a partir de solo, de rocha e de material de construção

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

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

Ainda segundo Neves *et. al* (2004), em meios de permeabilidade reduzida a moderada de até 10 a 12 m² (solos siltosos a argilosos) o fluxo de radônio é efetuado por difusão, sendo a distância máxima de transporte típica de 5 cm em água e 5 m no ar. Para permeabilidades superiores (solos arenosos ou com material rudáceo), o transporte convectivo torna-se dominante, podendo a distância de migração do radônio atingir algumas dezenas ou mesmo centenas de metros.

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

$$J_D = C_{Ra} \lambda_{Rn} f \rho_s (1 - \varepsilon) L \quad (3.2)$$

Onde C_{Ra} é a concentração de rádio na terra ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$), λ_{Rn} é a constante de decaimento do ^{222}Rn ($2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}$), f é a fração de emanção, ρ_s é a densidade dos grãos no solo ($2700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$), ε é a porosidade do material seco. O comprimento de difusão, L , é igual a $(D_c / \lambda_{Rn})^{1/2}$, onde D_c corresponde ao coeficiente de difusão efetivo ou intersticial para o solo.

O coeficiente de difusão do ^{222}Rn para a atmosfera e água encontra-se na escala de 10^{-5} a $10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. A maioria dos solos tem um coeficiente na ordem de 10^{-6} a $10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (Fior, 2008).

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

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

3.2.2 O problema do radônio em minas subterrâneas

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

Antes de 1600, alta taxa de mortalidade foi observada entre os mineiros da Europa central. A principal causa de tal número expressivo de mortes foi correlacionada com câncer de pulmão no século XIX. Entretanto, as primeiras evidências que o radônio

poderia ser um problema em minas subterrâneas, surgiram em 1924, quando estudos atribuíram que tais casos de cânceres estavam relacionados à exposição de radônio (ICRP, 1993).

Em 1950, Harley afirmou que, a dose no pulmão não era decorrente do gás radônio, mas sim dos seus produtos de decaimento aderidos às partículas de poeira presentes na atmosfera. Em 1960, casos de câncer de pulmão foram identificados em mineiros que trabalhavam em minas de urânio nos Estados Unidos. Entretanto, excessos de casos de câncer de pulmão também foram reportados entre mineiros de minas que não exploravam urânio. Essas minas apresentavam elevada concentração de radônio e incluem minas de fluorita, em *Newfoundland*, onde as rochas apresentavam baixo conteúdo de ^{226}Ra , mas os mineiros estavam expostos a níveis consideráveis de radônio que proviam da água subterrânea, minas de zinco, ferro e chumbo na Suécia, e minas de estanho na China (EISENBUD & GESSEL, 1997, UNSCEAR, 2006). Atualmente, não são somente as minas subterrâneas de urânio que estão sendo alvo de preocupação com relação à exposição de radônio.

O interesse científico no radônio em ambientes internos ampliou-se em meados dos anos de 1970, quando a instrumentação nuclear propícia para as medidas tornou-se disponível (EISENBUD & GESSEL, 1997). No contexto ocupacional, a UNSCEAR (2006) esclarece que existem diversas situações onde o trabalhador tem recebido doses altas de radiação com contribuição significativa do radônio, conforme Tabela 3.7. Diante do mencionado anteriormente e considerando as opções citadas, destacam-se as atividades de mineração e processamento mineral com valores significantes de dose devida inalação desse gás.

Tabela 3.7 Situações onde as doses provenientes do radônio são significativas.

Fonte/ Prática	Número de trabalhadores monitorados	Dose efetiva anual Média (mSv)
Ciclo do combustível Nuclear (incluindo	800.000	1,8
Mineração (outras que carvão, excluindo mineração	760.000	2,7
Mineração de carvão	3.910.000	0,7
Processamento mineral	300.000	1
Locais de trabalho acima do solo	1.250.000	4,8

Fonte: UNSCEAR (2006)

O radônio é produzido pelo decaimento do rádio presente no corpo mineral e por recuo emana da matriz sólida dos materiais para os interstícios dos grãos preenchidos com ar ou água ou para os planos de fraturas das rochas (SANTOS, 2008). Logo após ser emanado, o gás tende a migrar-se por difusão molecular ou fluxo convectivo no sentido da superfície, onde a porção que não decaiu no percurso exala para o interior das galerias. As concentrações altas de radônio na atmosfera de uma mina provêm da exalação de tal gás das frentes de trabalho mineralizadas e de todas as paredes dos túneis (CILE *et al*, 2010). Outro mecanismo de transporte do radônio para os ambientes das minas é a circulação de águas cuja concentração de radônio depende da concentração dos seus precursores no ambiente rochoso e no mineral, do tipo de rocha, do volume relativo de água e da temperatura. Segundo Oliveira (1998), maiores concentrações de radônio em água subterrânea ocorrem em aquíferos associados a rochas cristalinas (rochas ígneas e metamórficas), mas especificamente com granitos. Estes tendem a apresentar altos teores de urânio e prováveis zonas de enriquecimentos ao longo de fraturas em contato com o fluxo de água. Além disso, aquíferos formados por rochas com alto grau de metamorfismo possuem concentração de radônio mais alta, resultado da presença de veios de pegmatito ricos em urânio. A importância de cada processo de transferência relaciona-se com as fraturas tectônicas e geológicas da

formação e do comportamento hidrogeológico do aquífero nas operações de mineração (ICRP, 1986).

O ambiente de minas subterrâneas é complexo e variado. O radônio, depois de exalado, migra ao longo das correntes de ventilação e forma seus produtos de decaimento de meia-vida curta: ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po (ICRP, 1986). O radônio, por ser um gás nobre, permanece no ar da mina até a descarga para ambiente externo. O aumento da concentração é proporcional à taxa de exalação e ao tempo de viagem ao longo dos caminhos da mina, já que o tempo de meia-vida desse gás é relativamente longo quando comparado com o tempo de residência do ar no interior do ambiente em estudo. O ^{218}Po , por outro lado, tem tempo de meia-vida de somente 3,05 minutos e, por isso, acumula-se rapidamente com o tempo, gerando seus produtos de decaimento imediatos de meia-vida curta (Tabela 3.5). As propriedades físicas dessas espécies serão tratadas na próxima seção (ICRP, 1986).

Em minas subterrâneas, as concentrações de radônio e sua progênie variam significativamente com o tempo e o espaço do ponto de entrada do ar fresco até o ponto de exaustão (YU *et. al*, 2008). Alguns fatores contribuem para a variabilidade da concentração desses radionuclídeos, são eles: a formação geológica, o teor de urânio, tório e rádio, a taxa de exalação de radônio devido às diferenças de pressão, o grau de diluição, a porosidade, a umidade, o tipo de mina, a idade do ar dentro da mina e as condições de trabalho, destacando o grau de ventilação (BALDIK *et al*, 2006; CILE *et al*, 2010; FATHABADI *et al*, 2006; ICRP, 1986). Cabe ressaltar que isso deve ser considerado na monitoração e controle. A Tabela 3.8 apresenta a distribuição da concentração de radônio em minas subterrâneas para alguns países. De acordo com a Tabela, a exposição ao radônio em minas subterrâneas de extração de carvão são baixas devido à existência de ventilação normalmente intensas nesses tipos de minas (CILE *et al*, 2010).

Segundo a ICRP (1993), cada país de acordo com suas características específicas (por exemplo, geológicas e climáticas), pontencialidades e com a opinião pública, adota um nível de ação e de intervenção para o radônio. A *International Commission on*

Radiological Protection - ICRP recomenda para residências limites entre 200 a 600 Bq. m⁻³. Em locais de trabalho, como minas subterrâneas, todavia, o limite estabelecido pela ICRP situava-se entre 500 a 1500 Bq. m⁻³ haja vista que o tempo de permanência nesses ambientes é muito menor (COLGAN *et al*, 2008; ICRP, 1993). A ICRP revisou tal nível de referência de forma que é recomendado o valor de 1000 Bq. m⁻³ para aplicação de requerimentos de proteção radiológica ocupacional (ICRP, 2010). No Brasil não havia legislação oficial a respeito do radônio. Em contrapartida, no decorrer da execução do Projeto Radônio, foi acrescentado na norma Requisitos de Segurança e Proteção Radiológica para Instalações Mínero-Industriais - CNEN NN-4.01 (CNEN, 2005), um nível de referência para radônio de 1000 Bq. m⁻³ corroborando com a ICRP (2010). Segundo a norma, a CNEN pode determinar a implementação de medidas mitigadoras ou de ações de remediação caso esse limite seja superado.

Tabela 3.8 Distribuição da concentração de radônio em minas subterrâneas em alguns países

Tipo de Mina	País	Concentração de Radônio (Bq.m⁻³)
Urânio	França	2035 - 3330
	Estados Unidos	9435-13335
	Itália	< 18500
Outros minérios metálicos	Finlândia	3700 - 7400
	Itália	185 - 11 100
	Noruega	925 - 1295
	Polônia	1850 - 74000
	Inglaterra	185
	Estados Unidos	2220 - 5550
Carvão	África do Sul	<200 - 1200
	Reino Unido	22 - 518
	Índia	46 - 354
	Iran	146 - 520
	Polônia	0 - 7000
	Turquia	31-85
	Paquistão	121-408

Fonte: Adaptada Santos (2008)

Diante desse panorama internacional verifica-se que existem muitos estudos a respeito da contaminação ambiental por radônio e sua progênie em minas de diversos países. Entretanto, no Brasil e em outros países da América do Sul ainda existem poucos dados sobre este assunto.

3.2.3 Progênie do ^{222}Rn

De acordo com a Tabela 3.5, o radônio desintegra-se por emissão da partícula alfa, gerando uma seqüência de radionuclídeos conhecidos como progênie do radônio (isótopos do Pb, Bi e Po). Estes são sólidos, quimicamente ativos e possuem meia-vida relativamente curta.

Segundo a IAEA (2003) a progênie do radônio tende a aderir às partículas de aerossóis dispersas no ar, formando a fração anexada de tamanho igual à distribuição dos aerossóis no ambiente (20 a 500 nm de diâmetro). A progênie do radônio não aderida às partículas de aerossóis presente no ar forma a fração desanexada cujo tamanho varia, aproximadamente, de 0,5 a 5 nm. A fração desanexada pode se depositar nas superfícies ou permanecer existindo como íons livres ou pequenos aglomerados moleculares. A IAEA (2003) ainda adverte que, no modelo dosimétrico do pulmão, a fração desanexada representa maior risco por unidade de material radioativo inalado que a fração anexada.

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

Quando o ar que contém o radônio e sua progênie em equilíbrio parcial ou total é inalado, o radônio por ser um gás inerte é exalado imediatamente. Em contrapartida, as frações anexadas e desanexadas depositam-se no pulmão, especialmente no trato respiratório superior, e irradiam o tecido pulmonar ao decair. Em cada respiração, a deposição prossegue até que o equilíbrio seja alcançado – quando a taxa de deposição por unidade de tempo é igual à atividade eliminada do pulmão pela combinação de processos fisiológicos e do decaimento radioativo (EISENBUD & GESSEL, 1997).

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

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

De acordo com a ICRP (1993), a energia alfa potencial ϵ_p de um radionuclídeo na cadeia de decaimento do ²²²Rn é a energia alfa total emitida durante o decaimento desse radionuclídeo para ²¹⁰Pb. A energia alfa por unidade de atividade (Bq) do radionuclídeo considerado é dado por: ϵ_p/λ_T , onde λ_T é a constante de decaimento. Na Tabela 3.9 constam os valores de ϵ_p e ϵ_p/λ_T para os descendentes do ²²²Rn. Neste caso, a energia alfa potencial é igual a 19,18 MeV (5,49 MeV + 6,0 MeV + 7,69MeV), correspondendo a $1,3 \times 10^5$ MeV/L.

Tabela 3.9 Energia alfa potencial para os descendentes do radônio

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

1MeV = 1,6x10⁻¹³J

Fonte: ICRP (1993)

A exposição à energia alfa potencial dos trabalhadores é frequentemente expressa em uma unidade histórica denominada *Working level Month* (WLM ou somente WL). Um

Working Level é definido como a concentração de energia alfa potencial associada com a progênie do radônio em equilíbrio com 3700Bq. L⁻¹ (100pCi.l⁻¹). Esta concentração era, aproximadamente, 1,3x10⁵ MeV.l⁻¹, mas valores precisos dependem de estimativas da energia alfa por desintegração (ICRP, 1993). Ainda segundo tal documento, esse valor foi revisado e sabe-se que um *Working Level* é definido como a concentração da energia alfa potencial de 1,3x10⁸ MeV.m⁻³. Desde que a unidade foi introduzida para representar exposição ocupacional, 1 mês de trabalho corresponde a 170 horas, equivalente a uma taxa de ocupação de 2000 horas por ano. Para residências, a ocupância é 7000 horas por ano (CIGNA, 2005).

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

$$C_p = \sum C_i (\epsilon_{p,i} / \lambda_{T,i}) \quad (3.3)$$

Onde C_i é a concentração do produto de decaimento i .

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

$$EEC = 0,104C(^{218}Po) + 0,514C(^{214}Pb) + 0,382C(^{214}Bi) \quad (3.4)$$

Onde C é a concentração do radionuclídeo entre parênteses.

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

$$F = EEC / C_{Rn} \quad (3.5)$$

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

De acordo com a ICRP (1993), o fator de equilíbrio caracteriza o desequilíbrio entre o radônio e sua progênie em termos da energia alfa potencial. Este fator tem sido amplamente estudado em condições distintas para avaliar a dose que as pessoas estão expostas para uma dada concentração de radônio quando o equilíbrio com seus filhos não é atingido (CIGNA, 2005). Contudo, visto que a concentração de radônio e da sua progênie variam consideravelmente de mina para mina e dentro da mesma mina, a adoção de um valor para F pode não refletir as condições reais de uma mina (YU *et al*, 2008). Esse problema pode ser resolvido através de determinações experimentais de tal fator.

3.2.4 Dose Efetiva Anual

Mineiros são expostos, internamente, por meio da inalação, ao radônio, tório e seus produtos de decaimento além dos radionuclídeos de meia-vida longa emissores alfa, beta e gama presentes na poeira. Externamente, eles são expostos à radiação gama e beta proveniente das rochas que compõem a mina. Entretanto, os produtos de decaimento do radônio correspondem ao risco principal à saúde em minas subterrâneas (ICRP, 1986), sendo considerados os principais contribuídores para a dose efetiva anual total.

A progênie do radônio (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po), quando inalada, deposita-se no pulmão, especialmente no trato respiratório superior, e irradia o tecido pulmonar ao decair. De acordo com a ICRP (2010), o radônio foi identificado como um cancerígeno humano em 1986 pela Organização Mundial de Saúde. A principal fonte de informação do risco de câncer de pulmão induzido pelo radônio é estudos epidemiológicos realizado

em mineiros subterrâneos e, recentemente, dados informativos do risco de exposição a níveis baixos.

Metodologias de cálculo de dose são sistematicamente propostas e discutidas em publicações internacionais da ICRP, UNSCEAR, BEIR VI report, entre outras. Dessa forma, inúmeros trabalhos constantemente empregam essas metodologias em pesquisas de avaliação de dose decorrente da exposição ocupacional e doméstica ao radônio e sua progênie. Alguns exemplos são: Thinova *et al* (2011) que afirma que na República Checa, avaliações de dose devido ao radônio para trabalhadores são baseadas nas recomendações da ICRP 65; Fathabadi *et al* (2006) que estimou a dose efetiva anual para trabalhadores de minas subterrâneas do Iran por meio de fatores de conversão obtido no manual da ICRP 65; Baldik *et al* (2006) que também calculou a dose efetiva anual em minas de carvão da Turquia utilizando fatores de conversão da ICRP 65; Cile *et al* (2010) cuja metodologia de avaliação de dose para mineiros da Turquia é descrita pelo relatório da UNSCEAR 2000; e Anjos *et al* (2010) que determinou a dose efetiva anual em uma mina de ouro da Argentina através de modelos sugeridos pela ICRP 65.

As especificações e controle de dose e risco para o radônio podem ser divididas em duas categorias: abordagens epidemiológicas e abordagens de dosimetria física.

Nas abordagens de cunho epidemiológico, a ICRP (1993) recomenda o uso de um fator para relacionar exposição aos produtos de decaimento do ^{222}Rn com dose efetiva para um indivíduo. Essa convenção tem sido obtida pela comparação direta do detrimento associado com a unidade de dose efetiva e a unidade de exposição ao radônio. Para a exposição de trabalhadores, este fator é igual a $1,43 \text{ mSv (J.h.m}^{-3}\text{)}^{-1}$, $5,06 \text{ mSv/WLM}$ ou $7,95 \text{ nSv (Bq.h.m}^{-3}\text{)}^{-1}$ (ICRP115, 2010; UNSCEAR, 2006). Entretanto, a ICRP (2010) concluiu em estudos recentes que o radônio e sua progênie devem ser tratados da mesma maneira que outros radionuclídeos dentro do sistema de proteção da ICRP. Neste caso, a dose decorrente do radônio e sua progênie deve ser calculada usando modelos dosimétricos e biocinéticos estabelecidos pela ICRP. Sendo assim, tal instituição pretende fornecer coeficientes de dose por unidade de exposição ao radônio e

sua progênie para diferentes condições referências de exposição ocupacional e doméstica com fatores de equilíbrio e características dos aerossóis específicos.

Os modelos dosimétricos para o trato respiratório, por sua vez, necessitam de estimar a dose absorvida para as células críticas por unidade de exposição ao radônio. Tal dose absorvida deriva de análises de informações como distribuição do tamanho dos aerossóis, fração desanexada, taxa de respiração, deposição fracionária nas vias aéreas, taxa de depuração da mucosa e localização das células alvo, o que é fortemente dependente de um modelo e sujeito a muitas incertezas de forma que modelos computacionais particulares são requeridos (CHEN, 2005).

Segundo a UNSCEAR (2006), as avaliações dosimétricas de dose absorvida para células basais do epitélio bronquial por unidade de exposição variam de 5-71 nGy (Bq.h.m⁻³)⁻¹, e um valor de 9 nGy (Bq.h.m⁻³)⁻¹ foi determinado como um valor médio que retrata os ambientes internos. As correntes dos modelos dosimétricos usam valores padrões para fatores de peso da radiação e do tecido a fim de converter dose absorvida em dose equivalente. Sendo assim, se for utilizado um fator de 0,08 referente às regiões bronquial e bronquiolar e um fator de qualidade da radiação de 20 para as partículas alfa, a dose efetiva por unidade de concentração equivalente de equilíbrio torna-se 15 nSv (Bq.h.m⁻³)⁻¹. As abordagens epidemiológicas fornecem um valor de, aproximadamente, 6 nSv (Bq.h.m⁻³)⁻¹, um fator de 2,5 vezes menor e a grande parte das avaliações dosimétricas fornecem coeficientes em uma faixa de 6-15 nGy (Bq.h.m⁻³)⁻¹. A UNSCEAR (2000) conclui que o valor de 9 nSv (Bq.h.m⁻³)⁻¹ usado pelo comitê em avaliações anteriores se encontra dentro dessa faixa e recomenda que esse valor continue sendo usado nos estudos de dose.

Diante do exposto, a dose efetiva anual (H) devida ao radônio para o contexto das minas subterrâneas brasileiras pode ser estimada de acordo com a metodologia descrita no relatório UNSCEAR 2000 baseada em estudos dosimétricos e epidemiológicos, na qual:

$$H=C_{Rn} \cdot F \cdot T \cdot k \quad (3.6)$$

Onde C_{Rn} é a concentração de radônio, F é o fator de equilíbrio, T é o tempo de permanência em locais de trabalho, $T= 2000 \text{ h.a}^{-1}$ (ICRP, 1993), e k é o fator de conversão, $k=9\text{nSv (Bq. h.m}^3)^{-1}$ (UNSCEAR, 2000).

Cabe ressaltar, que as doses para os órgãos e para as regiões do trato gastrointestinal são extremamente baixas e a dose efetiva é, então, dominada pela dose equivalente ao pulmão (ICRP, 2010).

3.2.5 Efeitos Biológicos

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

- Inalação de poeiras, fumaça ou gases radioativos: a inalação é uma via de exposição de especial importância para radionuclídeos emissores α e β , devido à prolongada exposição do sistema respiratório;
- Ingestão de material radioativo: também importante devido ao contato prolongado dos radionuclídeos com o sistema digestivo;
- Irradiação, devido à radionuclídeos emissores γ : é a principal via de exposição para plantas e fungos, além da absorção.

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

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

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

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

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

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

De acordo com Eisenbud & Gessel (1997), na Suécia, um estudo de caso demonstrou correlação positiva entre o radônio e o câncer de pulmão. Tal estudo baseou-se em 1360

casos de câncer de pulmão e envolveu medidas do radônio ao longo do período de 30 anos. A análise estatística dos resultados mostrou que o risco de desenvolvimento de câncer de pulmão aumenta com a exposição ao radônio. Esse aumento é ainda mais significativo para concentrações médias de radônio na faixa de 140 a 400 Bq. m⁻³. Além disso, o estudo também comprovou o efeito sinérgico do cigarro. Em contrapartida, os autores advertem que: diante de tantas pesquisas que concluem o contrário, esse estudo deve ser mantido com cautela.

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

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

Segundo a IAEA (2003) o radônio tem sido reconhecido como uma radiação de risco que causa excesso de câncer de pulmão entre os trabalhadores de minas, e existe a evidência que o radônio é também um risco à saúde em residências e outros ambientes internos. Atualmente, o radônio é classificado como um carcinógeno de classe I (carcinógeno humano) pela a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), como mostrado na Tabela 3.10.

Tabela 3.10 Várias formas e fontes de radiação que são carcinógenos humanos (Grupo 1) e prováveis carcinógenos humanos (Grupo 2A).

Agente/Substância	Câncer
Grupo 1 (IARC): Carcinógeno humano	
Raios-X e raios gama	vários
Radiação solar	pele
Radônio-222 e seus produtos de decaimento	pulmão
Rádio-224, -226, -228 e seus produtos de decaimento	osso
Tório-232 e seus produtos de decaimento	fígado/leucemia
Radioiodos (Incluindo o iodo-131)	tireóide
Plutônio-239 e seus produtos de decaimento (aerossóis)	pulmão, fígado e osso
Fósforo-32	leucemia
Nêutrons	vários
Radionuclídeos emissores alfa	vários
Radionuclídeos emissores beta	vários
Grupo 2A (IARC): Prováveis carcinógenos humanos	
Radiação ultravioleta	Pele

Fonte:WHO (2003)

3.3 Detectores

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

Em uma ampla categoria de detectores, os resultados da interação da radiação é o aparecimento de uma determinada quantidade de carga elétrica dentro do volume ativo do detector. Essa carga deve ser coletada para formar um sinal elétrico. A coleção é realizada por meio da imposição de um campo elétrico dentro do detector, que causa um fluxo em direções opostas de cargas positivas e negativas. O tempo requerido para coleção aproximadamente completa da carga varia amplamente entre os tipos de detectores (KNOLL, 2010).

Os principais tipos de detectores são: gasosos, semicondutores e cintiladores. Dessa forma, o princípio de funcionamento e as características principais desses detectores serão descritas a seguir.

Detectores gasosos: Consistem de uma câmara contendo gás e dois eletrodos. Nestes detectores o mecanismo de detecção é a ionização do gás pela radiação. Entretanto, existem outros mecanismos pelos quais a partícula incidente deve perder energia dentro do gás. Como exemplo pode-se citar o processo de excitação: o elétron deve ser elevado a um estado de ligação superior na molécula sem ser completamente removido. Dessa forma, a energia média perdida pela partícula incidente por par de íons formado é sempre maior que a energia de ionização. Tal valor é em princípio em função da espécie de gás envolvido, do tipo de radiação e da sua energia. Em contrapartida, observações empíricas demonstram que a energia média perdida pela partícula incidente não apresenta uma dependência com qualquer uma das variáveis citadas; trata-se de um parâmetro constante para muitos gases e diferentes tipos de energia. A formação de pares de íons no gás requer cerca de 25 - 35 eV (KNOLL, 2010). Quando uma diferença de potencial é aplicada nos eletrodos, cada um deles fica carregado com uma quantidade de carga Q , um positivo e o outro negativo. Quando uma partícula carregada atinge o volume de gás com energia suficiente para produzir certo número de pares de íons, o campo elétrico que geram os eletrodos conduzem os elétrons para o eletrodo positivo (anodo) e os íons positivos para o eletrodo negativo (catodo). Assim, os elétrons e íons são coletados pelos eletrodos correspondentes, neutralizando-os com uma quantidade de carga igual a que eles transportam. Sendo assim, observa-se uma diminuição da carga (ΔQ) e da diferença de potencial (ΔV). Portanto, mede-se (ΔQ) e (ΔV) e sabe-se o número de pares de íon-elétron liberados pela partícula ionizante. O número médio de pares de íon-elétron liberados no gás pela partícula incidente pode ser considerado, na prática, proporcional a energia que a partícula perde ao interagir com o gás (ARAMBURU & BISBAL, 1994). Usualmente, os detectores de estado gasoso operam em três regiões que os caracterizam: região de ionização (câmara de ionização), região proporcional (contador proporcional) e região Geiger-Müller (contador Geiger Müller) de acordo com a tensão aplicada.

Detectores Cintiladores: Os detectores de cintilação se baseiam na propriedade que possuem certos meios (sólidos ou líquidos) de emitirem luz, quando excitados por radiação ionizante. Para tanto, os materiais cintiladores devem possuir as seguintes propriedades: a conversão energia cinética da partícula carregada em luz detectável com alta eficiência de cintilação; a conversão deve ser proporcional à energia depositada; o meio deve ser transparente para o comprimento de onda da luz emitida; o tempo de decaimento da indução da luminescência deve ser pequeno; o material deve ter boa qualidade ótica e ser possível fabricar em tamanho suficiente de interesse prático de detecção; e o índice de refração deve ser próximo ao do vidro ($\sim 1,5$) para acoplamento eficiente com o tubo fotomultiplicador. Tais critérios não são encontrados em nenhum material simultaneamente. A escolha depende da aplicabilidade. Os principais cintiladores são os cristais de iodetos alcalinos inorgânicos, entre os quais destaca-se o NaI (Tl), e os orgânicos baseados em líquidos e plásticos. O alto valor de Z dos constituintes dos cristais inorgânicos e a alta densidade fazem o que sejam usados para espectrometria dos raios gama. Os cintiladores orgânicos são preferencialmente empregados para detecção da radiação beta e nêutrons rápidos (por causa do conteúdo de hidrogênio) (KNOLL, 2010). Dentre esses, os detectores sólidos são os que oferecem ampla aplicação e, por isso, serão descritos a seguir. O mecanismo de interação em cristais inorgânicos depende do estado de energia determinado pela estrutura do material. Elétrons têm disponíveis bandas discretas de energia em materiais classificados como isolantes ou semicondutores. A banda de valência representa os elétrons essencialmente ligados à estrutura e a banda de condução representa os elétrons que têm energia suficiente para migrarem livremente pelo cristal. Existe uma banda intermediária de energia, a banda proibida. Nesta, os elétrons não podem ser encontrados no cristal puro. A absorção de energia resulta na elevação dos elétrons da banda de valência para a banda de condução. Em cristais puros, o retorno de tais elétrons para a banda de valência ocorre com a emissão de fótons. Entretanto, esse processo é considerado ineficiente e os fótons apresentam valores de energia acima da faixa de luz visível. Dessa forma, com o objetivo de aumentar a probabilidade de emissão de fótons visíveis durante o processo de desexcitação, quantidades pequenas de impurezas são adicionadas nos cristais inorgânicos. Essas impurezas são conhecidas

como ativadores e modificam a estrutura de bandas de energia de um cristal puro. Neste caso, estados de energia são criados dentro da banda proibida e por meio deles os elétrons desexcitam-se para a banda de valência. Esta transição gera fótons visíveis e contribuem para o processo de cintilação necessário aos detectores (KNOLL, 2010).

A luminescência induzida pela radiação é captada pela célula fotomultiplicadora; a incidência de luz no cátodo (fotocatodo) promove a emissão de elétrons, que são atraídos para os dinodos e alcançam o anodo. O pulso elétrico formado é amplificado (pré-amplificador e amplificador) a um valor conveniente (ARAMBURU & BISBAL, 1994).

Detectores semicondutores: Tais detectores são designados como detectores de estado sólido ou detectores semicondutores e consistem de um diodo semicondutor de Germânio ou Silício principalmente. Os materiais cristalinos permitem a estrutura de bandas de energia (banda de valência e condução) para os elétrons, as quais são separadas pela banda proibida. O tamanho de tal banda determina se o material é um semicondutor ou isolante. Na ausência de excitação, semicondutores e isolantes apresentam a banda de valência completamente preenchida e a banda de condução completamente vazia. Sob essas circunstâncias, não tem-se teoricamente qualquer condutividade elétrica. Entretanto, ao verificar-se a excitação, o elétron, parte de uma ligação covalente, ganha energia suficiente para elevar-se para a banda de condução. Nesse processo observa-se a criação de um elétron na banda de condução e de uma vacância (chamada buraco) na banda de valência. A combinação das espécies é chamada de par elétron-buraco. Os pares elétron-buraco são análogos aos pares de íons gerados nos detectores gasosos. Os elétrons formados movimentam-se sob a influência de um campo elétrico. O buraco, por sua vez, tende a movimentar-se também sob o campo elétrico, mas em direção oposta dos elétrons. O movimento de ambas as cargas contribuem para a condutividade do material. Sendo assim, as partículas carregadas viajam para os eletrodos seguindo as linhas do campo elétrico (KNOLL, 2010). O pulso elétrico gerado será, dessa maneira, ampliado e registrado. A produção de um par elétron-buraco no semicondutor requer cerca de 3eV. As principais vantagens desse detector são: a excelente resolução em energia (capacidade em distinguir entre energias

vizinhas); extrema proporcionalidade (linearidade) entre a energia da radiação e o sinal de saída; e excelente estabilidade temporal. Dentre os diversos tipos de detectores de estado sólido existentes, os detectores de germânio, de alto Z (32), são mais indicados para a detecção gama e podem ser fabricados com grandes volumes. Os de silício, de Z (14) são apropriados aos raios X e γ de baixa energia. A detecção de partículas alfa ou íons ocorre por meio de barreira de superfície que não requer compensação (CDTN/CTORP, 2003).

3.3.1 Técnicas de Medidas de Radônio

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

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

Os instrumentos passivos, por sua vez, não necessitam de energia para operação; são adequados para avaliar a concentração de radônio em medidas de longo e curto prazo, por exemplo, na determinação da concentração média de radônio no período de poucos dias a um ano. Detectores comuns em tal categoria são: os detectores de traço (Alpha-track Detectors), os detectores de carvão ativo e as câmaras de ionização de eletretos. A Tabela 3.11 sumariza os principais equipamentos de radônio e suas características.

Tabela 3.11– Principais equipamentos de radônio e suas características

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

Fonte:WHO (2009)

Segundo o documento *“Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Device Protocols” (1992)* a escolha da estratégia do processo de medição depende da finalidade e do tipo de construção, na qual medida será executada. A Tabela 3.12 fornece um guia para selecionar o método de medida e o detector em vários cenários.

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

Tabela 3.12– Método e equipamentos para medidas de radônio em residências.

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

Fonte: WHO,2009

3.3.1.1 Detectores Nucleares de Traços (Alpha-track Detectors)

Os detectores de traços, denominados de *Solid State Nuclear Detector* - SSNTD, foram desenvolvidos para detectar partículas pesadas carregadas e subsequentemente utilizados para medidas de radônio. A técnica consiste em um dispositivo de detecção, no qual partículas alfas produzem danos nos filmes decorrentes de suas interações coulombianas com os átomos do material. Esses danos são conhecidos como traços latentes e são da ordem de 30 a 100 Å, sendo visíveis apenas em microscópio eletrônico. No que tange a formação do traço, Miranda (2009) ressalta que é imprescindível que haja a perda de energia específica ($-dE/dx$), onde a partícula carregada deposita energia ao longo da sua trilha no polímero, e que essa perda de energia possua um valor específico mínimo necessário para que o dano seja severo e torne-se revelável como traço.

Após as irradiações ou exposições, os filmes são retirados dos dispositivos detectores e revelados em solução química apropriada (por exemplo, NaOH) para ampliação dos traços, de modo a possibilitar a sua observação em microscópio óptico comum e sua contagem manual ou automática. O número de traços por unidade de área, após subtrair o *background*, é diretamente proporcional à “exposição”, isto é, a integração da concentração de radônio ou da progênie ao longo do tempo de exposição do detector. Um fator de conversão obtido em sistemas calibrados permite converter a densidade de traços em concentração de radônio (CIGNA, 2005).

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

Existem vários materiais empregados na detecção do radônio e sua progênie, todavia, os mais conhecidos são: o nitrato de celulose (LR 115, CN 85), o *Bisphenol A Polycarbonate* (Makrofol E) e o *Polyallyl Diglycol Carbonate* (PADC). O PADC, também conhecido como CR-39 (*Columbine Resin*), é considerado o material mais sensível por ser capaz de registrar partículas alfa de baixa energia (CIGNA, 2005).

3.3.1.2 Detectores de Carvão Ativo

Estes detectores passivos são empregados para medir radônio de 1 a 7 dias. O princípio de detecção baseia-se em um recipiente contendo carvão ativo capaz de absorver o radônio presente na atmosfera. Logo após a amostragem, o detector é selado; recomenda-se um período de espera de três horas antes da análise laboratorial para que o radônio entre em equilíbrio com seus descendentes. As radiações emitidas pelos detectores de carvão ativo são analisadas por espectrometria gama utilizando um detector de iodeto de sódio - NaI (TI), em detectores de estado sólido tipo High Purity Germanium – HPGE ou em detectores de cintilação em meio líquido (LSC – Liquid Scintillation Counter). A concentração mínima detectável de radônio é de 20 Bq. m⁻³ (WHO, 2009).

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

3.3.1.3 Câmaras de Ionização de Eletretos

Esse dispositivo é um monitor integrado passivo que consiste de um eletreto dentro de uma câmara feita de plástico conduzido eletricamente (câmara de ionização). O eletreto

é um disco de teflon, o qual é eletricamente carregado por processos apropriados. Assim, ele serve como fonte de campo eletrostático e como um sensor (KOTRAPPA, 2007; KOTRAPPA, 1988; CIGNA, 2005).

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

O gás radônio difunde para dentro da câmara através de um filtro de entrada. Quando o ^{222}Rn e da sua progênie, formada dentro da câmara, se desintegram as partículas alfas emitidas ionizam o volume de ar. Devido ao campo elétrico estabelecido, os íons negativos são coletados pelo eletreto positivo, promovendo uma redução de sua carga superficial.

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

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

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

3.3.1.4 Monitores Contínuos

Segundo WHO (2009), os monitores contínuos operam segundo os seguintes princípios de operação: células de cintilação (tipo Lucas, por exemplo), câmaras de ionização e detectores de estado sólido. Os monitores contínuos coletam o ar para análise utilizando

uma bomba ou permitindo a difusão do fluxo para dentro da câmara. Tais detectores apresentam algumas vantagens, como: obter as variações da concentração de radônio em reduzidos intervalos de tempo e determinar a concentração integrada ou média em períodos especificados; discriminar entre radônio e torônio (no caso dos detectores de estado sólido que realizam espectrometria alfa); e detectar concentrações baixas de radônio (concentração mínima detectável de $5,0 \text{ Bq. m}^{-3}$).

3.3.1.5 Equipamentos de medida dos produtos de decaimento do radônio

Para uma avaliação mais precisa da dose de radiação decorrente do radônio, o conhecimento do fator de equilíbrio é uma ferramenta importante. Sendo assim, medidas diretas da progênie do radônio em termos da concentração da energia alfa potencial e da concentração equivalente de equilíbrio serão necessárias para o cálculo desse parâmetro. Todos os métodos disponíveis atualmente para essa finalidade baseiam-se na coleção da progênie do radônio em filt/ros e subsequente avaliação da atividade presente nesse filtro. Exemplos de técnicas de análise da progênie do radônio constituem contadores alfa, detectores integrados e equipamentos contínuos do tipo *Working Level* (espectrometria alfa – detectores de estado sólido) (WHO, 2009).

3.3.2 Técnicas de Determinação de Radionuclídeos Naturais

3.3.2.1 Espectrometria Gama

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

Os detectores semicondutores de germânio são preferíveis na análise de espectros de radiação gama complexos, pois têm alta resolução. Dessa forma, mesmo quantidades muito pequenas de radionuclídeos em uma amostra podem ser detectadas. O sinal de

saída de tais detectores à radiação gama se faz de maneira indireta, por meio de elétrons secundários gerados pela interação dos raios gama da amostra com os átomos do detector. Essa interação pode ocorrer por efeito fotoelétrico, Compton e produção de pares (FORTINI & SOUZA, 2001 *apud* CUCCIA, 2006).

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

Nesse método analítico, a curva de eficiência é considerada a parte mais importante (QUINDÓS *et al*, 2006). Dessa forma, para obter resultados confiáveis, as amostras devem ser preparadas em condições similares dos padrões de calibração. Sabe-se que as características das amostras devem influenciar a condição de calibração pelo efeito de auto-absorção. A densidade da amostra é reconhecida como o fator principal na determinação da energia dos raios gama: amostras com densidade mais alta absorvem mais os raios gama comparado com as amostras de densidade mais baixa e, então, apresentarão eficiência reduzida (EKE & BOZTOSUN, 2014). Sendo assim, em muitos casos a condição de calibração não é satisfeita sendo necessário determinar fatores de auto-absorção. O efeito da auto-absorção nos valores de eficiência tem influência significativa principalmente em baixas energias (QUINDÓS *et al*, 2006). Na literatura, muitas pesquisas envolvendo a determinação de fatores de correção de auto-absorção estão sendo conduzidas devido ao efeito na atividade calculada (QUINDÓS *et al*, 2006; PILLEYRE *et al*, 2006; KHATER & EBAID, 2008; EKE & BOZTOSUN, 2014; BOSHKOVA & MINEV, 2001; MOSTAJABODDAVATI *et al*, 2006).

3.3.2.2 Ativação Neutrônica

O ^{238}U somente pode ser determinado indiretamente por espectrometria gama em amostras para as quais se admite o equilíbrio radioativo. Sendo assim, esse radionuclídeo pode ser analisado pela técnica AAN – Análise por Ativação Neutrônica, técnica independente de desequilíbrio e um método consagrado e de confiabilidade

maior que a espectrometria gama para o ^{238}U . Para tanto, utiliza-se o método de análise de nêutrons retardados por fissão.

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

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Minas visitadas

Conforme mencionado anteriormente, as minas selecionadas para reavaliação na etapa II do projeto foram aquelas que apresentaram teores de radônio acima do limite de 1000 Bq. m⁻³, nível de referência da ICRP, na fase I do projeto. As informações técnicas de cada mineração podem ser visualizadas na Tabela 4.1. A data das campanhas, a quantidade de pontos selecionados em cada mina e a descrição desses pontos para monitorização são mostrados na Tabela 4.2. Esses locais amostrados foram escolhidos de forma que toda a mina fosse avaliada e que abrangesse todos os tipos de atividades de mineração observadas no interior da mina.

Neste trabalho, as informações geológicas de cada mina são de extrema importância visto que a concentração de radônio em tais ambientes está diretamente relacionada com o conteúdo dos seus precursores na composição litológica. Dessa forma, na seção seguinte serão abordadas as características geológicas de cada mineração visitada, demonstrando o perfil estratigráfico em cada caso. Esse demonstra as informações geológicas mínimas da constituição da mina e foi base para definição das amostras que foram coletadas para análise dos radionuclídeos naturais. Ressalta-se que tais informações foram coletadas no momento das campanhas e compiladas em CNEN (2013). Na Figura 4.1 tem-se o Mapa do Brasil com pontos em vermelho indicando as regiões estudadas.

Tabela 4.1 Informações Técnicas das Minas Visitadas

Mineração	Principal Produto Mineral	Rocha Encaixante	Situação da mina	Concentração de radônio na fase I do projeto (kBq.m ⁻³)
Mina A	Algamatolito	Cima/capa: granito riolito Baixo/lapa: formação ferrífera (grupo Nova Lima) Área de transição: Milonito ou xisto de granito	Mina vistada duas vezes: na primeira visita estava parada* e na segunda visita estava em operação	6,5 ± 0,3
Mina B	Carvão	Siltito	Em operação	3,0 ± 0,1
Mina C	Esmeralda	Cima/capa: Pegmatito Baixo/lapa: Anfibolio Gnaisse	Em operação	3,0 ± 0,5
Mina D	Turmalina	Xisto ou Quartzo	Em operação	6,9 ± 0,1
Mina E	Scheelita	Calco Silicato	Parada*	1,2 ± 0,1
Mina F	Fluorita	Traquito	Em operação	2,5 ± 0,1

*Em manutenção na data da visita

Fonte: CNEN (2013)



Figura 4.1 Mapa do Brasil com pontos indicando as regiões estudada

Fonte: CNEN (2013)

Tabela 4.2 Datas das campanhas e quantidade e descrição dos pontos selecionados para monitoração

Mina	A - 1	A - 2	B	C	D	E	F
Data da campanha	27/06/11 a 31/06/11	19/09/11 a 23/09/11	08/08/11 a 12/08/11	21/11/11 a 25/11/11	26/03/12 a 30/03/12 e 9/07/12 a 10/07/12	16/04/12 a 21/04/12	26/11/12 a 30/11/12
Quantidade de pontos selecionados	6	4	12	5	9	8	9
Descrição dos pontos selecionados	Galeria - nível 733	Travessa III Sul - nível 733	Painel CD - travessa 0 T10 com a GD2/GD4	Câmara de refúgio	Nível B	Entrada do chiqueiro dos bodes	Elevador
	Rampa - área de transição milonito Câmara de refúgio - nível 753	Travessa I Sul - nível 733	Refeitório do GD/ ponto de encontro do painel GD	Galeria central direita esquina com Minas Gerais direita	Nível B a 5 m do local da explosão (frente de lavra)	Nível 485 - 60m	Nível 100/ corpo 2
	Galeria - nível 753 (medida perdida/galeria preenchida)	Câmara de refúgio - nível 753	Entrada do painel galeria k0 travessa 1	Raise no final da rampa - nível 617	Nível B - próximo à escada	Nível 495 - aproximadamente 15 m	Nível 110/ corpo 2
	Galeria - nível 753	Próximo à oficina	Entrada do painel S/ L1 - T4	Ponto de recarga	Escada (entrada da ventuinha)	Nível 520 (pegmatito)	Nível 110/ corpo 1 leste
	Travessa - nível 779	*	Saída da ventilação - na placa de saída de emergência	Estacionamento (ponto externo)	Frente Wilson	Saída (próximo à escada)	Nível 115/ corpo 2 150 da frente de lavra
	Escritório	*	Painel ID0 com a T28/ID	*	Frente Orlando	Sala de arquivo técnico (ponto externo)	Rampa de acesso 115 - 120
	*	*	Refeitório do ID/ Ponto de encontro do painel ID	*	Nível de entrada/ 50 m da boca do Orlando	Sala de reunião (ponto externo)	Nível 120 - corpo 1 leste
	*	*	Entrada do painel ID com galeria R4/ eixo principal	*	área externa (ponto externo)	Sala de reunião (ponto externo)	Câmara de refúgio - nível entre 94 e 100
	*	*	Entrada do painel Gdcom galeria R4	*	Dentro da casa/ sala (ponto externo)	*	Escritório (ponto externo)
	*	*	Galeria R4 (ponto 02 de 2009) com T2	*	*	*	Escritório Rafael
	*	*	Almoxarifado (ponto externo)	*	*	*	*
	*	*	Lava botas (ponto externo)	*	*	*	*

Fonte: Autor

4.2 Geologia das minas vistas

4.2.1 Mina A

É proprietária de jazida de agalmatolito (bem mineral não-metálico), minério com tipologia lenticular, encaixado em rochas arqueanas do Super Grupo Rio das Velhas. A partir do ano de 2000, está sendo explorada também subterraneamente. O acesso principal se faz por meio de um plano inclinado, o qual permite alcançar o Nível 765, que se encontra à profundidade máxima de 35 m da superfície (CNEN, 2013). A Figura 4.2 retrata de maneira simplificada o perfil de camadas estratigráficas da mineração.



Figura 4.2 Perfil de Camadas Estratigráficas da Mina A (informações coletadas durante a campanha)

Fonte: Autor

4.2.2 Mina B

Opera na lavra de carvão há muitos anos. O sistema de lavra utilizado é o de câmaras e pilares. Nessa região foi observado um depósito de urânio. Ele foi descoberto, em 1969, como resultado de um levantamento sistemático de bacias de carvão do sul e sudeste do Brasil. Neste caso, o corpo de minério principal é de forma lenticular e segue um palco-canal de direção norte-sul. O corpo tem cerca de 2000m de comprimento e largura

média de 600m. O urânio ocorre como uraninita em arenitos ou associado com matéria orgânica em argilas carbonosas e carvões (CNEN, 2013).

Diante disso, a Figura 4.3 retrata de maneira simplificada o perfil de camadas estratigráficas da mineração.

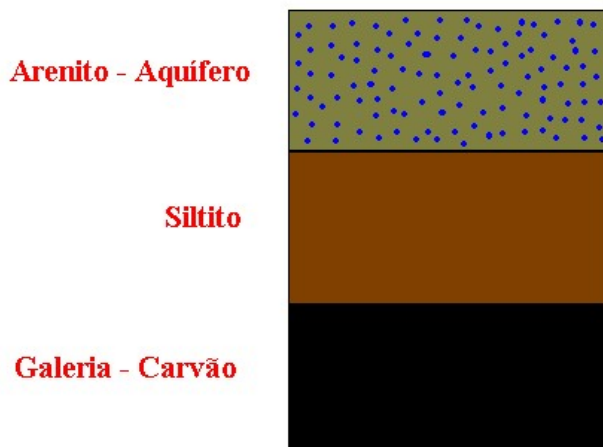


Figura 4.3 Perfil de Camadas Estratigráficas da Mina B (informações coletadas durante a campanha)
Fonte: Autor

4.2.3 Mina C

Esta mina, localizada no município de Itabira (MG), coordena os trabalhos de exploração subterrânea de esmeraldas em minério anfibolítico (CNEN, 2013). O perfil de camadas estratigráficas da mina C pode ser observado na Figura 4.4.



Figura 4.4 Perfil de Camada Estratigráfica da Mina C (informações coletadas durante a campanha)
Fonte: Autor

4.2.4 Mina D

Explora uma jazida de turmalina em pegmatitos. Nessa região, ocorrem rochas metamórficas do Proterozóico Superior – Grupo Rio Doce (Formação São Tomé – RDST), constituídas de quartzitos, xistos, anfibolitos e filitos, com espessuras variáveis de até centenas de metros. Na lavra, ocorre uma sequência de veios de pegmatitos subparalelos mineralizados em muscovita e turmalina, que cortam rochas quartzíticas. Até a presente data, existem mais de 3000 metros de galerias de flanco de encosta, distribuídas em diversas frentes de trabalho em operação e/ou abandonadas, muitas das quais constituindo verdadeiras catas de garimpos (CNEN, 2013). Na Figura 4.5 apresenta de maneira simplificada o perfil de camadas estratigráficas da Mina D.

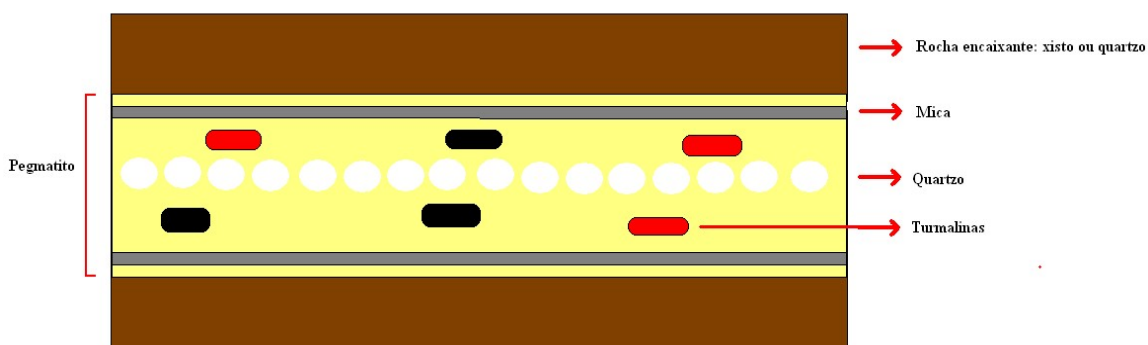


Figura 4.5 Perfil de Camada Estratigráfica da Mina D (informações coletadas durante a campanha)
Fonte: Autor

4.2.5 Mina E

Correponde a um depósito de scheelita. As mineralizações de scheelita ocorrem predominantemente em rochas calcissilicáticas (tactitos ou escarnitos) associados a níveis de mármore, ambos incluídos em supracrustais do Grupo Seridó. Esse grupo, possivelmente de idade proterozóica, tem sua origem relacionada a depósitos sedimentares e, provavelmente também vulcano-sedimentares, metamorfizados e complexamente deformados presumivelmente em evento(s) pré-brasiliano(s). O método

de lavra usado é de câmaras e pilares (*room and pillar*) e recalque (*shrinkage stopping*) e, para o beneficiamento do minério, usa-se o processo gravimétrico (CNEN, 2013). O perfil de camadas estratigráficas da mina E pode ser observado na Figura 4.6.

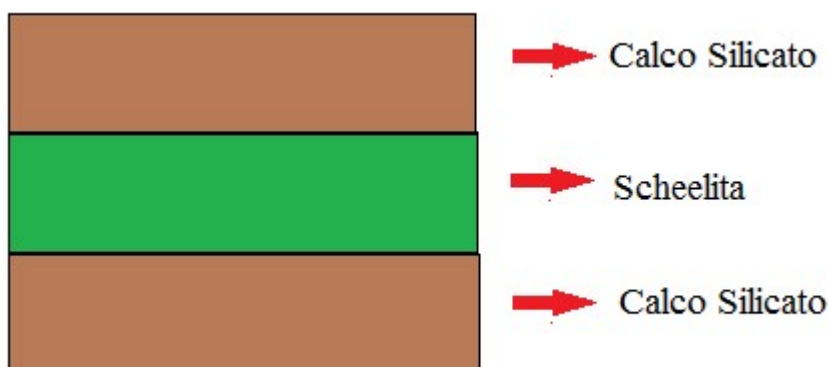


Figura 4.6 Perfil de Camada Estratigráfica da Mineração E (informações coletadas durante a campanha)

Fonte: Autor

4.2.6 Mina F

Os depósitos de fluorita estão associados aos domínios do complexo alcalino homônimo. Os filões de fluorita cortam indistintamente todas as litologias desde os gnaisses do embasamento pré-cambiano até as intrusivas de idade cretácica superior e correspondem, em sua maioria, a reativação de antigas zonas de cisalhamento NE-ENE durante o processo de abertura do Oceano Atlântico Sul. A partir dos estudos de geoquímica do flúor e de elementos das terras raras e estudo de inclusões fluídas, a gênese das mineralizações está ligada à alteração das rochas encaixantes por soluções superficiais meteóricas, infiltradas através das falhas e fraturas, que quando aquecidas em profundidade provocaram a lixiviação da sílica, do flúor e do cálcio, precipitando a fluorita e a calcedonea no fim do seu movimento. Dois depósitos, pertencentes a estruturas distintas, encontram-se em fase de lavra através de mina subterrânea e de galeria de encosta (CNEN, 2013). Na Figura 4.7 apresenta de maneira simplificada o perfil de camadas estratigráficas da mina F.



Figura 4.7 Perfil de Camada Estratigráfica da Mina F (informações coletadas durante as campanhas)
Fonte: Autor

4.3 Procedimentos Experimentais

Nessa fase II do projeto, estuda-se o comportamento do radônio em minas subterrâneas. Isso engloba medições integradas e instantâneas da concentração de ^{222}Rn no ar, medidas instantâneas da progênie do radônio no ar, determinação do fator de equilíbrio (F), medições de radônio em água e medições das atividades de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em amostras dos materiais geológicos presentes no interior das minas e de solos da região da mina. Para tanto, os detectores utilizados são: câmaras de ionização de eletretos tipo E-PERM (Rad Elec Inc.), detector de traços CR-39 (câmara de difusão, Landauer), detector *AlphaGuard* (PQ 2000 PRO, Saphymo GmbH), detector Doseman (PRO, Sarad) e detector RAD7 (Durrige Company Inc.). Além disso, o método de análise espectrometria gama e ativação neutrônica foram empregados. Os elementos diretamente analisados e a respectiva técnica utilizada podem ser visualizados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 Radionuclídeos analisados e metodologia utilizada

Radionuclídeos	Meio	Método/Equipamento
^{222}Rn	ar	Câmara de ionização de eletretos, AlphaGuard e CR-39
^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po (Progênie do Radônio)	ar	Doseman
^{222}Rn	solo	AlphaGuard
^{222}Rn	água	RAD7
^{238}U	rocha e solo	Ativação neutrônica, com detecção de nêutrons retardados por detector de BF_3
^{226}Ra	rocha e solo	Espectrometria gama (HPGe) - pico do ^{214}Bi em 609,3 keV, frequência de 46,3 %
^{232}Th e ^{228}Ra	rocha e solo	Espectrometria gama (HPGe) - pico do ^{228}Ac em 911,1 keV, frequência de 44,6 %
^{40}K	rocha e solo	Espectrometria gama (HPGe) - pico do ^{40}K em 1460,8 keV, frequência de 10,7%

Fonte: Autor

O princípio de funcionamento de cada detector e as técnicas analíticas empregadas serão descritos em sequência. Além disso, a metodologia aplicada em cada contexto será abordada.

4.3.1 Radônio no ar: Câmara de Ionização E-PERM

No sistema E-PERM (Rad Elec, Inc.), a câmara de ionização de eletretos é constituída por um eletreto estável de teflon e uma câmara de plástico, como apresentado na Figura 4.8. Neste detector, o radônio difunde por um filtro de entrada mantendo a sua concentração no interior da câmara igual a do ambiente analisado. A radiação emitida pelo radônio e sua progênie formada dentro da câmara ioniza o ar. Quando isso ocorre no volume da câmara, os íons negativos são atraídos pela carga positiva da superfície do eletreto (cátodo) resultando em um decréscimo de sua carga inicial. Os íons positivos, por sua vez, são conduzidos para as paredes da câmara (anodo) onde são dissipados.

Essa redução no potencial da superfície do eletreto é proporcional à concentração integrada de radônio no tempo de exposição (KOTRAPPA, 2007).



Figura 4.8 Câmara de ionização E-PERM

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

Neste caso, existem dois tipos de eletretos com características diferentes: os eletretos de curto prazo (ST) e os eletretos de longo prazo (LT). Os eletretos de curto prazo apresentam alta sensibilidade e são identificados por um selo azul. Os eletretos de longo prazo são menos sensíveis e têm selos vermelhos. Além disso, existem duas câmaras padrões: câmara de curto prazo (S) de 210 mL e a câmara de longo prazo (L) de 58 mL. Diante dessas opções quatro combinações são possíveis: SST, SLT, LST e LLT como relacionado na Tabela 4.4. Neste trabalho foi utilizada a opção SST devido à necessidade de obter em curto prazo um levantamento inicial da concentração de radônio nas minas subterrâneas.

Tabela 4.4 Configuração das câmaras de eletretos

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

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

Os detectores foram distribuídos ao longo das minas subterrâneas para estudar a dinâmica do radônio nesses ambientes devido às correntes de ventilação. Os pontos selecionados (Figura 4.9 e Figura 4.10) para amostragem foram áreas ativas das minas que retratam as condições de trabalho encontradas pelos mineiros. Nestas áreas,

atividades típicas de mineração puderam ser observadas como: perfuração, detonação, transporte de materiais e manutenção de equipamentos e da estrutura de cada mina. Os detectores SST permaneceram na mina por, aproximadamente 2 dias. Esse tempo pode variar de acordo com a concentração de radônio no interior da mina determinada pelo detector instantâneo Alpha*GUARD*, por exemplo.



Figura 4.9 Instalação das câmaras de ionização E-PERM em minas subterrâneas – Mina F

Fonte: Autor



Figura 4.10 Câmaras de ionização E-PERM instaladas em minas subterrâneas – Mina F

Fonte: Autor

Transcorrido o prazo mínimo para a medida, os detectores foram recolhidos e analisados. A leitura dos detectores foi realizada com um instrumento eletrônico capaz de medir o potencial da superfície (voltagem) do eletreto: o Leitor SPER-1 (Figura 3.8). Os softwares utilizados para tratamento dos dados e cálculo da concentração de radônio foram *WINSPER Data Base e Pré-programmed Palm Pilot*, os quais baseiam-se nas equações descritas abaixo. (KOTRAPPA, 2007).

A conversão das duas leituras da voltagem do eletreto (inicial e final) e do período de exposição em concentração de radônio (pCi/L) foi realizada por meio da Equação 4.1, em que VI representa a voltagem inicial, VF a voltagem final, CF o fator de calibração, D o período de exposição em unidades de dia e BG o *background* de radiação gama ambiental.

$$C_{Rn} = \frac{(VI - VF)}{CF \times D} - BG \quad (4.1)$$

O fator de calibração CF (Volts/ (pCi/l) dias) foi obtido utilizando a equação 4.2, em que A e B são constantes particulares específicas para cada configuração E-PERM (Valores de A e B podem ser obtidos em Kotrappa (2007)).

$$CF = A + B \left(\frac{VI + VF}{2} \right) \quad (4.2)$$

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

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

quadrada da soma dos quadrados das incertezas de 1 Volt. Expresso em erro percentual tem-se (Equação 4.3) (KOTRAPPA, 2007):

$$E2 = \frac{100 \times 1,4}{(I - F)} \quad (4.3)$$

Como pode ser observado na Equação 4.1, os detectores E-PERMs são sensíveis aos íons produzidos pela radiação X e γ . Nos Estados Unidos, medidas realizadas em vários estados comprovaram que o *background* gama natural introduz um erro de aproximadamente 0,1 a 0,2 pCi/L (KOTRAPPA, 2007). Por isso, utilizou-se o detector Identifinder (descrito a seguir na seção 4.4.8) para avaliar a taxa de dose externa devido à radiação gama, a qual foi convertida em exposição em todos os pontos amostrados com esse tipo de detector.

O *background* gama \overline{BG} foi convertido para o equivalente em radônio por meio do fator de conversão gama (G), ou seja, $\overline{BG}_{gama} \times G$. O fator de conversão (G) depende também do tipo de configuração (Valor de G pode ser obtido em Kotrappa (2007)). O BG encontrado foi subtraído da concentração de radônio obtida com os eletretos utilizando a Equação 4.1. Quanto à incerteza (E3) relacionada a essa variável, tem-se (Equação 4.4) (KOTRAPPA, 2007):

$$E3 = \frac{100 \times BG}{C_{Rn}} \quad (4.4)$$

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

Feitas essas considerações, o erro total atribuído à medida é igual à raiz quadrada da soma dos quadrados dos erros mencionados (Equação 4.5) (KOTRAPPA, 2007):

$$E_{Total} = \sqrt{E1^2 + E2^2 + E3^2} \quad (4.5)$$

A concentração mínima mensurável para o método, CMM, foi obtida na Tabela 4.5..

Tabela 4.5 Concentração mínima mensurável para o método: câmara de ionização de eletretos

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

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

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

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

4.3.2 Radônio no ar: CR-39

O detector de traços utilizado consiste de um dispositivo de detecção (câmara de difusão e detector CR-39) conforme pode ser visualizado na Figura 4.11.

De acordo com as condições de processamento dos detectores CR-39 estabelecidas pelo Laboratório de Radioatividade Natural - LRN/CDTN, após a exposição, os CR-39 foram retirados das câmaras e revelados em solução 6,25 M de NaOH + 2 % de álcool, sob temperatura de 75 °C para ampliação dos traços, de modo a possibilitar a sua observação em microscópico óptico. Segundo Miranda (2009), o álcool possui a capacidade de diminuir o limiar de ionização no processo de revelação. O *background*, por sua vez, foi determinado em detectores não expostos ao serem submetidos em condições idênticas de ataque químico.

A contagem do número de traços fez-se por meio de um microscópico óptico (ORTHOLUX) com lente objetiva de 5x acoplado a uma câmara DFC295 (Leica Microsystems Ltd.). Para cada detector, foram feitas 15 imagens (Figura 4.12) do campo óptico com o software LAS V3. 8, as quais foram tratadas pelo software QUANTIKOV (PINTO, 1996), que fornece a densidade média de traços por cm².

Dessa forma, o número de traços por unidade de área, após subtrair o *background*, é diretamente proporcional à “exposição”, isto é, a integração da concentração de radônio ao longo do tempo. Um fator de conversão obtido em sistemas calibrados permite

converter a densidade de traços em concentração de radônio (CIGNA, 2005). No presente caso, o fator de calibração foi determinado pela exposição de câmaras de detecção a diversos níveis de exposição em sistemas de calibração do LRN/CDTN equipados com fontes de ^{226}Ra referenciadas ao NIST.

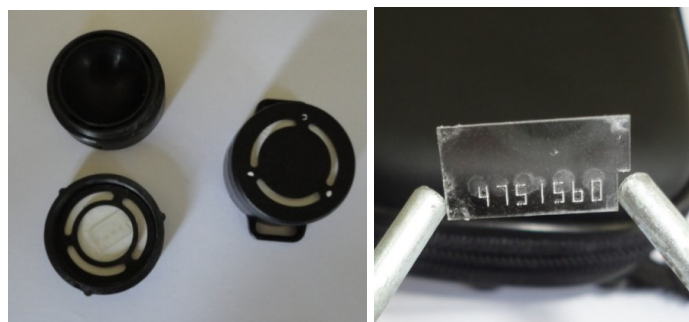


Figura 4.11 Câmara de difusão e detector CR-39

Fonte: Autor

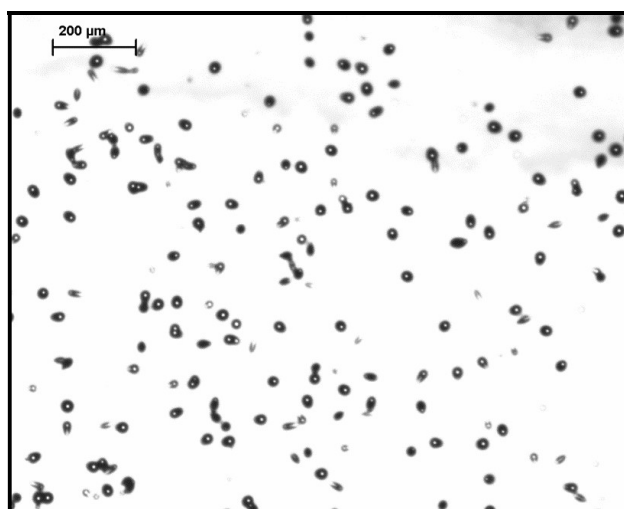


Figura 4.12 Exemplo de uma imagem adquirida com o software LAS V3.8

Fonte: Autor

O Laboratório de Radioatividade Natural do CDTN/CNEN participa de um programa de intercomparação de resultados promovido pelo instituto NIRS do Japão. Neste programa, dispositivos de detecção são preparados e enviados ao Japão para exposição em dois níveis de concentração de radônio conhecidos. Após os procedimentos experimentais necessários, os detectores são reenviados ao Laboratório para

processamento e análise; os resultados obtidos para concentração de ^{222}Rn são comparados entre as duas instituições. As intercomparações são anuais e têm atendido ao padrão estabelecido.

Os detectores CR-39 foram instalados juntamente com os detectores de eletretos, nas mesmas condições, como pode ser verificado nas Figuras 4.9 e 4.10. Entretanto, tais detectores permaneceram nas mínimas por no mínimo três meses.

4.3.3 Fator de Equilíbrio: Alpha*GUARD* e Doseman

Na avaliação de dose para os trabalhadores, necessita-se determinar o fator de equilíbrio (F) entre o radônio e sua progênie.

As medições da concentração de radônio no ar foram executadas com o detector Alpha*GUARD* (Figura 4.13): um sistema Saphymo GmbH, modelo PQ2000PRO, que opera segundo os princípios de uma câmara de ionização pulsada. A câmara de ionização do Alpha*GUARD* tem um volume ativo de 0,56L e, quando ligada, apresenta um potencial de +750 V no interior metálico. Ao longo do seu eixo longitudinal localiza um eletrodo central de potencial igual a 0 V. Esse eletrodo é conectado como sinal de entrada do pré-amplificador. Os sinais processados no pré-amplificador são transmitidos para um circuito eletrônico para digitalização (SAPHYMO, 2010). A técnica consistiu em instalar o Alpha*GUARD* no ambiente interior das minas no modo difusão. Neste trabalho, o equipamento foi programado para intervalos de amostragem de 60 ou 10 minutos, atuando como um detector passivo contínuo.

As análises por espectrometria alfa, para determinação da progênie do radônio, foram realizadas utilizando o detector DOSEman Pro (SARAD) (Figura 4.14). O fundamento básico do método é a detecção da partícula alfa, que apresenta um alcance bem definido, perdendo, geralmente, a totalidade de sua energia no volume ativo do detector. Dessa forma, obtêm-se espectros com picos de energias característicos e bem definidos (ARAMBURU & BISBAL, 1994).

No DOSEman, amostras de particulados de aerossóis são coletadas, por sucção de ar, em um filtro, que é analisado continuamente por um detector de silício com respeito à

energia de decaimento alfa. Utilizaram-se intervalos de amostragem de 60 minutos, obtendo informações sobre as grandezas usadas para caracterizar a progênie do radônio: Concentração da Energia Alfa Potencial (C_p) e Concentração Equivalente de Equilíbrio (EEC).

O DOSEman foi instalado, juntamente com o AlphaGUARD nas minas subterrâneas estudadas. Os pontos selecionados para amostragem foram áreas ativas e seguras das minas que retratam as condições de trabalho encontradas pelos mineiros. Em cada ponto, o experimento foi aplicado continuamente por, aproximadamente, 2 dias (Figura 4.15 e Figura 4.16).

Dessa forma o fator de equilíbrio (F) foi calculado através da Equação 4.6 (UNSCEAR, 2000):

$$F = \frac{EEC}{C_{Rn}} \quad (4.6)$$

Onde C_{Rn} é a concentração de radônio no ar. O fator F caracteriza o desequilíbrio entre radônio e sua progênie em termos da energia alfa potencial. Este fator tem sido amplamente estudado em condições distintas para avaliar a dose que as pessoas estão expostas para uma dada concentração de radônio (CIGNA, 2005).



Figura 4.13 O AlphaGUARD

Fonte: Autor



Figura 4.14 O DOSEman
Fonte: Autor



Figura 4.15 Determinação do Fator de Equilíbrio – Mina F
Fonte: Autor



Figura 4.16 Determinação do Fator de Equilíbrio – Mina C

Fonte: Autor

4.3.4 Radônio no solo: Alpha*GUARD*

Os pontos amostrados foram definidos na superfície, diretamente em cima das galerias das minas. Em cada caso, realizou-se de uma a duas medições na superfície. A concentração dos radionuclídeos nos solos depende do conteúdo radioativo das rochas que o originaram (processo geológico) e de causas geoquímicas (KUMAR, 2008). Com isso, tais medidas auxiliaram na avaliação das principais fontes de radônio em minas subterrâneas. Para a determinação do radônio nos gases do solo, utilizou-se o Alpha*GUARD* no modo de fluxo contínuo a intervalos de 1 minuto. Neste caso, a técnica consistiu em introduzir uma sonda de metal no solo, a uma profundidade de 70 cm, pela qual o radônio é sugado para dentro do equipamento em circuito aberto, como ilustrado na Figura 4.17 e na Figura 4.18.



Figura 4.17 Posicionamento da Haste de Metal no Solo, a uma Profundidade de 70 cm
Mina E.
Fonte: Autor



Figura 4.18 Medida de Radônio em Solo – Mina E
Fonte: Autor

4.3.5 Radônio em água: RAD7

Ainda com objetivo de obter a origem do radônio, as concentrações de radônio em água foram obtidas com o detector de sílcio RAD7 (DurrIDGE Company Inc.) aplicado a um kit específico para determinar a concentração de radônio em água denominado RAD H₂O em circuito fechado (Figura 4.19 e Figura 4.20). Para medições de radônio em água o RAD7 dispõe de dois protocolos, são eles: WAT250 e WAT40 para volumes de água de 250 mL e 40 mL, respectivamente. Dentre esses, utilizou-se o protocolo WAT250, no qual verifica-se um ciclo constituído por 5 reciclos de 5 minutos cada, sendo o primeiro um estágio de aeração e os quatro restantes um intervalo para medir a atividade de polônio (espectrometria alfa) e, a partir dessa, calcular a concentração de radônio.

Nota-se que as amostras de águas foram coletadas em condições peculiares: diretamente da rocha, sem entrar em contato com o ar (às vezes realizava-se um furo ou, quando possível, coletava-se a água que escorre) (Figura 4.21).

Cabe destacar que, o LRN - Laboratório de Radioatividade Natural do CDTN/CNEN participa do PNI/IRD – Programa Nacional de Intercomparação de resultados coordenado pelo IRD/CNEN. Este envia ao LRN uma amostra de ²²⁶Ra em solução. A amostra é transferida para frascos que são cuidadosamente vedados por, no mínimo trinta dias. O prazo de trinta dias é necessário para que o equilíbrio radioativo secular seja restabelecido entre o ²²⁶Ra e ²²²Rn. Transcorrido o prazo, a solução é analisada utilizando o detector Alpha*GUARD* e RAD7; os resultados obtidos para concentração de ²²²Rn são relatados como concentração de ²²⁶Ra. Os resultados de um participante do programa podem diferir de até dois desvios padrões de referência com relação ao verdadeiro valor. As intercomparações são quadrimestrais e os resultados encontrados estão de acordo com padrões estabelecidos.



Figura 4.19– Medida de Radônio em Água - Mina E
Fonte: Autor



Figura 4.20– Medida de Radônio em Água - Mina B
Fonte: Autor



Figura 4.21 Coleta de Água – Mina F
Fonte: Autor

4.3.6 Espectrometria Gama

As amostras de minérios, de rochas e de solos coletadas (Figura 4.22) em cada mina foram trituradas, vertidas para frascos Marinelli e pesadas. A eficiência de detecção neste tipo de frasco é melhorada, pois possibilita-se que maior volume de amostra fique o mais próximo possível do detector.

Os frascos foram cuidadosamente vedados e permaneceram desta forma por, no mínimo, trinta dias para que o equilíbrio radioativo secular seja restabelecido entre o ^{226}Ra e seus produtos de decaimento de meia-vida curta.

Após esse período, as amostras foram analisadas no Laboratório de trítio do CDTN/CNEN no detector de germânio hiperpuro *Canberra*, de eficiência 15%, geometria coaxial. Tal detector está localizado dentro de uma sala de contagem com *background* reduzido, um dos menores do mundo. O aplicativo de aquisição de dados utilizado foi *Genie 2000 – Gamma Acquisition & Analysis*, da *Canberra*.



Figura 4.22 Coleta de Amostra de Solo – Mina F.
Fonte: Autor

Os radionuclídeos de ocorrência natural relevantes para este trabalho e determinados por espectrometria gama foram: ^{226}Ra , ^{232}Th (^{228}Ra) e ^{40}K . A concentração de atividade ^{40}K , por exemplo, pode ser medida diretamente pelo seu raio gama de 1460,8 keV. Entretanto, a do ^{226}Ra , ^{232}Th (^{228}Ra) deve ser calculada baseada na atividade média dos seus respectivos produtos de decaimento, ^{212}Pb e ^{228}Ac , respectivamente (El Afifi *et. al*, 2006). Para essa consideração, a condição de equilíbrio deve ser alcançada: entre ^{214}Bi , ^{214}Pb para ^{226}Ra e entre ^{228}Ac , ^{212}Pb e Tl^{208} para ^{232}Th (^{228}Ra).

A atividade A desses radionuclídeos nas amostras foi calculada por meio da Equação 4.7 em que C representa a taxa de contagens na energia do pico; E representa a eficiência; γ a probabilidade de emissão de radiação gama para a determinada energia; m a massa da amostra; e C_i é o fator de correção devido à diferença de densidades entre a amostra e o padrão de calibração. A determinação desse fator será abordada na seção 3.4.6.1.

$$A = \frac{\dot{C}}{E \cdot \gamma \cdot m} \cdot C_i \quad (4.7)$$

As áreas dos picos utilizadas para avaliação das atividades foram calculadas eliminando o *background* que foi avaliado para tal detector, por meio da contagem de um branco, isto é, uma amostra isenta de radionuclídeos, pelo mesmo período de tempo.

O limite de detecção do método, *LD*, para cada radionuclídeo, foi calculado por meio da Equação 4.8 (Currie, 1968 *apud* El Afifi *et al*, 2006):

$$LD = \frac{\sigma\sqrt{B}}{E.\gamma.t.m} \quad (4.8)$$

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

O Laboratório de Radioatividade Natural do CDTN/CNEN também participa do PNI/IRD - Programa Nacional de Intercomparação coordenado pelo IRD/CNEN a fim de avaliar a espectrometria gama. Dessa forma, o IRD envia aos participantes uma solução padrão contendo ^{133}Ba , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs , ^{134}Cs e ^{106}Ru . A amostra é preparada conforme recomendações do IRD e vertida em frascos marinelli. A solução é analisada utilizando o detector de germânio. Os resultados obtidos para concentração de atividade dos radionuclídeos mencionados são enviados para o IRD. Os resultados de um participante do programa podem diferir de até dois desvios padrões de referência com relação ao verdadeiro valor. As intercomparações são quadrimestrais e os resultados encontrados estão de acordo com padrões estabelecidos.

4.3.6.1 Espectrometria gama: fator de correção de auto-absorção

As amostras de diferentes origens, composições e densidades coletadas nas campanhas do Projeto Radônio foram analisadas por espectrometria gama com detector HPGe. Diante da necessidade descrita na seção 3.3.2.1, para determinar os fatores de correção de auto-absorção, quatro amostras padrões foram selecionadas e utilizadas como referência. A

composição química e a densidade das amostras são apresentadas na Tabela 4.6. Uma solução certificada contendo cinco radionuclídeos emissores gama (^{133}Ba , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{155}Eu) foi preparada e adicionada em cada amostra para obter as eficiências. As energias gama e a probabilidade de emissão – I_γ podem ser visualizadas na Tabela 4.7. Cabe ressaltar que esse material é certificado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria IRD/CNEN e que dispõem de um número de linhas gama suficiente para abranger uma faixa de energia de 60 a 1332 keV.

Tabela 4.6 Composição química e densidade das quatro amostras

Amostra	Densidade (kg.m^{-3})	Composição química
Ácido bórico	950	HBO_3
Água	1000	H_2O
Ácido bórico+resíduo arenoso	1475	HBO_3 : 33,35%; SiO_2 : 40,46%; Fe_2O_3 : 24,13%; Al_2O_3 : 1,20%; SO_3 : 0,39%; P_2O_5 : 0,29%; CaO : 0,10%; MnO : 0,05%; NiO : 0,01%; CuO : 0,01%
Resíduo Arenoso ^a	1950	SiO_2 : 60,7%; Fe_2O_3 : 36,2%; Al_2O_3 : 1,80%; SO_3 : 0,59%; P_2O_5 : 0,44%; CaO : 0,15%; MnO : 0,07%; NiO : 0,01%; CuO : 0,01%

Fonte: Composição química obtida no laboratório de fluorescência do CDTN

Tabela 4.7 Energia gama e probabilidade de emissões dos radionuclídeos de referência (^{133}Ba , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{155}Eu)

Radionuclídeos emissores gama	Energia (keV) ^a	Probabilidade de Emissão - I_{γ} ^a
^{133}Ba	80,9979	0,3290
	276,3989	0,0716
	302,8508	0,1834
	356,0129	0,6205
	383,8485	0,0894
^{60}Co	1173,2280	0,9985
	1332,4920	0,9998
^{241}Am	59,5409	0,359
^{155}Eu	86,5479	0,3070
	105,3083	0,2120
^{137}Cs	661,657	0,8499

Fonte: ^a https://www-nds.iaea.org/xgamma_standards/gennergies1.htm

Cada amostra foi contada durante 86400 segundos e a eficiência foi determinada em função da energia de emissão gama (Figura 4.23). Note-se na Figura que as amostras com densidade alta têm eficiência reduzida, e conseqüentemente, apresentarão atividade menor que o valor real. Além disso, os efeitos da auto-absorção podem ser visualizados na referida Figura, sendo mais forte em baixas energias, o que está de acordo com o esperado devido ao maior coeficiente de absorção para energias mais baixas e confirmado na literatura (QUINDÓS *et al*, 2006).

Os fatores de correção de auto-absorção (C_i) foram definidos pela Equação 3.9:

$$C_i = \frac{E_o}{E_R} \quad (3.9)$$

Onde E_o é a eficiência de contagem na densidade da água (referência) e E_R é a eficiência de contagem real em diferentes densidades.

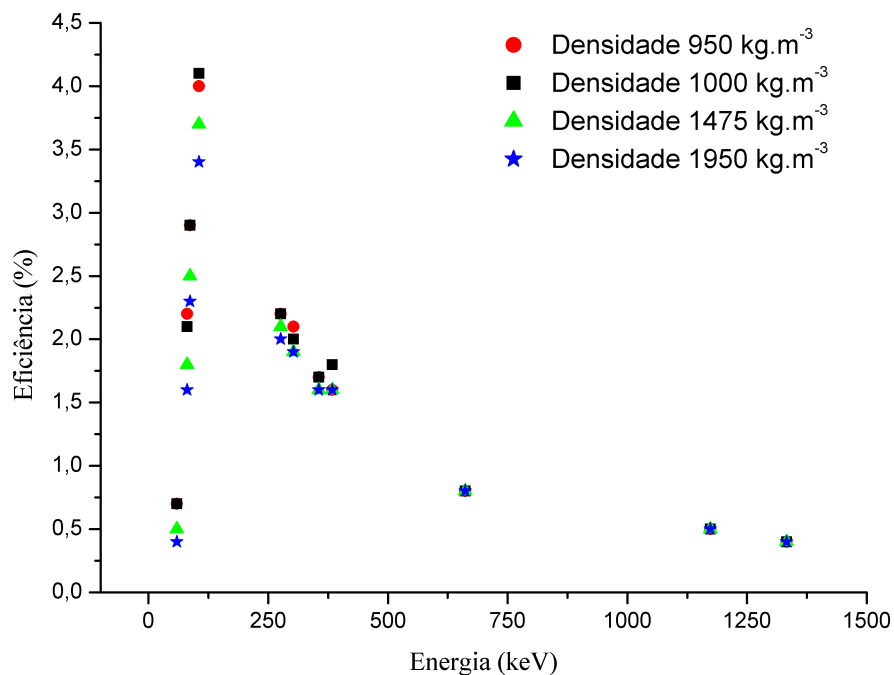


Figura 4.23 Eficiência (%) em função da energia do fotopico

Observam-se na Tabela 4.8 os resultados encontrados. Como podem ser verificados na Tabela, os fatores são maiores em baixas energias. A influência principal da densidade foi encontrada para o ^{210}Pb . Além disso, os fatores são menores em altas energias, tendendo ser constante na mesma densidade. A incerteza agrupada estimada para os fatores de correção em termos do intervalo de confiança é de 0,02. Então, os fatores de correção para as densidades de 950, 1475 e 1950 kg.m^{-3} são de 1,00, 1,04 e 1,00, respectivamente, para energias acima de 350 keV. Para outros valores de densidade, os fatores de correção devem ser obtidos por interpolação. É importante salientar que, para energias acima de 350 keV, constata-se uma variação nos fatores de correção na mesma

energia para diferentes densidades, provavelmente, devido à própria densidade ou composição química da amostra ou devido a ambos. O efeito da auto-absorção deve ser melhor estudado em estudos futuros.

Tabela 4.8 Fatores de correção para os radionuclídeos de referência (¹³³Ba, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am, ¹⁵⁵Eu)

Densidade (kg.m ⁻³)	²¹⁰ Pb 46,5 keV	²¹² Pb 238,6320 keV *	²¹⁴ Pb 351,9320 keV*	²⁰⁸ Tl 593,187 keV*	²¹⁴ Bi 609,316 keV*	¹³⁷ Cs 661,6570 keV	²²⁸ Ac 911,1 keV*	⁴⁰ K 1460,822 keV*
950	0,89	0,99	0,98	0,98	0,98	0,99	1	1,02
1000	1	1	1	1	1	1	1	1
1475	1,69	1,05	1,05	1,04	1,04	1,04	1,04	1,06
1950	2,01	1,06	1,03	1	1	1	0,98	1

*Radionuclídeos de interesse para a determinação de ²²⁶Ra, ²³²Th (²²⁸Ra) e ⁴⁰K.

A incerteza dos fatores de correção é em torno de 0,02 em termos do intervalo de confiança de 95%.

Fonte: Autor

4.3.7 Ativação Neutrônica

A detecção dos nêutrons atrasados foi realizada utilizando um contador proporcional com trifluoreto de boro - BF₃. Para aumentar a sensibilidade, o boro é enriquecido com ¹⁰B acima da sua de abundância isotópica natural que é de 19,7%. A reação que ocorre é representada pela Equação 3.9 (TURNER, 1995).



Quando um nêutron é absorvido pelo B¹⁰ do gás, uma partícula α e um átomo de Li⁷ são produzidos e se deslocam em direções opostas. Este movimento gera, dentro da câmara, pares de íons que originam o pulso elétrico, o qual é tratado pela eletrônica associada (TURNER, 1995).

Realizou-se tal análise de acordo com a metodologia do Laboratório de Ativação Neutrônica do CDTN/CNEN, utilizando o reator TRIGA IPR-R1.

4.3.8 Medidas Complementares

Além disso, avaliou-se a ventilação do ambiente por meio de medições da velocidade do ar utilizando um anemômetro portátil (Instrutherm AD-250) e a taxa de dose gama utilizando um detector de iodeto de sódio, o monitor Identifinder (THERMO) em seções ao longo de toda extensão da mina (Figura 4.24). O *Identifinder* fornece as leituras em $\mu\text{Sv. h}^{-1}$. O valor médio calculado para cada mina foi convertido em mSv. a^{-1} , considerando 2000 horas de trabalho (ICRP, 1993), a fim de determinar a parcela da dose efetiva anual correspondente à exposição externa do trabalhador.



Figura 4.24 Medida da Taxa de Exposição Gama – Mina F
Fonte: Autor

5 RESULTADOS

5.1 Resultados obtidos na fase II do projeto

Esta seção apresenta os resultados obtidos para as 6 minas visitadas com a metodologia descrita acima. É importante mencionar que os resultados das medidas de radônio e grandezas correlatas realizadas foram informados às instalações minero-indústrias conforme ofício elaborado durante este trabalho para tal finalidade e encaminhado pela COMAP/DRS/CNEN às mineradoras (Anexo II). Os resultados obtidos na Fase I do Projeto Radônio são apresentados no Anexo III.

5.1.1 Concentração de radônio em minas subterrâneas (medidas de curto e longo prazo)

As concentrações de radônio (média, máxima e mínima) obtidas com os detectores E-PERM (medidas de curto-prazo) e CR-39 (medidas de longo-prazo) para cada mina são apresentadas nas Tabelas 5.1 e 5.2, respectivamente. Cabe ressaltar que para se conhecer a concentração de radônio no interior de uma mina, medidas iniciais de curto prazo são recomendadas. Estas são simples, produzem resultados rápidos e permitem tomar decisões (EPA, 1992; 2009) como possíveis medidas remediadoras imediatas e o tempo que os detectores de longo-prazo permanecerão no ambiente. A taxa de exposição gama ($\mu\text{Sv/h}$) para cada ponto medido foi obtida. Tais valores foram convertidos em equivalente de radônio e subtraídos de cada medida realizada com os detectores E-PERM. Além disso, esses valores foram utilizados para calcular a dose referente à exposição gama que será apresenta a seguir.

Tabela 5.1 Concentrações de radônio (média, máxima e mínima) obtidas com os detectores E-PERM (medidas de curto-prazo) para cada mina

Concentração de radônio no ar (medidas de curto-prazo) - Bq.m ⁻³							
	Mina A - 1	Mina A - 2	Mina B	Mina C	Mina D	Mina E	Mina F
Ponto 1	2745 ± 137	866 ± 44	1354 ± 67	633 ± 33	4810 ± 241	1388 ± 70	
Ponto 2	1177 ± 59	918 ± 44	670 ± 33	229 ± 11	8177 ± 407		522 ± 26
Ponto 3	729 ± 41	921 ± 44	2942 ± 148		4921 ± 248		385 ± 19
Ponto 4			3299 ± 167	226 ± 11	2860 ± 144		292 ± 15
Ponto 5			3204 ± 159	215 ± 11			418 ± 22
Ponto 6							263 ± 15
Ponto 7							233 ± 11
Ponto 8							644 ± 33
Média	1550 ± 89	902 ± 44	2294 ± 127	326 ± 19	5192 ± 277	1388 ± 70	394 ± 21

Tabela 5.2 Concentrações de radônio (média, máxima e mínima) obtidas com os detectores CR-39 (medidas de longo-prazo) para cada mina

Concentração de radônio no ar (medidas de longo-prazo) - Bq.m ⁻³							
	Mina A - 1	Mina A - 2	Mina B	Mina C	Mina D	Mina E	Mina F
Ponto 1	1144 ± 80	638 ± 64	1254 ± 88	122 ± 24	7384 ± 517	1187 ± 83	
Ponto 2	599 ± 60	1160 ± 81	734 ± 73		6764 ± 473	218 ± 44	
Ponto 3	571 ± 57	807 ± 81			6502 ± 455	1256 ± 88	285 ± 57
Ponto 4		507 ± 51			3118 ± 218	808 ± 81	
Ponto 5	734 ± 51		2913 ± 204		3579 ± 251	427 ± 62	308 ± 62
Ponto 6	330 ± 66		781 ± 78		961 ± 96		339 ± 68
Ponto 7			807 ± 81		763 ± 76		327 ± 66
Ponto 8			542 ± 54				324 ± 65
Ponto 9			505 ± 51				312 ± 62
Ponto 10			341 ± 68				
Média	676 ± 64	778 ± 70	985 ± 98	122 ± 24	4153 ± 343	779 ± 73	316 ± 63

Segundo as Tabelas citadas, as concentrações de radônio obtidas variam consideravelmente de mina para mina e dentro da mesma mina. Muitas pesquisas envolvendo medidas da concentração de radônio no ambiente subterrâneo têm verificado esse fenômeno (FATHABADI et al, 2006, BALDIK et al, 2006, EVANGELISTA et al, 2002). Tais resultados são consequência de alguns fatores, os quais são diferentes em cada mina, são eles: concentração de atividade dos precursores do radônio em rochas e solos; permeabilidade e porosidade; ventilação e parâmetros tais

como temperatura, umidade e pressão. De acordo com Fathabadi *et al* (2006), o principal fator é a ventilação (natural e mecânica), já que essa característica é diferente em todas as minas e em cada ponto dentro da mina. Nas referidas Tabelas, os valores em vermelho representam as concentrações obtidas acima do nível de ação proposto pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) de 1000 Bq.m^{-3} estabelecidos para locais de trabalho. Sendo assim, todas as minas, exceto as minas C e F, têm pontos onde a concentração de radônio excedeu tal nível. Isso deve ser considerado durante práticas e protocolos de monitorização e controle. Foram verificadas também concentrações elevadas no meio e final das galerias devido ao transporte do ar enriquecido em radônio desde a entrada da mina até a exaustão.

Algumas minas apresentam um ou poucos pontos medidos. Isso ocorre porque determinadas minas em estudo são menores e bem ventiladas (exemplo, mina C), condições práticas diversas foram encontradas na data das campanhas (exemplo, mina C) e problemas técnicos foram enfrentados (exemplo, mina E).

Nas medidas realizadas nas áreas externas das minas como escritórios, salas de reunião, lavas botas, oficinas, entre outras, com os detectores CR-39 (medidas de longo prazo), verificaram-se concentrações de radônio relativamente baixas. Essas medidas são importantes a fim de comparar os resultados obtidos no ambiente subterrâneo com o *background*. Na maioria dos casos, os resultados encontrados foram inferior ao limite de referência de 148 Bq.m^{-3} estabelecido pela USEPA e de 200 Bq.m^{-3} recomendado pela ICRP, ambos para residências e ambientes internos. Para confirmar tal constatação, nota-se que: na mina A, as concentrações de radônio obtidas em dois pontos amostrados ficaram abaixo do limite de detecção; na mina B, as concentrações de radônio em dois pontos foram de $102 \pm 20 \text{ Bq. m}^{-3}$ e $568 \pm 57 \text{ Bq. m}^{-3}$, com valor médio de $335 \pm 43 \text{ Bq.m}^{-3}$; na mina C, a concentração de radônio obtida foi de $45 \pm 9 \text{ Bq. m}^{-3}$; na mina D, têm-se que os resultados obtidos em dois pontos amostrados também ficaram abaixo do limite de detecção; na mina E, a concentração de radônio em três pontos variou de $26 \pm 5 - 66 \pm 13 \text{ Bq. m}^{-3}$, com valor médio de $49 \pm 10 \text{ Bq.m}^{-3}$; e na mina F, constatou-se concentração de radônio média na área externa de $44 \pm 10 \text{ Bq.m}^{-3}$ (média entre dois pontos medidos 19 ± 4 e $69 \pm 14 \text{ Bq. m}^{-3}$).

5.2.2. Avaliação do fator de equilíbrio e da dose efetiva total em minas subterrâneas

A velocidade do ar medida com o Anemômetro, concentração de radônio medida com o AlphaGUARD, a concentração da progênie do radônio obtida com Doseman, o fator de equilíbrio determinado e a dose efetiva total estimada para cada mina, destacando o valor médio das grandezas avaliadas, podem ser visualizados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Velocidade do ar (anemômetro), Concentração de radônio, Concentração Equivalente de Equilíbrio (Doseman) e Dose Efetiva Total em Minas Subterrâneas Brasileiras.

Mina	Velocidade do Ar (m.s ⁻¹)	CRn (Bqm ⁻³) [mean(max-min)] ^a	EEC (Bqm ⁻³) [mean(max-min)] ^a	F	H (mSv.a ⁻¹)	D (mSv.a ⁻¹)	Dose Efetiva Total(mSv.a ⁻¹)
Mina A	^b –	3889 (528-4128)	1174 (43-1317)	0,3	21	1	22
	0,7	714 (299-2088)	377 (42-1581)	0,5	7	1	8
Mina B	1,8	949 (584-1264)	259 (123-444)	0,3	5	2	7
Mina C	<0,1	113 (38-192)	76 (26-144)	0,7	1	0,3	1
Mina D	^b –	4964 (1392-10880)	1148 (209-2765)	0,2	21	0,2	21
Mina E	<0,1	1442 (792-2288)	228 (96-357)	0,2	4	0,2	4
Mina F ^c	-	327 (65-617)	141 (19-279)	0,4	3	0,8	4

^aMedida Contínua

^bSistema de ventilação: off

^cNesta mina, a velocidade do ar não foi medida

De acordo com a Tabela, a velocidade do ar variou de <0,1 a 1,8 m.s⁻¹ nas minas em operação. Nota-se que nas minas paradas o sistema de ventilação encontrava-se desligado. O fator de equilíbrio variou de 0,2 a 0,7, com valor médio de 0,4. Somente o fator de equilíbrio determinado para a mina C (F=0,7) ultrapassou o intervalo de 0,2 a 0,6 referido na literatura (Turner, 1995). Entretanto, ao comparar os resultados com o valor sugerido pela UNSCEAR (2000) e pela ICRP (1993) de F= 0,4, tem-se que na mina A em operação (F=0,5), na mina C (F=0,7) e na mina F (F=0,4), o fator de equilíbrio foi igual ou superior a tal valor de referência. Cabe ressaltar que mesmo a

mina B apresentando baixa concentração de radônio, tal mina obteve maior fator de equilíbrio.

Tal fator depende da taxa de ventilação, da idade do ar dentro da mina, da taxa de exalação e da taxa de diluição. Essa ampla faixa de valores indica que adotar um fator de equilíbrio médio a fim de avaliar dose não é recomendado. Destaca-se que um fator de equilíbrio diferente foi determinado para a mina A parada e para a mina A em operação, os quais foram 0,3 e 0,5, respectivamente. Isso pode ser explicado haja vista que certas atividades de mineração como detonação, por exemplo, geram grandes quantidades de aerossóis no interior das galerias.

A temperatura e umidade relativa variaram-se de 19 – 27 °C e 60 – 99%, respectivamente, nos ambientes avaliados.

Contudo, a dose efetiva total anual estimada variou de 1 – 22 mSv.a⁻¹ e pode ser vista na Tabela 5.3. Essa dose corresponde ao somatório da dose efetiva para os mineiros devido à exposição ao radônio (H) calculada conforme metodologia recomendada pela UNSCEAR (2000), descrita na seção 3.2.4, e a dose devida à exposição gama obtida por medidas diretas utilizando o Identifinder. Em todos os casos, o principal contribuidor para a dose efetiva total foi o radônio e sua progênie (Figura 5.1). A dose efetiva para o radônio e sua progênie é limitada em 7 mSv (metodologia UNSCEAR,2000 utilizando concentração de radônio de 1000 Bq.m⁻³ e um fator de equilíbrio de 0,4). Com base nisso, verifica-se na Tabela 5.3 e na Figura 5.1 que em duas minas (mina A parada e mina D), a dose efetiva referente ao radônio está acima desse valor de referência. Além disso, a dose efetiva total para os mineiros dessas minas excede o limite de 20 mSv. a⁻¹ aplicado para indivíduo ocupacionalmente exposto no Brasil (CNEN, 2014). A Figura 5.1 demonstra a análise realizada.

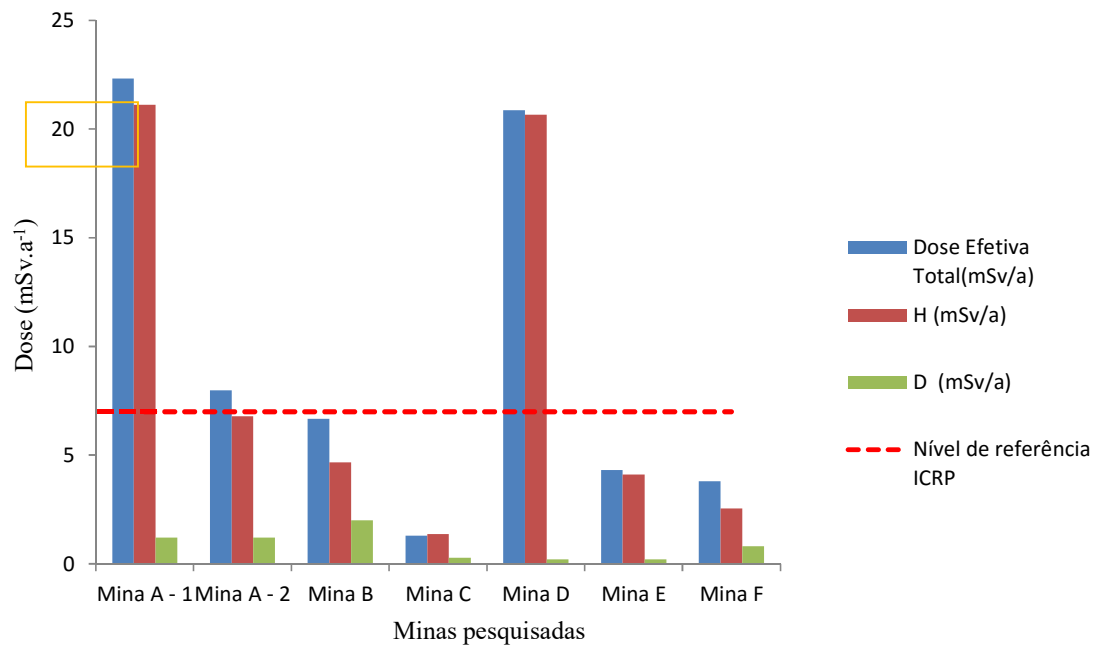


Figura 5.1 Dose Efetiva Total para as minas pesquisadas

A Figura 5.2 demonstra um exemplo de monitoração contínua de radônio (AlphaGUARD) e da sua progênie (Doseman) na mina A em operação executada no ponto selecionado para determinação do fator de equilíbrio. Existem alguns momentos de alta concentração de radônio, alcançando até 2088 Bq.m^{-3} . Isso pode ser explicado pelas atividades de detonação que acontecem às 17 horas, aproximadamente, e pela falta de ventilação durante à noite.

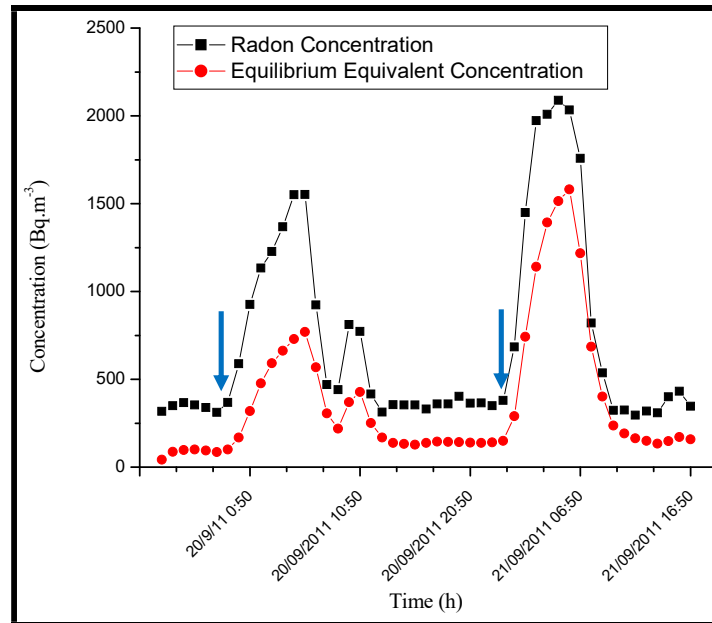


Figura 5.2 Exemplo de monitoração contínua do radônio e sua progênie na mina A em operação. As setas demonstram o efeito da detonação na concentração de radônio no interior da mina.

5.1.2 Considerações sobre as principais fontes de radônio em minas subterrâneas brasileiras

As concentrações de atividade de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em rochas e solos coletadas nas minas pesquisadas são mostradas na Tabela 5.4. As concentrações médias de radônio, por sua vez, obtidas para as águas coletadas diretamente nos aquíferos nas minas estudadas podem ser vistas na Figura 5.3.

Tabela 5.4. Concentrações de atividade de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em rochas e solos

Atividade Específica (Bq.kg ⁻¹)					
Mina A					
Amostra	Série ^{238}U		Série ^{232}Th		^{40}K
	^{214}Pb	^{214}Bi (^{226}Ra)	^{212}Pb (^{228}Ra)	^{228}Ac	
Algamatolito	68,3 ± 0,7	65,8 ± 0,7	187,0 ± 0,7	185,0 ± 1,7	1062,0 ± 7,6
Metariololito	133,6 ± 0,6	120,1 ± 0,6	107,5 ± 0,4	109,7 ± 1,0	1617,1 ± 6,4
Milonito	43,9 ± 0,4	40,9 ± 0,5	162,6 ± 0,6	153,5 ± 1,3	1826,5 ± 8,2
Minério de Ferro	77,5 ± 0,4	71,6 ± 0,4	66,8 ± 0,3	71,9 ± 0,7	604,4 ± 3,5
Mina B					
Amostra	Série ^{238}U		Série ^{232}Th		^{40}K
	^{214}Pb	^{214}Bi (^{226}Ra)	^{212}Pb (^{228}Ra)	^{228}Ac	
Arenito	219,9 ± 0,7	195,5 ± 0,8	7,8 ± 0,2	12,3 ± 0,5	206,7 ± 2,6
Carvão Camada Inferior	499,1 ± 1,5	457,6 ± 1,7	5,8 ± 0,3	7,9 ± 0,8	46,9 ± 2,9
Carvão Camada Superior	402,4 ± 1,1	360,7 ± 1,3	11,1 ± 0,3	13,7 ± 0,7	91,5 ± 2,6
Carvão Fino	525,3 ± 1,4	479,1 ± 1,5	23,0 ± 0,4	28,5 ± 0,9	317,2 ± 4,5
Carvão Grosso	573,3 ± 1,5	517,4 ± 1,7	12,5 ± 0,3	18,2 ± 0,9	113,5 ± 3,5
Siltito	312,5 ± 0,9	288,0 ± 1,0	31,5 ± 0,3	32,7 ± 0,8	416,9 ± 4,1
Siltito Carbonoso	440,5 ± 1,1	402,1 ± 1,3	50,7 ± 0,4	56,1 ± 1,0	616,0 ± 5,2
Solo	8,4 ± 0,2	7,6 ± 0,2	6,1 ± 0,1	6,0 ± 0,2	9,7 ± 0,7
Mina C					
Amostra	Série ^{238}U		Série ^{232}Th		^{40}K
	^{214}Pb	^{214}Bi (^{226}Ra)	^{212}Pb (^{228}Ra)	^{228}Ac	
Anfibole Gnaiss	1,9 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,8 ± 0,1	1,6 ± 0,1	65,7 ± 1,3
Flogopita Xisto	6,0 ± 0,2	5,4 ± 0,2	6,0 ± 0,1	6,2 ± 0,4	1145,7 ± 5,8
Pegmatito	200,1 ± 0,7	181,6 ± 0,7	42,5 ± 0,3	47,0 ± 0,7	57,8 ± 1,7
Quartzo	22,4 ± 0,3	20,2 ± 0,3	23,7 ± 0,2	24,3 ± 0,5	440,4 ± 3,7
Ultramáfica	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,6 ± 0,0	0,8 ± 0,1	6,3 ± 0,4
Solo	24,6 ± 0,3	21,7 ± 0,3	29,4 ± 0,3	30,4 ± 0,6	269,9 ± 3,4
Mina D					
Amostra	Série ^{238}U		Série ^{232}Th		^{40}K
	^{214}Pb	^{214}Bi (^{226}Ra)	^{212}Pb (^{228}Ra)	^{228}Ac	
Caulim	21,4 ± 0,3	19,0 ± 0,3	13,5 ± 0,2	26,2 ± 0,5	115,2 ± 2,0
Feldspato	9,6 ± 0,2	10,8 ± 0,3	0,4 ± 0,1	1,4 ± 0,4	2851,8 ± 8,7
Pegmatito (conj. de mineiras)	20,6 ± 0,2	18,4 ± 0,2	4,4 ± 0,1	4,7 ± 0,2	94,3 ± 1,6
Pegmatito (Uranita)	324,8 ± 0,9	297,4 ± 1,0	28,0 ± 0,3	35,9 ± 0,7	157,7 ± 2,6
Quartzo	16,9 ± 0,3	16,4 ± 0,3	8,0 ± 0,2	8,2 ± 0,4	104,1 ± 2,5
Solo	25,7 ± 0,4	24,4 ± 0,4	38,9 ± 0,3	43,7 ± 0,8	57,1 ± 2,0
Mina E					
Amostra	Série ^{238}U		Série ^{232}Th		^{40}K
	^{214}Pb	^{214}Bi (^{226}Ra)	^{212}Pb (^{228}Ra)	^{228}Ac	
Calco Silicato	17,2 ± 0,2	16,2 ± 0,2	8,3 ± 0,1	9,3 ± 0,3	14,7 ± 0,7
Opala	20,2 ± 0,3	18,4 ± 0,3	3,2 ± 0,1	3,7 ± 0,2	10,8 ± 0,8
Pegmatito 01	9,1 ± 0,2	8,3 ± 0,2	3,3 ± 0,1	4,1 ± 0,4	2371,1 ± 8,0
Pegmatito 02	63,8 ± 0,3	59,8 ± 0,4	3,8 ± 0,1	4,2 ± 0,2	0,6 ± 0,3
Pegmatito 03	8,3 ± 0,2	8,3 ± 0,2	5,3 ± 0,1	5,3 ± 0,4	1269,1 ± 5,8
Solo	14,5 ± 0,2	12,8 ± 0,2	26,7 ± 0,2	27,1 ± 0,5	492,1 ± 3,8
Mina F					
Amostra	Série ^{238}U		Série ^{232}Th		^{40}K
	^{214}Pb	^{214}Bi (^{226}Ra)	^{212}Pb (^{228}Ra)	^{228}Ac	
Fluorita	11,5 ± 0,2	10,5 ± 0,2	3,3 ± 0,1	3,7 ± 0,2	162,3 ± 2,2
Fuorita+Pirita+Traquito	13,0 ± 0,2	11,9 ± 0,3	17,5 ± 0,2	18,0 ± 0,4	668,0 ± 4,3
Traquito Grosso	22,6 ± 0,3	20,4 ± 0,3	31,4 ± 0,2	30,4 ± 0,6	834,7 ± 4,7
Traquito Fino	27,5 ± 0,3	24,8 ± 0,3	38,2 ± 0,3	36,9 ± 0,7	1013,5 ± 5,7
Solo	76,8 ± 0,5	70,6 ± 0,6	89,5 ± 0,4	89,6 ± 1,0	913,3 ± 6,0

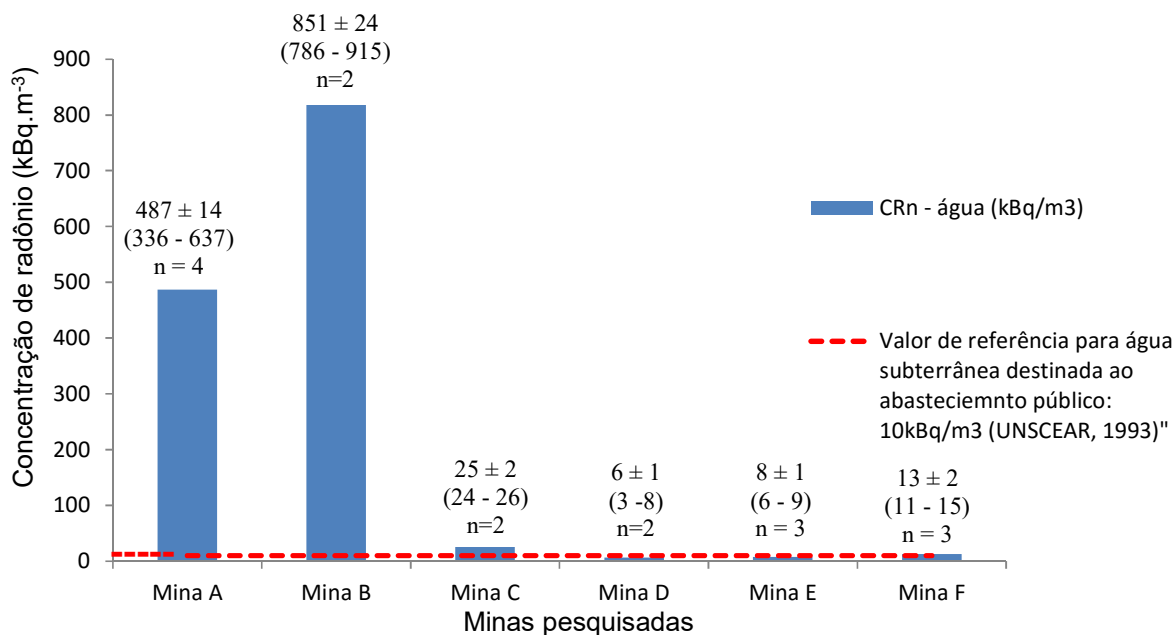


Figura 5.3 Concentração média de ^{222}Rn em água coletada nos aquíferos das minas estudadas. Entre parêntese o intervalo medido e n = número de medidas.

O valor médio mundial para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{232}Th (^{228}Ra) e ^{40}K em solos são 32, 45 e 420 Bq. kg⁻¹, respectivamente (UNSCEAR, 2000). Com relação à água, segundo a UNSCEAR (1993), para efeito de comparação, a concentração de radônio de referência em água subterrânea destinada ao abastecimento público é de 10 kBq. m⁻³.

As Figuras 5.4, 5.5 e 5.6 apresentam gráficos comparativos entre as concentrações de atividade médias encontradas para as amostras de rochas e solos e o valor médio mundial referido para ^{226}Ra , ^{232}Th (^{228}Ra) e ^{40}K , respectivamente. A Figura 5.3 apresenta também a comparação dos valores de concentração de radônio em água e o valor de referência da UNSCEAR (1993) mencionado.

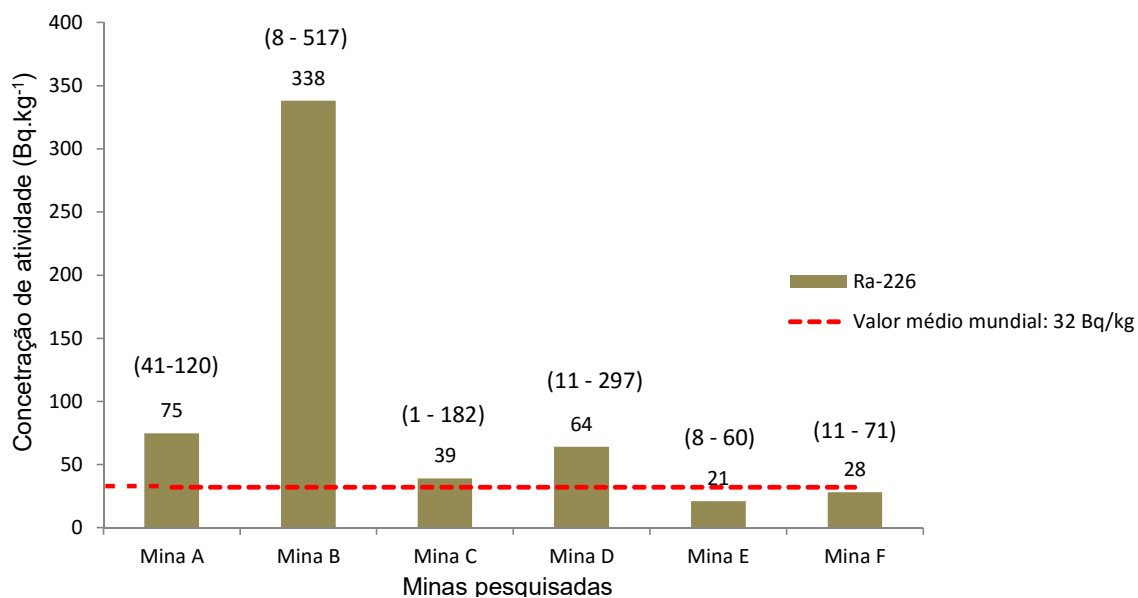


Figura 5.4 Comparação entre as concentrações de atividades obtidas e valor médio para ^{226}Ra .

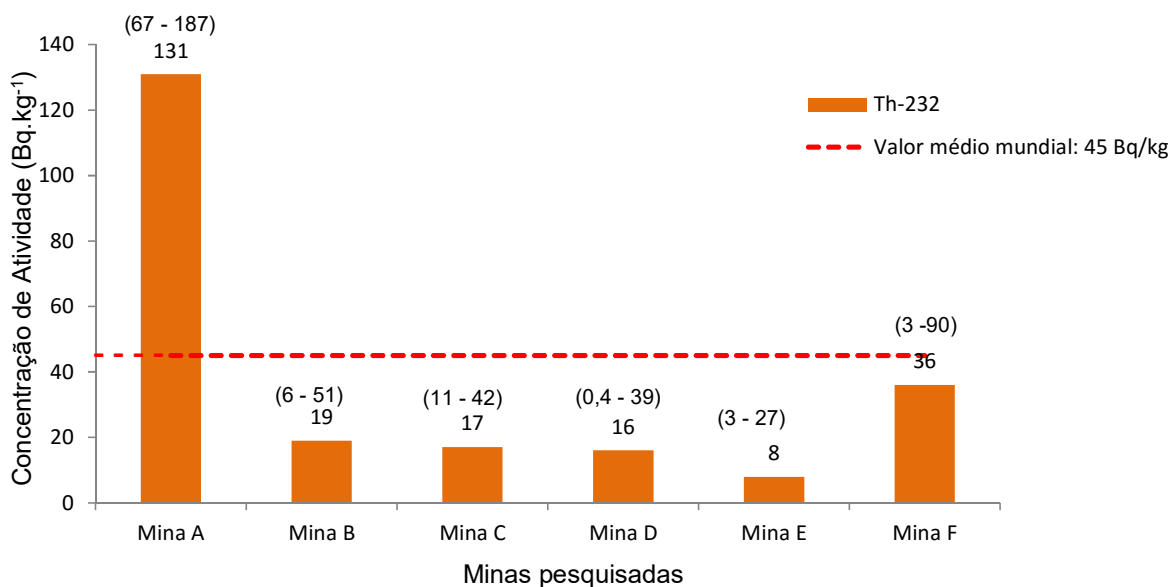


Figura 5.5 Comparação entre as concentrações de atividades obtidas e valore médio para ^{232}Th .

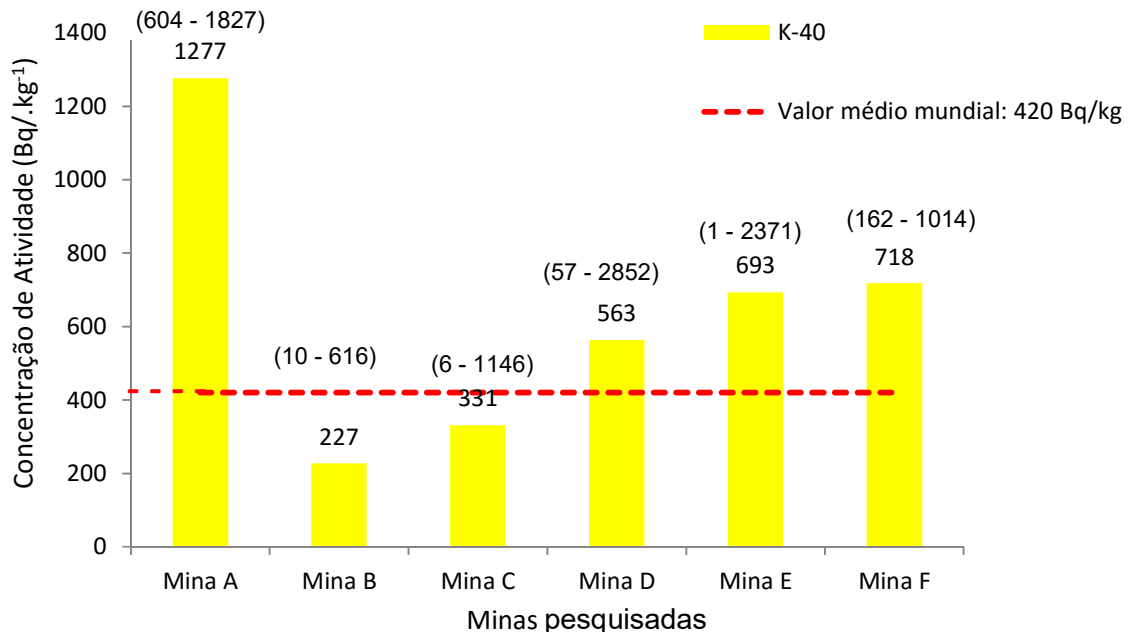


Figura 5.6 Comparação entre as concentrações de atividades obtidas e valor médio para ^{40}K .

Como pode ser observado na Tabela e nas Figuras, na mina A, todas as amostras coletadas têm significativa concentração de atividade de radionuclídeos naturais. Na mina B, todas as amostras coletadas têm significativa concentração de atividade de ^{226}Ra . Entretanto, nesta mina, a concentração de atividade de ^{232}Th , ^{228}Ra , ^{40}K são próximas ao *background* mundial. Pode-se verificar que as minas A e B possuem concentração elevada de ^{222}Rn em água (Figura 5.3). Isso pode explicar a concentração de radônio aumentada em tais minas. Nas minas C, D e E somente as amostras de pegmatitos de diferentes origens apresentaram concentração de atividade de ^{226}Ra acima do valor médio mundial para solos, como pode ser visualizado nas Figuras 5.7, 5.8 e 5.9, respectivamente. Pode ser observado também que a concentração de atividade ^{232}Th and ^{228}Ra são relativamente baixas nessas amostras e a concentração de atividade de ^{40}K é elevada em algumas amostras. Na mina F, as amostras coletadas dentro das minas não têm concentração de atividade ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{228}Ra aumentada, somente a amostra de solo. Entretanto, têm quatro amostras da mina F com considerável concentração de atividade de ^{40}K . Nas minas C, D E e F também não constatou-se concentração de

^{222}Rn em água subterrânea acima do valor de referência considerado. Sendo assim, provavelmente, os pontos com concentração de concentração de ^{222}Rn elevada nas minas D e E deve ser consequência da exalação de radônio do pegmatito. As minas C e F apresentam relativamente baixos níveis de radônio quando comparado com os outros valores obtidos em estudos de minas subterrâneas. Elas têm caminhos de ventilação menores. Com isso, provavelmente melhor ventilação e concentração de radônio reduzida. Apesar da mina C ter amostras de pegmatito com significativa concentração de atividade de ^{238}U e ^{226}Ra , o projeto de ventilação adotado mostra-se eficiente para as dimensões da mina na data da realização das medidas.

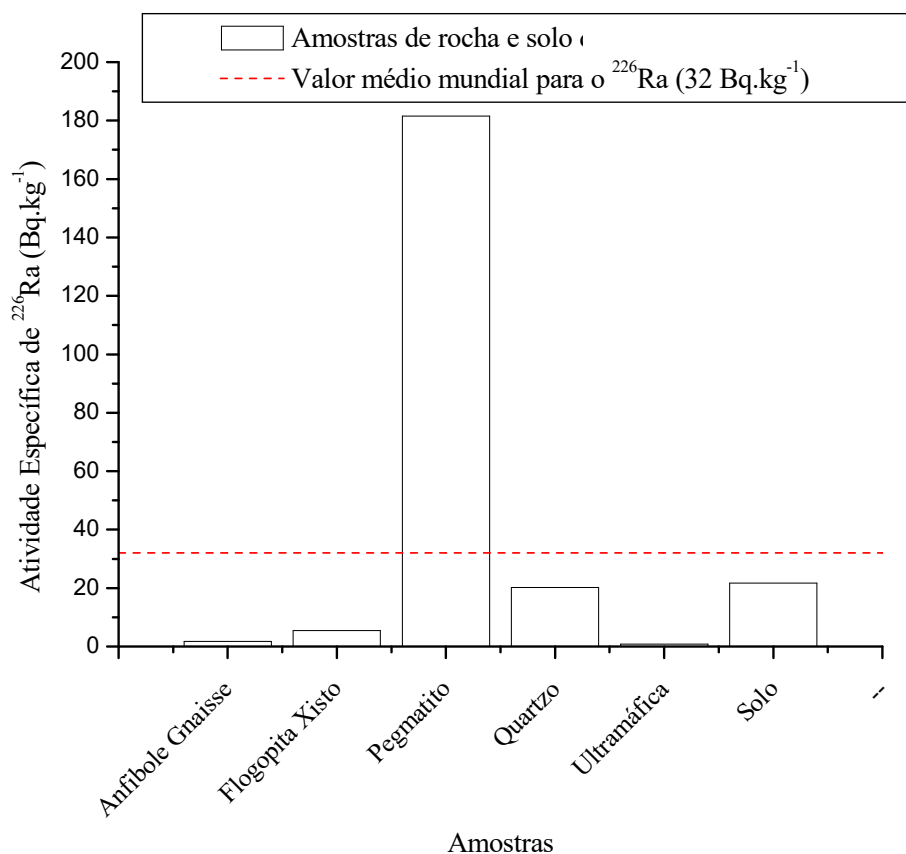


Figura 5.7 Mina C: comparação entre as concentrações de atividades obtidas e o valor médio mundial em solos para ^{226}Ra .

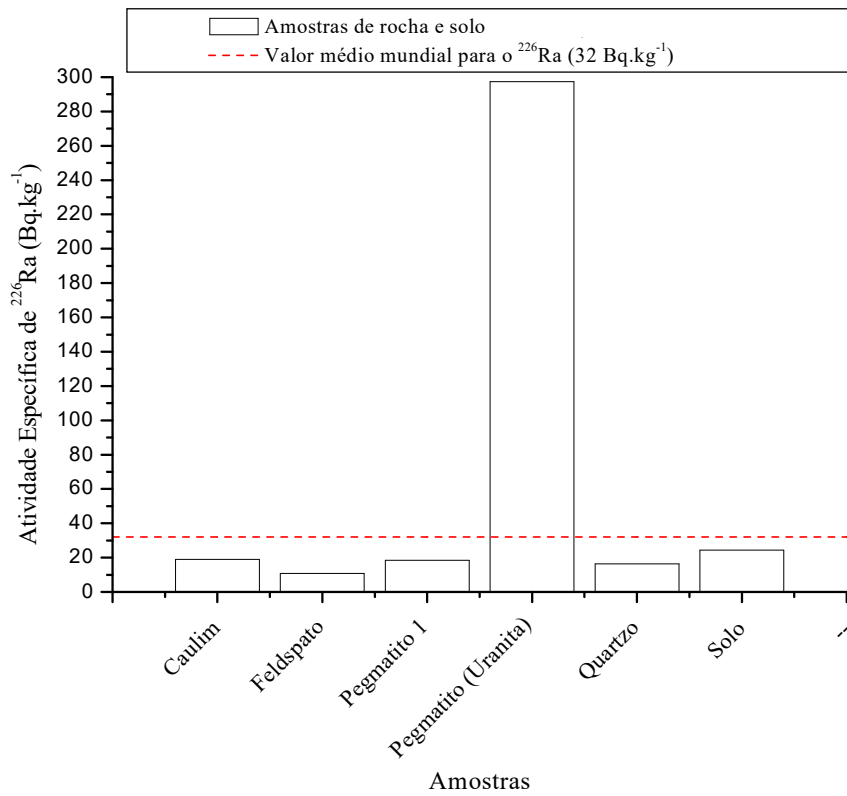


Figura 5.8 Mina D: comparação entre as concentrações de atividades obtidas e o valor médio mundial em solos para ^{226}Ra .

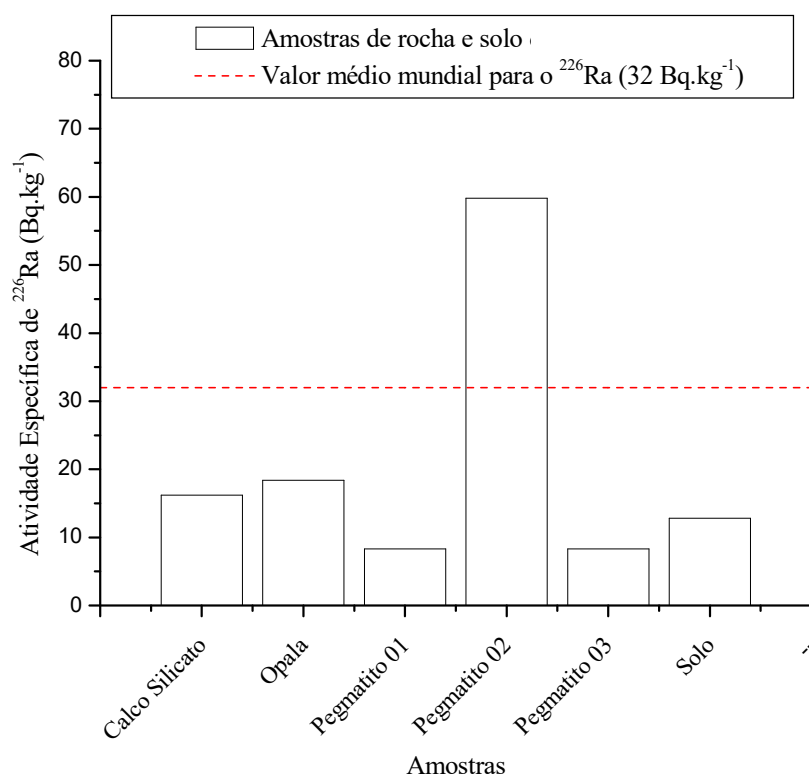


Figura 5.9 Mina E: comparação entre as concentrações de atividades obtidas e o valor médio mundial em solos para ^{226}Ra .

A Figura 5.10 apresenta a concentração de radônio total ($^{222}\text{Rn} + ^{220}\text{Rn}$) e de ^{222}Rn nos gases do solo. Como pode ser observado, a concentração de ^{222}Rn foi significativa nas minas A e C, ultrapassando o limite máximo do intervalo de 4,0 a 40,0 kBq. m $^{-3}$ para ocorrência natural em solos. Entretanto, a concentração de ^{220}Rn foi superior a de ^{222}Rn nas minas A, D e E. Tendo em vista que o tempo de meia-vida do ^{220}Rn é de apenas 55s, este não foi considerado no estudo.

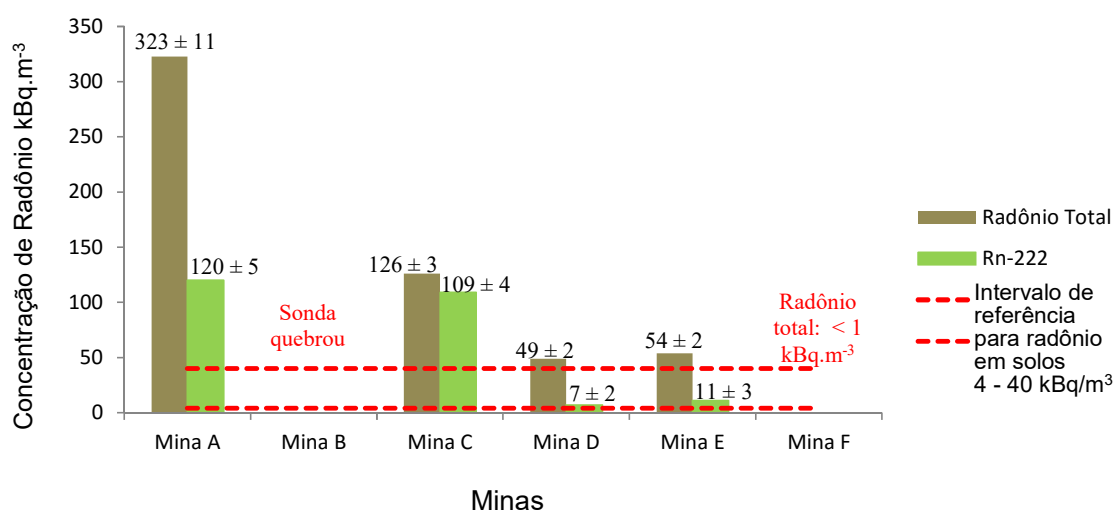


Figura 5.10 Concentração de ^{222}Rn e ^{220}Rn nos gases do solo das minerações visitadas

5.1.3 Considerações pertinentes sobre o equilíbrio radioativo entre ^{238}U e ^{226}Ra nas amostras

Nas Figuras 5.11, 5.12, 5.13, 5.14, 5.15 e 5.16 são mostradas as correlações entre as atividades de ^{238}U e ^{226}Ra , para todas as amostras a fim de constatar que a atividade do filho é igual a do pai. Esta condição é chamada de equilíbrio secular e ocorre, quando a substância pai tiver meia-vida muito longa em comparação a qualquer um dos produtos de decaimento, como é caso do ^{238}U (KAPLAN, 1978). Entretanto, para que o equilíbrio secular se estabeleça, é necessário ter certeza de que o material não é perturbado, ou seja, nenhum produto de decaimento é removido nem escapa por um tempo suficientemente longo. Nas referidas Figuras, os pontos azuis representam didaticamente a condição de equilíbrio para conjunto de amostra e os pontos vermelhos a relação verdadeira encontrada. Nota-se que as atividades específicas dos elementos não foram próximas, o que não garante essa condição. A partir das concentrações de atividade, calculou-se o desequilíbrio relativo (Concentração de atividade de ^{238}U – Concentração de atividade de ^{226}Ra / Concentração de atividade de ^{238}U). Como pode ser observado, a condição de desequilíbrio foi verificada em todos os casos. Entretanto, o desequilíbrio detectado é facilmente explicável ao se constatar que, segundo a

UNSCEAR (2000), a concentração de ^{226}Ra pode variar da concentração de ^{238}U no ambiente; a separação deve ocorrer entre seus precursores, ^{230}Th e ^{238}U , além disso, o ^{226}Ra apresenta maior mobilidade no ambiente. Com essa consideração, cabe mencionar que as concentrações de ^{222}Rn no interior da mina seriam maiores que as apresentadas acima já que obteve-se atividade específica de ^{238}U significativamente superior que a de ^{226}Ra na maioria dos casos. Os dados obtidos sugerem a necessidade de aprofundamentos de estudos em relação á condição de equilíbrio radioativo entre ^{238}U e ^{226}Ra .

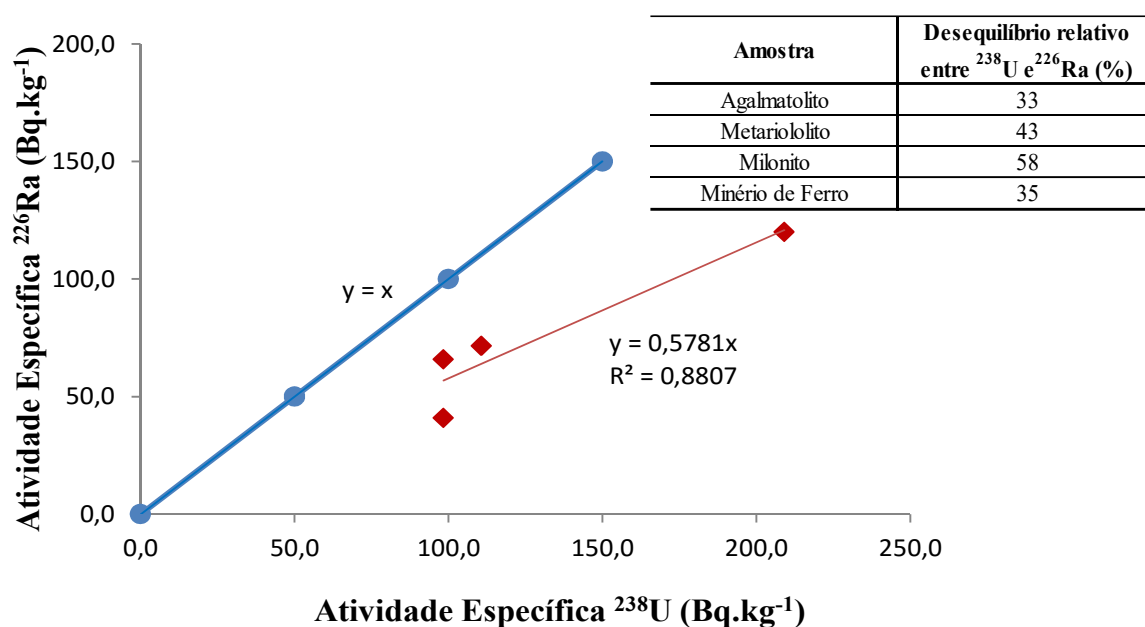
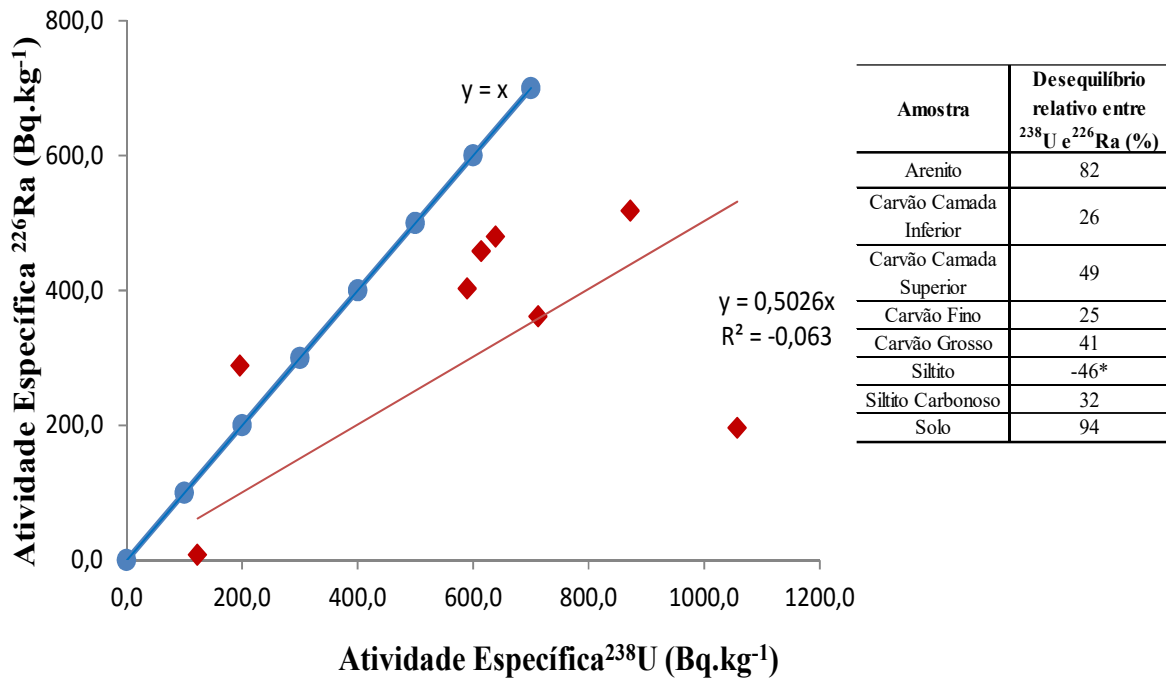


Figura 5.11 Mina A: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra .



*As razões de tais anomalias assim como os desequilíbrios muito grandes deverão ser objetos de estudos posteriores

Figura 5.12 Minas B: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra

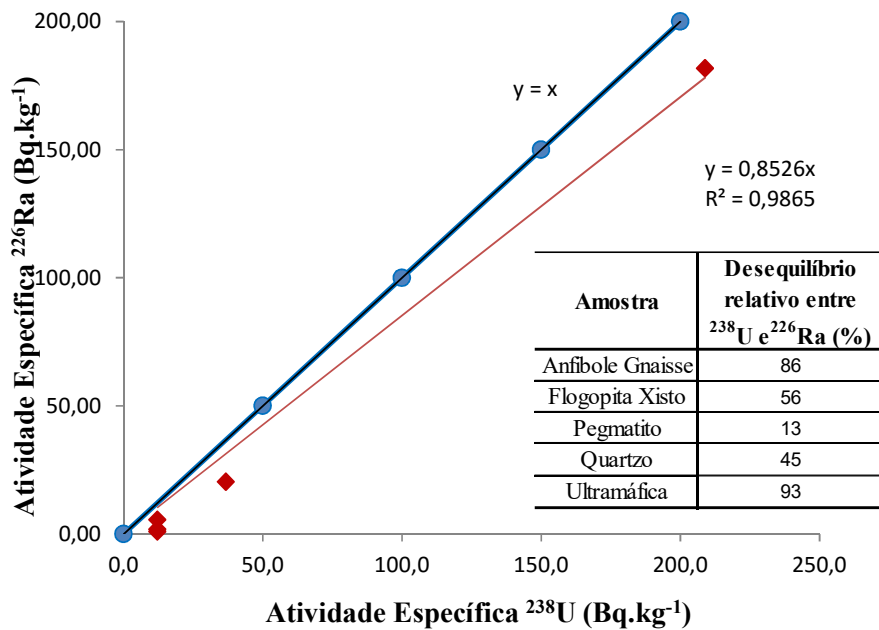
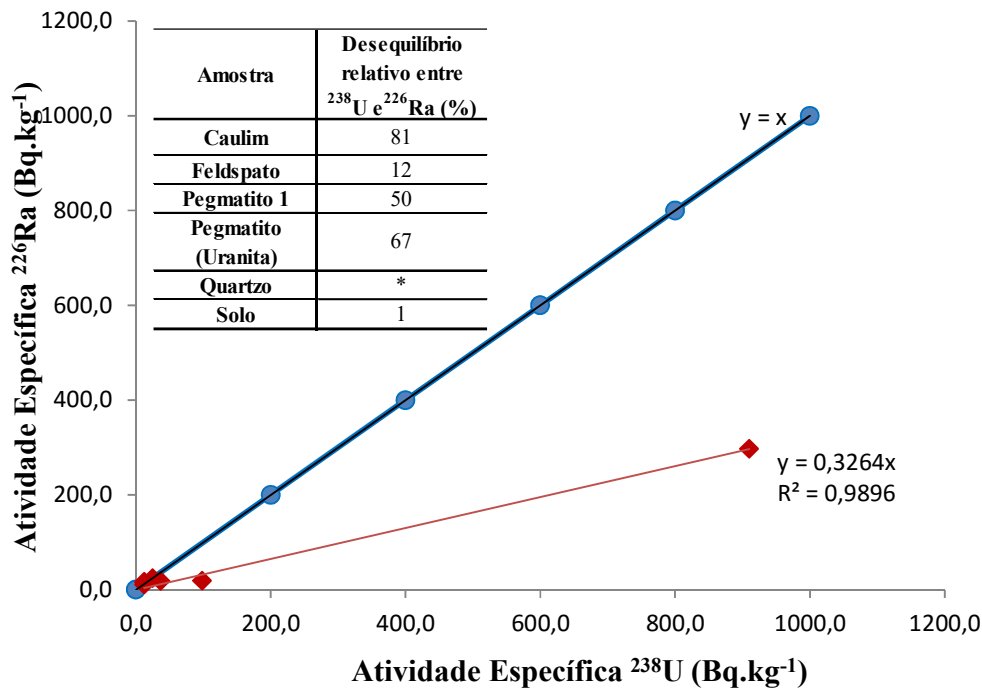


Figura 5.13 Mina C: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra



* Não foi possível determinar o desequilíbrio em razão dos elevados valores das incertezas em relação às concentrações obtidas.

Figura 5.14 Mina D: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra

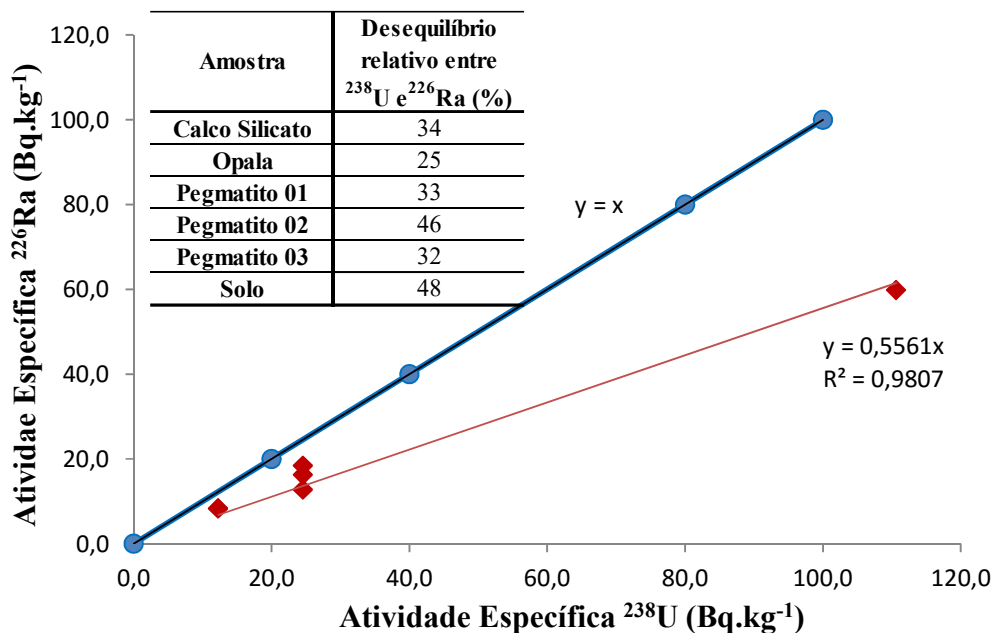
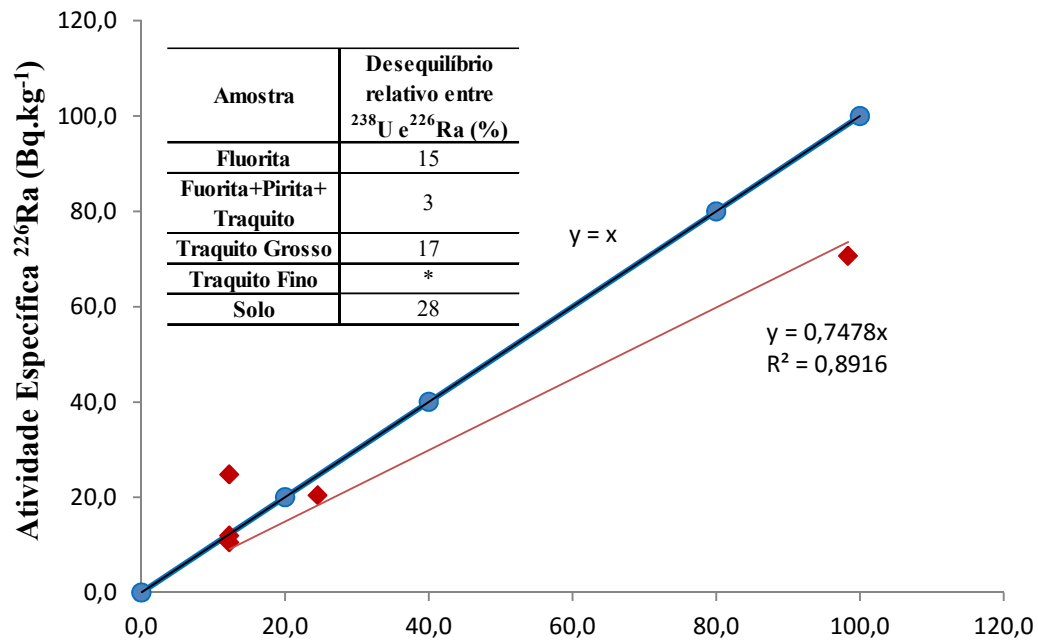


Figura 5.15 Mina E: correlação entre as atividades específicas de ^{238}U e ^{226}Ra



*Não foi possível determinar o desequilíbrio em razão dos elevados valores das incertezas em relação às concentrações obtidas

Figura 5.16 Mina F: correlação entre as atividades de ^{238}U e ^{226}Ra

6 CONCLUSÕES

- Os resultados obtidos neste trabalho apresentam grande relevância para os programas de proteção radiológica ocupacional e saúde do trabalhador, bem como para o desenvolvimento de regulamentos relacionados à exalação de gás radônio em ambientes internos de minas subterrâneas.
- Medidas de longo e curto prazo foram conduzidas. De acordo com os resultados apresentados, as concentrações de radônio e da sua progênie variaram consideravelmente de mina para mina e dentro da mesma mina. Muitas pesquisas têm verificado tal fenômeno (FATHABADI *et al*, 2006; BALDIK *et al*, 2006; EVANGELISTA *et al*, 2002). Isso decorre da variação de atividade específica dos radionuclídeos naturais precursores do radônio na formação geológica, da permeabilidade e porosidade, da ventilação e de parâmetros como temperatura, pressão e umidade. Neste caso, destaca-se como principal fator a ventilação que dispõe de capacidade variada em cada mina (FATHABADI *et al*, 2006).
- Contatou-se que todas as minas, exceto a C e a F, apresentaram pontos onde a concentração de radônio excedeu o intervalo de referência de 1000 Bq.m^{-3} recomendado pela ICRP e pela CNEN para locais de trabalho. Isso é explicado visto que tais minas são menores e podem ser mais bem ventiladas; apesar de concentração de atividade significativa de ^{226}Ra terem sido encontradas nas amostras de pegmatito da mina C. Nas minas A e B, as concentrações de ^{222}Rn elevadas originam-se provavelmente da circulação de água no interior da mina. Nas minas D e E, os resultados sugerem que a exalação de ^{222}Rn principalmente do pegmatito seja a causa dos níveis altos encontrados.
- O conjunto dos dados fornece informações sobre o comportamento do radônio em minas subterrâneas. Neste trabalho, uma variação da concentração de radônio e da sua progênie através do dia e da noite foi encontrada, utilizando os detectores contínuos; momentos ou instantes de máximos podem ser correlacionados com ausência de ventilação e com os períodos de detonação.

- Os fatores de equilíbrio (F) determinado para as minas variaram de 0,2 a 0,7. Dessa forma, ressalta-se que a utilização de um fator médio recomendado como de 0,4 pode, muitas vezes gerar valores calculados de dose com discrepância de até 10 %. Embora o valor médio encontrado esteja coerente com o adotado pela ICRP e pela UNSCEAR. Nos protocolos sugeridos, tal fator deve ser determinado em todas as minas.
- A taxa de exposição gama e a velocidade de ar foi medida para cada ponto selecionado. Os valores de taxa de exposição foram utilizados para correção dos eletretos SST e para calcular a dose referente à exposição gama. Esta contribui com uma parcela mínima para a dose efetiva total.
- A dose efetiva total para os trabalhadores das minas brasileiras estudadas abrangeu o intervalo de 1 a 22 mSv. a⁻¹. Em todos os casos, observou-se que o radônio é o principal contribuidor para a dose efetiva anual total conforme citado e aceito na literatura. Na Mina A parada e na Mina D, verificou-se que os valores de dose ultrapassaram os limites correspondentes da ICRP e o limite para indivíduos ocupacionalmente expostos no Brasil, o que reforça e esclarece a necessidade de mitigação.
- Contudo, recomenda-se a condução periódica de medidas de radônio e da sua progênie, haja visto que as minas evoluem progressivamente. É importante assegurar padrões de segurança e saúde.
- Considerando o mencionado acima, pode-se afirmar que todas as minerações deveriam ser objeto de atenção quanto à radioproteção ocupacional já que evoluem e necessitam ser monitoradas periodicamente. Diante dessa abordagem, critérios de medições e regulamentação foram elaborados baseados nos resultados obtidos e foram sugeridos para o Programa de Inspeções Regulatórias em Minas Subterrâneas Brasileiras, Relativas ao Risco de Exposição ao Radônio/ COMAP/ DRS/ CNEN (Anexo IV). A realização desse programa foi iniciada em 2015.

- Em algumas amostras de rochas e solos analisadas, a atividade específica de ^{232}Th foi significativa em comparação ao valor médio mundial para solos. Por isso, medidas de torônio foram inseridas nos protocolos sugeridos.
- Assim, quando necessárias medidas remediadoras terão que ser adotadas nas minas como, por exemplo, ventilação mecânica mais intensa observando o princípio de otimização estabelecido pela CNEN-NN-3.01 e/ou escalas de trabalhos adequadas com o objetivo de limitação de dose.
- A utilização dos detectores E-PERM, CR-39, Alpha*GUARD*, DOSEman e RAD7 mostrou-se adequada, tendo em vista os objetivos do estudo.
- A utilização da espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro também mostrou-se adequada, pois foi detectada a condição de equilíbrio entre os radionuclídeos de meia-vida curta e seus pais de meia vida longa após o período de trinta dias. Consideraram-se os decaimentos a partir do ^{226}Ra , os quais foram utilizados para determinação deste.
- A utilização da técnica de Análise Ativação Neutrônica, e alternativamente ICPMS – Inductively Couple Plasma, foi imprescindível para as determinações de urânio considerando que foi verificado forte desequilíbrio significativo entre ^{238}U e ^{226}Ra , o que recomenda estudos adicionais.

7 TRABALHOS FUTUROS

- Estudos adicionais sobre o efeito da auto-absorção em espectrometria gama em amostras de densidades diferentes.
- Discussão/ avaliação das causas dos desequilíbrios entre ^{238}U e ^{226}Ra obtidos nas amostras de rochas das minas estudadas.

8 REFERÊNCIAS

ANJOS, R. M. *et al.*, Occupational Exposure to Radon and Natural Gamma Radiation in the La Carolina, a Former Gold Mine in San Luis Province, Argentina. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 101, p.153-158, 2010.

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

BALONOV, M. Exposures from environmental radioactivity: International safety Standards. **Applied Radiation and Isotopes**. v. 66, p. 1546 – 1549, 2008.

BALDIK, R. *et al.* Radon Concentration Measurement in the Amasra Coal Mine, Turkey. **Radiation Protection Dosimetry**. V. 118, p. 122-125, 2006.

BONOTTO, D. M., SILVEIRA, E. G. **Geoquímica do Urânio Aplicada às Águas Minerais**. São Paulo: Editora UNESP, 2006.

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

BOSHKOVA, T.; MINEV, L. Corrections for self-attenuation in gamma-ray spectrometry of bulk samples. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 54, p. 777-783, 2001.

BOURDON, B. *et al.* Uranium-Series geochemistry. **Reviews in Mineralogical and Geochemistry**, v. 52, 2003.

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

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

CILE, S., ALTMSOY, N., CELEBI, N. Radon Concentration in Three Underground Lignite Mines in Turkey. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 138, p. 78-82, 2010.

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

CHEN, J. A Review of Radon Dose. **Radiation Protection Management**, v.22. No 4, 2005.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Programa de Inspeções Regulatórias em Minas Subterrâneas Brasileiras, Relativas ao Risco de Exposição ao Radônio*, Rio de Janeiro, 2015.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Determinação das Concentrações de Radônio-222 em Minas Subterrâneas do Brasil*. Projeto Radônio - Relatório Final Fase II, Rio de Janeiro, 2013.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Determinação das Concentrações de Radônio-222 em Minas Subterrâneas do Brasil*. Projeto Radônio - Relatório Final Fase I, Rio de Janeiro, 2010.

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Diretrizes básicas de proteção radiológica*. Norma CNEN-NN-3.01. 2014.

CNEN - Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Requisitos de Segurança e Proteção Radiológica para Instalações Mineiro-Industriais*. Norma CNEN NN-4.01, 2005.

CDTN – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, *Curso de Treinamento de Operadores em Reatores de Pesquisa: Introdução aos experimentos*. Belo Horizonte, 2003.

COLGAN, P. A; MCGARRY, A. T. Radon Monitoring and Control of Radon Exposure. In: 12TH INTERNATIONAL CONGRESS OF THE INTERNATIONAL RADIATION PROTECTION ASSOCIATION, 2008, Buenos Aires, Argentina.

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

EISENBUD, M.; GESSEL, T. **Environmental Radioactivity.** San Diego: Academic Press, 1997.

EKE, C.; BOZTOSUN, I. Gamma-ray spectrometry for the self-attenuation correction factor of the sand samples from Antalya in Turkey, **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 301, p. 103-108, 2014.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Radiation Sources and Doses*. Disponível em: <http://www.epa.gov/radiation/radiation-sources-and-doses>. Acesso em 21 dez 2015.

EVANGELISTA, H. *et al.* Radon Dynamics and Reduction in an Underground Mine in Brazil. Implications For Workers' Exposure. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 98, p. 235 – 238, 2002.

FATHABADI, N. *et al.* Miners' Exposure to Radon and Its Decay Products in Some Iranian Non-Uranium Underground Mines. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 118, p. 111-116, 2006.

FIOR, Loriane. **Análise da Concentração de Radônio proveniente de Materiais de Construção**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e Materiais– área Engenharia de Materiais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Pesquisa e Pós-graduação, UTFPR, Curitiba.

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

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, *Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon*. Annals of ICRP Publication, 115, **40**, Canada, United States, 2010.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIOLOGICAL PROTECTION. *Protection against Radon-222 at Home and at Work*. Annals of ICRP publication 65, 23, Canada, United States, 1993.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1986. *Radiation Protection of Workers in Mines*. Annals of ICRP Publication, 47, Canada, United States, 1986.

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

KHATER, A. E. M; EBAID, Y. Y. A simplified gamma-ray self-attenuation correction in bulk samples, **Applied Radiation and Isotopes**, v. 66, p. 407-413, 2008.

KNOLL, G. F., **Radiation Detection and Measurement**, 4 ed, Estados Unidos: Willey, 2010.

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

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

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

MIRANDA, Valéria de Fátima da Encarnação Sá. **Estudo dos Níveis da Emissão de ^{222}Rn Presentes nos Materiais Radioativos de Ocorrência Natural – NORM**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Nuclear), Instituto Alberto Luiz Coimbra, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MOSTAJABODDAVATI, M. *et al.* Efficiency calibration and measurement of self-absorption correction for environmental gamma-spectroscopy of soil samples using marinelli beaker. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 268, p. 539-544, 2006.

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

OLIVEIRA, J. **Determinação dos Níveis de Radioatividade Natural em Águas Utilizadas para Abastecimento Público no estado de São Paulo**. 1998. Tese (Doutorado em Ciência), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.

OTHMAN, I., AL – HUSHARI, M., RAJA, G. Radiation Exposure Levels in Phosphate Mining Activities. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 45, p.197 – 201, 1992.

PILLEYRE, T. *et al.* Theoretical and experimental estimation of self-attenuation corrections in determination of ^{210}Pb by γ -spectrometry with well Ge detector”, **Radiation Measurements**, v. 41, p. 323-329, 2006.

PINTO, Lúcio Carlos Martins. **Quantikov: uma analisador microestrutural para o ambiente windows**. 1996. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

PLANINIĆ, J. *et al.*, Indoor Radon dose assessment for Osijek. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 44, p. 97 – 106, 1999.

QUINDÓS, L. S. *ET al.* Correction by self-attenuation in gamma-ray spectrometry for environmental samples, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 270, p. 339-343, 2006.

IAEA – International Atomic Energy Agency. Recommended gamma-ray energies and emission probabilities ordered by radionuclide. Disponível em: https://www-nds.iaea.org/xgamma_standards/gennergies1.htm Acesso em 22 dez 2015.

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

SANTOS, Talita de Oliveira. Distribuição da Concentração de Radônio em Residências e outras Construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares) – Universidade Federal de Minas Gerais – Escola de Engenharia, Belo Horizonte.

Saphymo GmbH, *Portable Radon Monitor –AlphaGuard*, User Manual, Germany 2010.

THINOVA, L., ROVENSKA, K. Radon Dose Calculation Methodology for Underground Workers in the Czech Republic. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 145, p. 233-237, 2011.

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

UNSCEAR - UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*. Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 1988.

UNSCEAR - UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 1993.

UNSCEAR - UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Effects of Ionization Radiation*. Vol. II – Sources to effects assessment for radon in home and workplaces, Report to General Assembly, with Scientific Annexes, New York, 2006.

UNSCEAR - UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Sources and Effects of Ionization Radiation*. Vol. I – Sources, Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 2000.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *World Cancer Report*. IARCPress, Lyon, 2003.

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

YU, K. N. *et al.* Equilibrium Factor Determination Using SSNTDs. **Radiation Measurements**. v. 43, p. 357 – 363, 2008.

ANEXO I- GRÁFICOS CONTROLE DOS ELETRETOS DE REFERÊNCIA

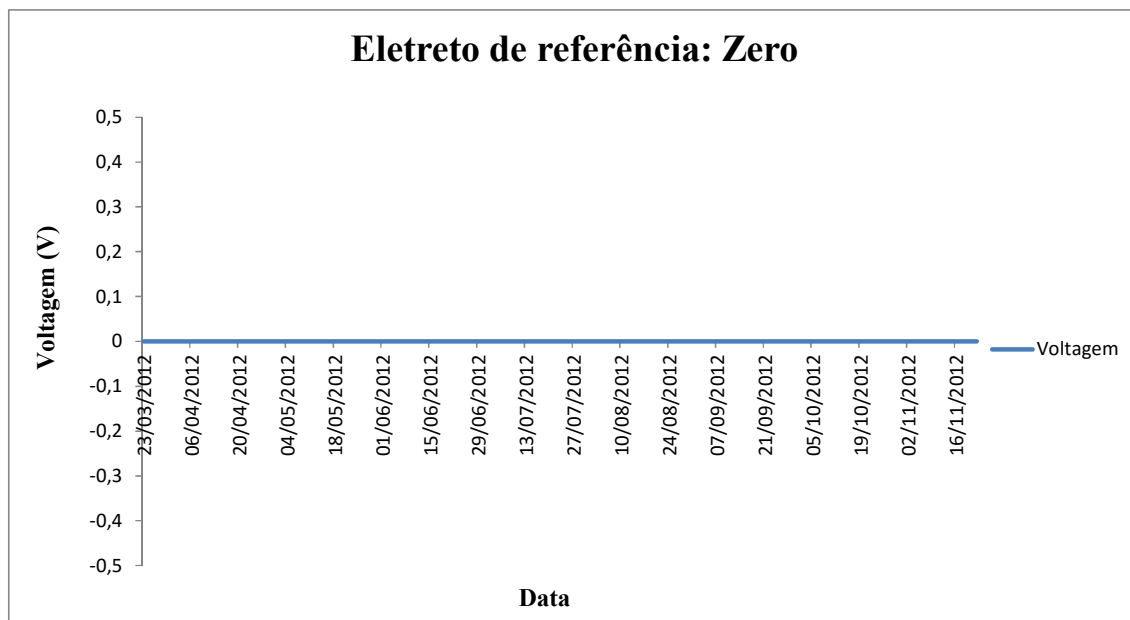


Figura I. 1. Gráfico de controle do eletreto de referência ZERO

Fonte: Autor

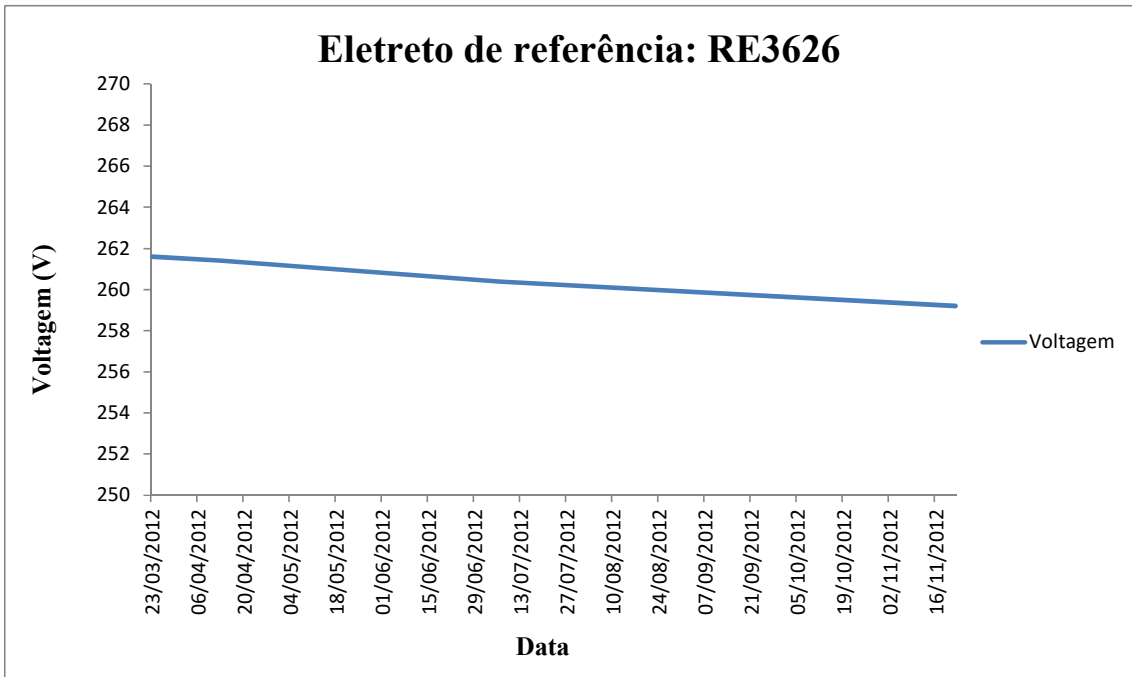


Figura I. 2. Gráfico de controle do eletreto de referência RE3626

Fonte: Autor

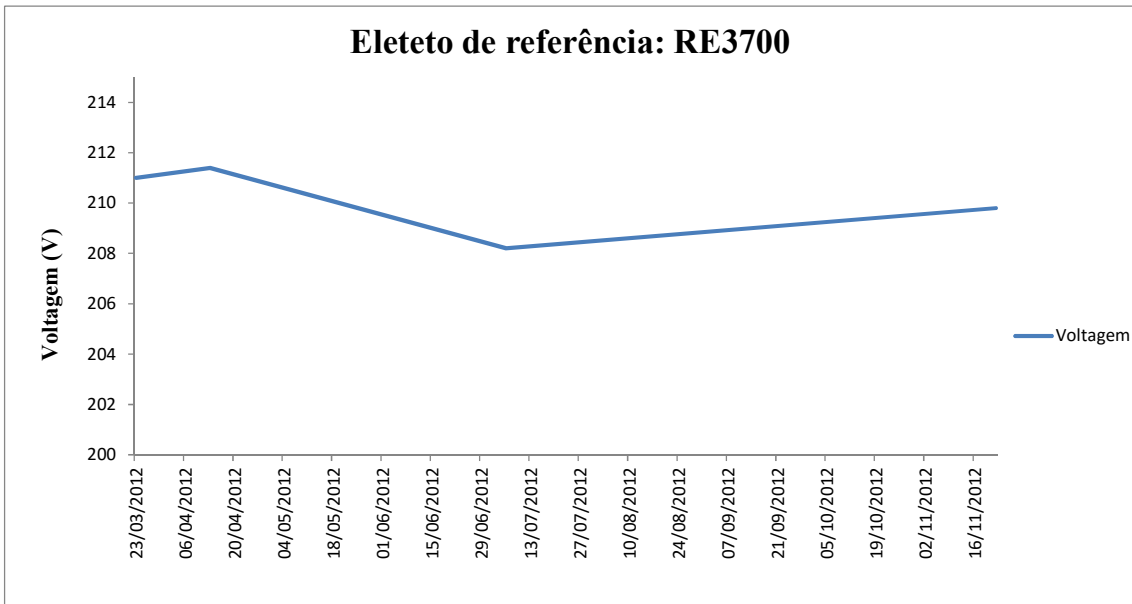


Figura I. 3. Gráfico de controle do eletreto de referência RE3700

Fonte: Autor

ANEXO II – OFÍCIO ELABORADO DURANTE ESTE TRABALHO PARA INFORMAR AS MINERAÇÕES OS RESULTADOS OBTIDOS

À instalação Minero-Industrial.....

Com base nas medidas de radônio e grandezas correlatas realizadas nas galerias da mina subterrânea e arredores, estamos apresentando os resultados abaixo.

- ✓ **Concentração de Radônio:**
- ✓ **Fator de equilíbrio^a:**
- ✓ **Dose^b:**

Informamos que diante dos resultados obtidos, a situação da instalação quanto à concentração de radônio, encontra-se abaixo do limite de 1000 Bq. m⁻³ estabelecido na norma CNEN-NN-4.01. Ressaltamos que, futuramente a Comissão Nacional de Energia Nuclear dentro do programa regulatório em empresas de mineração, realizará novas visitas objetivando o estabelecimento de programas de radioproteção nas áreas ocupacionais e ambientais da empresa.

^aO fator de equilíbrio (F) foi calculado através da seguinte equação:

$$F = \frac{C_{EEC}}{C_{Rn}}$$

Onde C_{Rn} é a concentração de radônio no ar e C_{EEC} é a concentração equivalente de equilíbrio dos filhos do radônio. O F caracteriza o desequilíbrio entre radônio e sua progênie em termos da energia alfa potencial. Este fator tem sido amplamente estudado em condições distintas para avaliar a dose à qual as pessoas estão expostas para uma dada concentração de radônio. Normalmente, quando não se tem informação ou resultados experimentais, recomendam-se a adoção de um fator de equilíbrio médio de 0,4.

^b A dose efetiva anual (E) foi estimada de acordo com a metodologia descrita no relatório United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR, 2000:

$$E = C_{\text{m}} \cdot F \cdot T \cdot k$$

Onde T é o tempo de permanência em locais de trabalho, $T = 2000 \text{ h.a}^{-1}$ (International Commission of Radiation Protection, 1993) e k é o fator de conversão, $k = 9 \text{ nSv (Bq. h.m}^{-3}\text{)}^{-1}$ (UNSCEAR, 2000).

ANEXO III – RESULTADOS OBTIDOS NA FASE I DO PROJETO RADÔNIO

Concentração de radônio por mina visitada na fase I do projeto radônio (CNEN, 2010). As minas e resultados em vermelho correspondem às minas estudadas na fase II do Projeto Radônio.

Tabela III.1 Concentrações Máximas de Radônio Obtidas nas Minas Subterrâneas Brasileiras Visitadas na Fase I

Mina Subterrânea	Concentração Máxima (Bq. m⁻³)^a
Mina 1 (atual mina A)	6490 ± 256
Mina 2	413 ± 110
Mina 3	437 ± 15
Mina 4 (atual mina C)	2968 ± 490
Mina 5	-
Mina 6	137 ± 10
Mina 7	62 ± 15
Mina 8 (atual mina D)	6902 ± 108
Mina 9	242 ± 72
Mina 10	411 ± 71
Mina 11	29 ± 4
Mina 12	545 ± 109
Mina 13	406 ± 14
Mina 14	-
Mina 15	4236 ± 66

Mina Subterrânea	Concentração Máxima (Bq.m⁻³)^a
Mina 16 Campanha 2	916 ± 35
Mina 17	3512 ± 60
Mina 18 Campanha 2	3026 ± 62
Mina 19	2046 ± 46
Mina 20 Campanha 2	1287 ± 41
Mina 21	62 ± 6
Mina 22	272 ± 10
Mina 23	125 ± 7
Mina 24	108 ± 12
Mina 25	140 ± 7
Mina 26	54 ± 42
Mina 27	382 ± 272
Mina 28	246 ± 15
Mina 29	435 ± 309
Mina 30	181 ± 49
Mina 31	82 ± 9
Mina 32	1643 ± 31
Mina 33	112 ± 10
Mina 34	203 ± 11
Mina 35	1320 ± 41
Mina 36	383 ± 383
Mina 37 Campanha 2	917 ± 27
Mina 38	433 ± 19

Mina Subterrânea	Concentração Máxima (Bq.m⁻³)^a
Mina 39 (atual mina E)	1226 ± 32
Mina 40	726 ± 41
Mina 41 (atual mina F)	2507 ± 73
Mina 42 Campanha 2	450 ± 23
Mina 43	171 ± 18
Mina 44	285 ± 16
Mina 45 (atual mina B)	3029 ± 134
Mina 46	601 ± 22
Mina 47	507 ± 20

^a Resultados obtidos na Fase I do Projeto Radônio com detector de traços SSNTD (CNEN, 2010). As demais minas com concentração de radônio acima de 1000 Bq.m⁻³ foram exauridas.

ANEXO IV - ATIVIDADE REGULATÓRIA DO RADÔNIO EM MINAS SUBTERRÂNEAS BRASILEIRAS

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

- O tipo de detector utilizado;
- O procedimento de medida aplicado;
- O período mínimo recomendado para a medida;
- Padrões de qualidade estabelecidos por medidas laboratoriais;
- A comunicação dos resultados para o responsável;
- A conscientização pública sobre os resultados que excederam os limites de referência.

Assim, existem protocolos de medidas de radônio para diversas situações. Cada protocolo reflete as características específicas da situação analisada. Tais documentos devem conter considerações a respeito da variabilidade da medida a fim de determinar as incertezas vinculadas às variações temporais, espaciais e do instrumento. Sabe-se que as incertezas, os níveis de referência e a seleção do protocolo que será utilizado afetam a confiabilidade da escolha da maneira de atuar em uma dada situação.

Na discussão, medidas de curto prazo são aquelas conduzidas por um período de 2 a 90 dias e, medidas de longo prazo por períodos de 90 dias ou mais. Muitas vezes, medidas de longo prazo são preferíveis às de curto prazo, pois, em caso de repetição, essas podem variar por um fator de dois ou mais devido a alterações temporais.

Ainda segundo a WHO (2009) protocolos de medições minimizam as falhas técnicas dos detectores decorrentes de aquecimento, umidade, temperatura, luz forte, raios gamas e torônio.

Ao encontro a esse e outros fatores antes mencionados, elaborou-se critérios normativos aplicáveis às minas subterrâneas. Dentro dessa definição, as instalações minero-industriais são classificadas da seguinte maneira, são elas:

1 – Instalações minero-industriais visitadas pela primeira vez

- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de curto-prazo. Recomendação: pelo menos 10 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de longo-prazo. Recomendação: pelo menos 10 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de torônio (a definir)
- ✓ Determinação do fator de equilíbrio. Recomendação: no mínimo dois dias, o mais próximo possível da frente de trabalho.

2 – Instalações minero-industriais já visitadas (Categoria I, Categoria II e Categoria III)

- Categoria I - São as instalações que apresentam concentração de radônio superior a 1000 Bq. m⁻³. Frequência de inspeção: anual
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de curto-prazo. Recomendação: pelo menos 10 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de longo-prazo. Recomendação: pelo menos 10 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de torônio (a definir)

- ✓ Determinação do fator de equilíbrio. Recomendação: no mínimo dois dias, o mais próximo possível da frente de trabalho.
- Categoria II - São as instalações que apresentam concentração de radônio compreendida entre 500 - 1000 Bq. m⁻³. Frequência de inspeção: Bianual
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de curto-prazo. Recomendação: pelo menos 5 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de longo-prazo. Recomendação: pelo menos 5 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de torônio (a definir)
- ✓ Determinação do fator de equilíbrio. Recomendação: no mínimo dois dias, o mais próximo possível da frente de trabalho.
- Categoria III- São as instalações que apresentam concentração de radônio inferior a 500 Bq. m⁻³. Frequência de inspeção: Bianual
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de curto-prazo. Recomendação: pelo menos 5 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de longo-prazo. Recomendação: pelo menos 5 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de torônio (a definir)
- ✓ Determinação do fator de equilíbrio. Recomendação: no mínimo dois dias, o mais próximo possível da frente de trabalho.

9 - Garimpos registrados ou cooperativados com alta concentração. Frequência de inspeção. Frequência: a cada 4 anos

- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de curto-prazo. Recomendação: pelo menos 5 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Medições da concentração de radônio com detectores de longo-prazo. Recomendação: pelo menos 5 pontos ao longo da extensão da mina observando o caminho da ventilação, podendo variar de acordo com a extensão da mina.
- ✓ Determinação do fator de equilíbrio. Recomendação: no mínimo dois dias, o mais próximo possível da frente de trabalho.

Cabe ressaltar que a quantidade de pontos foi definida baseada na experiência adquirida e no custo das medições. A listagem das minas subterrâneas existentes atualmente no Brasil foi atualizada junto ao Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM, obtendo um total de, aproximadamente, 90 instalações. Os critérios normativos citados estão descritos no Programa de Inspeções Regulatórias em Minas Subterrâneas Brasileiras, Relativas ao Risco de Exposição ao Radônio (CNEN, 2015), que já está sendo realizado em todo território nacional. Até a presente data, 5 instalações minero-industriais já foram visitadas seguindo os protocolos definidos. No início da campanha uma breve explicação sobre o projeto e os conceitos inseridos é realizada. A definição dos pontos é discutida com os profissionais da mina considerando o sistema de ventilação. As medidas são realizadas no Laboratório de Radioatividade Natural do CDTN, que participa de intercomparações a fim de garantir a qualidade. Os resultados e recomendações são notificados aos responsáveis das instalações por meio de ofícios da COMAP. Pretende-se, contudo, trabalhar em conjunto com as instalações nos resultados obtidos. Ressalta-se que as medidas de torônio ainda não estão sendo realizadas haja vista que a infraestrutura necessária deve ser adquirida e dominada.