

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Reitor: Rui Vicente Oppermann

Vice-Reitor: Jane Fraga Tutikian

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

Diretor: André Sampaio Mexias

Vice-Diretor: Nelson Luiz Sambaqui Gruber

Santos, Carlos Eduardo Lima dos

Correlação entre a geologia e as concentrações de Radônio no município de Encruzilhada do Sul, estado do Rio Grande do Sul: avaliação das doses e dos riscos radiológicos a que a população local está submetida.. / Carlos Eduardo Lima dos Santos. - Porto Alegre: IGEO/UFRGS, 2017.

[125 f.] il.

Tese (Doutorado).- Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Geociências. Instituto de Geociências. Porto Alegre, RS - BR, 2017.

Orientador(es): Rommulo Vieira Conceição

1. Geoquímica. 2. Concentração de Radônio. 3. Granito. 4. Encruzilhada do Sul. I. Título.

CDU 550.4

Catálogo na Publicação

Biblioteca Instituto de Geociências - UFRGS

Renata Cristina Grun

CRB 10/1113

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**Correlação entre a Geologia e as Concentrações de Radônio no
Município de Encruzilhada do Sul, Estado do Rio Grande do Sul:
Avaliação das Doses e dos Riscos Radiológicos a que a População
Local está Submetida.**

Carlos Eduardo Lima dos Santos

**Tese de Doutorado em Geociências:
Ênfase em Geoquímica**

Porto Alegre, dezembro de 2017.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**Correlação entre a Geologia e as Concentrações de Radônio no
Município de Encruzilhada do Sul, Estado do Rio Grande do Sul:
Avaliação das Doses e dos Riscos Radiológicos a que a População
Local está Submetida.**

Carlos Eduardo Lima dos Santos

Tese de Doutorado submetido ao corpo docente do Programa de Pós Graduação em Geociências, do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do Título de

**Doutor em Geociências:
Ênfase em Geoquímica**

Comissão Examinadora:

Profa. Dra. Maria Lidia M. Vignol Lelarge	IG/UFRGS
Prof. Dr. Antônio Pedro Viero	IG/UFRGS
Dr. Paulo Fernando Lavalle Heilbron Filho	CNEN

Orientador: Prof. Dr. Rommulo Vieira Conceição - IG/UFRGS

Porto Alegre, dezembro de 2017.

RESUMO

A intensidade das exposições à radiação ionizante oriundas da crosta terrestre depende, principalmente, da composição de rochas e solo, das condições climáticas, da posição geográfica, incluindo altitude e, até, de fatores socioeconômicos. O aumento da concentração de radônio em ambientes internos tem sido reconhecido como um risco radiológico à saúde associado à maior incidência de neoplasias pulmonares. O principal objetivo deste trabalho foi o de verificar se existe uma relação entre a concentração de urânio no solo e a concentração de radônio no ambiente interno de residências construídas na área de estudo, levando em conta os aspectos litológicos e paleontológicos das rochas que originaram o solo. Adicionalmente, por meio das medidas de concentração de radônio realizadas em residências, estimar o risco de câncer fatal devido à inalação de radônio pela população local. Os detectores de radônio, empregados para a determinação das concentrações de radônio no ar foram Detectores de Traços Nucleares, CR-39. Também foram utilizados outros dois detectores de radiação: o detector *AlphaGUARD*, para medidas de radônio no solo e na água, e o espectrômetro RS 125, um detector portátil de radiação gama, para determinar as concentrações de urânio e tório (em ppm), além dos valores da radiação gama de fundo (*Background*) da região estudada. Os menores valores da concentração de tório, de urânio e de radônio no solo e de radônio no ar do interior das residências encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita. Já os maiores valores de tório e urânio no solo encontram-se na Suíte Encruzilhada, principalmente, na facie heterogranular média a grossa e na Suíte Piquiri. Porém, os maiores valores de radônio no solo e no ar do interior das residências encontram-se na Suíte Encruzilhada, principalmente, na facie heterogranular média a grossa. Os valores médio das medidas de concentração de tório e de urânio são, respectivamente, 22,15 ppm e 3,55 ppm. O valor médio das medidas de concentração de radônio no ar extraído do solo e das medidas de concentração de radônio em ambientes internos foi de 64,0 kBq/m³ (1,6 mSv/a) e 48,70 Bq/m³ (1,2 mSv/a), respectivamente. As amostras de água apresentaram concentração média de radônio de 300 kBq/m³. Este último resultado indicou que o aquífero está em uma rocha com elevado teor de Ra-226, podendo explicar os resultados de medidas de concentração de radônio acima do esperado quando a hipótese de equilíbrio radioativo secular é considerada. O valor médio das concentrações de radônio medidas em ambientes internos foi inferior a 100 Bq/m³ (2,5 mSv/a), valor considerado aceitável pela Organização Mundial de Saúde (WHO). Já o valor máximo dessa concentração de radônio está acima do estabelecido pela WHO. A inalação continuada de radônio no ar de ambientes internos cuja concentração média seja a medida neste trabalho, durante 50 anos, está associada a uma dose média de 1,2 mSv/a, a um risco de câncer fatal, de 0,3%, e na ausência de outros fatores que contribuam para o desenvolvimento dessa doença.

ABSTRACT

The intensity of ionizing radiation exposure arising from the outer layer of the earth depends, mainly, on the composition of rocks and soil as well as climatic conditions, geographic positions, altitude in particular and, even, social and economic factors. The increase in radon concentration in living accommodations has been recognized as a radiological health risk associated with higher incidence of lung neoplasms. The main objective of this work was to verify if there is a relationship between the uranium concentration in the soil of the area under study and the concentration of radon in internal environments of houses built in the area, taking into account lithological and paleontological aspects of rocks that gave origin to the soil. Additionally, by measurements of indoor radon concentration, it was possible to estimate the risk of fatal cancer due to inhalation of radon by the local population. The detectors employed to determine the concentration of radon in air were Nuclear Track Detectors, CR-39. Two other radiation detectors were also employed: the AlphaGUARD detector, to measure radon in soil gas and in water and the RS-125 spectrometer, a portable gamma ray detector to determine the concentrations of uranium and thorium, (in ppm) and the background radiation of the region under study. The lower values of uranium, thorium and radon concentrations in the soil as well as radon concentrations in the air inside houses were found in the Arroio dos Ratos Complex and in the Varzea do Capivarita Complex. The higher values of thorium and uranium in the soil were found in both Encruzilhada Suite, mainly in the medium to thick heterogranular facie, and in Piquiri Suite. However, the higher values of radon concentration indoors and in the soil were found in the Encruzilhada Suite, mainly in the medium to thick heterogranular facie. The average values of measured concentrations of thorium and uranium were, 22.15 ppm and 3.55 ppm, respectively. The average values of measured concentrations of radon in the air extracted from the soil and in the air inside houses were, 64.0 kBq/m³ (1.6 mSv/a) and 48.7 Bq/m³ (1.2 mSv/a), respectively. The water samples showed average concentration of radon of 300 kBq/m³. This result indicates that the aquifer is on a rock of high Ra-226 concentration, which could explain the measurement of higher radon concentrations than expected when the radioactive secular equilibrium hypothesis is considered. The average value of radon concentrations measured inside houses was inferior to the one considered acceptable by the World Health Organization, WHO, that is, 100 Bq/m³ (2.5 mSv/a). On the other hand, the maximum value of measured indoor radon concentrations was above the acceptable value by WHO. The continuous inhalation of indoor average air concentration of radon measured in this work, during 50 years, is associated with an average dose of 1.2 mSv/a, which corresponds to a 0.3% risk of fatal cancer, in the absence of other factors that may contribute to the development of this disease.

SUMÁRIO

RESUMO.....	3
ABSTRACT.....	4
SUMÁRIO	5
LISTA DE FIGURAS.....	8
LISTA DE TABELAS	10
1 INTRODUÇÃO	11
1.1 Justificativa.....	12
1.2 Definição do Problema.....	12
1.3 Objetivos	13
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
2.1 Geoquímica do Urânio	15
2.2 Radioatividade e Radônio.....	21
2.3 Séries Radioativas Naturais	25
2.4 Propriedades e Características do Radônio	30
2.5 Rochas e Solos que Liberam Radônio	34
2.6 Radônio em Residências	39
2.7 Estimativas de Risco de Câncer a Baixas Doses de Radiação	43
2.8 Grandezas e Definições Relevantes	44
3 TRABALHOS RELEVANTES	46
3.1 Prospecção de Urânio na Região do Cerro Partido, Encruzilhada do Sul - RS	46
3.2 Níveis de Concentração Natural de Radioatividade no Escudo Sul-riograndense.....	49
3.3 Padrões Espaço-Temporais da Mortalidade por Câncer de Pulmão no Sul do Brasil	55
4 ÁREA DE ESTUDO	61
4.1 Geologia Regional.....	61
4.2 Geologia do Granito Encruzilhada do Sul.....	63

4.2.1 Petrografia.....	66
4.3 Rochas Máficas (Dioritos, Enclaves Máficos Microgranulares e Granitos Híbridos).....	69
5 MATERIAL E MÉTODOS	72
5.1 Instrumentação Utilizada	73
5.1.1 CR-39 (Columbia Resin 1939)	73
5.1.2 <i>TAS</i> Imagem - Sistema de Dosimetria de Radônio e Nêutrons.....	74
5.1.3 <i>AlphaGUARD</i> PQ 2000 PRO	75
5.1.4 Espectrômetro Geológica RS-125.....	78
5.1.5 SURFER – Software para Interpolação de Dados	79
5.2 Procedimento de Campo	79
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	83
6.1 Teores de Urânio e Tório no Solo	83
6.2 Concentrações de Radônio na Água e no Solo.....	90
6.3 Concentrações de Radônio no Ar.....	96
6.4 Doses e os Riscos Radiológicos Associados.	104
7 CONCLUSÕES	109
7.1 Sugestões para Trabalhos Futuros	113
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	115

LISTA DE ANEXOS

ANEXO A: Questionário para registro da instalação dos detectores CR 39 nas residências.....	121
ANEXO B: Resultados de medidas de concentração de radônio em ambientes internos obtidas por meio do emprego de detectores de traços .	122
ANEXO C: resultados de medidas de concentração de atividade de radônio no solo utilizando o detector AlphaGUARD.	126
ANEXO D: Planilha com resultados obtidos utilizando o espectrômetro RS 125.	127
ANEXO E: Solução utilizando o <i>software mathematica para A equação de Bateman</i>	133

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Concentração de atividade dos produtos decaimento do urânio natural com o tempo.	26
Figura 2 - Séries naturais de decaimento radioativo do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U	31
Figura 3 – Emissão e Exalação do radônio a partir do material de construção ou do solo.	34
Figura 4 - Principais vias de entrada de radônio em residências.	41
Figura 5 - Bacia Residual do Cerro Partido em destaque no quadro vermelho.	47
Figura 6 - Localização do projeto aerogeofísico no Rio Grande do Sul; Projeto Extremo Sudeste do Brasil.	50
Figura 7 – Mapa do Canal de urânio (U), em <i>microroetgen/h</i> , da área de estudo com algumas unidades litográficas ou lito-estratigráficas.	53
Figura 8 – Mapa do Canal de tório (Th), em <i>microroetgen/h</i> , da área de estudo com algumas unidades litográficas ou litoestratigráficas.	54
Figura 9 - Razões de mortalidade padronizada (SMR) (a) para mulheres e; (b) homens, por câncer de pulmão, São Paulo e Sul do Brasil, em 2000.	57
Figura 10 - Mapa Geotectônico Escudo Sulriograndense.	62
Figura 11 - Suíte Encruzilhada do Sul.	63
Figura 12 - Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.	65
Figura 13 - Detectores tipo traços, que consistem, essencialmente, numa pequena câmara circular, contendo um pedaço de plástico.	74
Figura 14 - Sistema de digitalização e leitura <i>TASLimage</i>	75
Figura 15 - Configuração do sistema de medida de radônio em água.	76

Figura 16 - Espectrômetro Geológica RS-125.....	78
Figura 17 - Mapa da região estudada, as estradas e a grade de 10x10 km ² na área de interesse.	80
Figura 18 - Típico gráfico obtido com o AlphaGUARD, na região estudada.....	81
Figura 19 - Curvas de isovalores, para os teores de tório, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.	86
Figura 20 - Curvas de isovalores, para os teores de tório, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul. ..	87
Figura 21 - Curvas de isovalores, para os teores de urânio, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.	88
Figura 22 - Curvas de isovalores, para os teores de urânio, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul. ..	89
Figura 23 - Curvas de isovalores, para a concentração de radônio nos gases do solo, em escala de cinza, em kBq/m ³ . Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.	93
Figura 24 - Curvas de isovalores, para a concentração de radônio no solo, em escala de cinza, em kBq/m ³ . Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.	94
Figura 25 – Relação entre as Concentrações de Rn-222 nos gases contidos no solo e de Ra-226 no solo da Região Metropolitana de Belo Horizonte.....	95
Figura 26 - Relação entre as Concentrações de U-238 no solo e Rn-222 nos gases contidos no solo, em Bq/kg, da Região de Encruzilhada do Sul/RS.....	96
Figura 27 - Curvas de isovalores, para as concentrações de radônio no ar, em escala de cinza, em Bq/m ³ . Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.....	99
Figura 28 - Curvas de isovalores, para as concentrações de radônio no ar, em escala de cinza, em Bq/m ³ . Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.	100
Figura 29 - Exemplos de concentrações de radônio em minas em operação.	101
Figura 30 – (a) Medidas de concentração de radônio no ar nas residências, em Bq/m ³ , em relação à concentração de urânio no solo, em ppm..	103
Figura 31 - Tempo necessário para alcançar equilíbrio secular dos radionuclídeos da cadeia do U-238.	135

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Teores de urânio em minerais de rochas ígneas.	17
Tabela 2 - Teores de urânio das principais rochas sedimentares.	18
Tabela 3 - Principais minerais portadores de urânio.	19
Tabela 4 - Exposição anual da população norte-americana a fontes de radiação ionizante.....	24
Tabela 5 - Exposição anual à radiação ionizante em seres humanos devido à incorporação de radionuclídeos.....	25
Tabela 6 - Concentrações de Th e U em diferentes unidades lito-estratigráficas presentes no Estado do Rio Grande do Sul.....	51
Tabela 7 - Concentração de Tório e Urânio em solos derivados de diferentes rochas.	84
Tabela 8 - Valor da concentração de radônio em águas, em kBq/m ³ , e as coordenadas geográficas dos pontos de coleta.....	90
Tabela 9 - Média aritmética e valor máximo das concentrações de radônio, obtidos em estudos brasileiros e internacionais.....	105
Tabela 10 - Valores máximo, médio e mínimo de concentração de radônio no ar, Dose e Risco Radiológico em residências da região estudada.	107
Tabela 11 - Comparação entre Valores Médios das Concentrações de Radônio, Dose por Inalação de Radônio e Risco Radiológico Associado a não Fumantes, em Algumas Regiões Brasileiras.	108
Tabela 13 - Resultados obtidos com o detector AlphaGUARD.	126
Tabela 14 - Planilha com resultados obtidos com o espectrômetro RS 125. .	127

1 INTRODUÇÃO

A Terra é naturalmente radioativa, desde seu núcleo, manto e litosfera, que possuem na sua constituição radionuclídeos primordiais das séries do urânio-235, urânio-238 e tório-232, bem como radionuclídeos isolados como o potássio-40 e o rubídio-87. Radionuclídeos produzidos pela interação da radiação cósmica com a atmosfera, como trítio (H-3), berílio-7, carbono-14 e sódio-22 também contribuem para a radiação natural do planeta. O Homem, portanto, sempre esteve exposto às radiações naturais, sendo que a intensidade dessas exposições depende, principalmente, da composição do solo, das condições climáticas, da posição geográfica e até de fatores socioeconômicos. Pode-se dizer que o ser humano é um ser radioativo, pois faz parte de seu organismo substâncias radioativas naturais como o Carbono-14 e o Potássio-40.

Na região ao longo da zona de cisalhamento Dorsal Canguçu (ZCDC) do Rio Grande do Sul, estão presentes anomalias radioativas de urânio, tório e potássio, detectadas por meio de estudos realizados pela Comissão Nacional de Energia Nuclear, CNEN em parceria com o Departamento Nacional de Produção Mineral, DNPM e a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, CPRM. (Fraenkel, 1973). Esses estudos permitiram diagnosticar áreas com concentrações mais elevadas de tório em rochas graníticas, especialmente nos granitos Pitangueiras e Serra do Herval; e de urânio, no granito Serra do Herval, no metagranito Arroio Francisquinha, e nos arenitos e folhelhos carbonosos da Formação Rio Bonito.

Tanto o urânio como o tório possuem em suas respectivas cadeias de decaimento o radônio (Rn-222), com meia-vida de 3,824 dias e o torônio (Rn-220),

com meia-vida de 55,6 segundos, sendo que o Rn-222, em decorrência de sua meia-vida mais elevada, pode ser responsável por parcela significativa da exposição total do ser humano à radiação natural devido à inalação desse gás nobre. Essa exposição pode atingir valores superiores a 50% de seu total em ambientes confinados de regiões mais frias, onde as edificações possuem taxas de ventilação reduzidas, como medida de conservação de energia (IAEA, 2003).

A principal fonte de radônio é o solo. Há, no entanto, uma contribuição significativa advinda de materiais de construção e de água subterrânea. No momento da inalação do gás radônio, seus descendentes de meia-vida curta (que são partículas sólidas) podem ser retidos nos pulmões e, as partículas α emitidas por esses radionuclídeos são totalmente absorvidas pelos tecidos que os constituem. Estudos epidemiológicos internacionais envolvendo trabalhadores de minas subterrâneas detectaram um aumento considerável de casos de câncer de pulmão. Estudos realizados no Brasil detectaram uma maior incidência de neoplasias do trato respiratório no Estado do Rio Grande do Sul (Castro *et al*, 2004).

1.1 Justificativa

O aumento da concentração de radônio em ambientes internos tem sido reconhecido como um potencial risco radiológico à saúde, podendo estar associado ao aumento na incidência de neoplasias pulmonares (IAEA, 2003).

Desta forma, é extremamente relevante compreender o processo de liberação do radônio pelas rochas e sua distribuição no ambiente, bem como determinar os níveis de concentração desses elementos radioativos tanto no ar em ambientes externos, como em residências.

1.2 Definição do Problema

Embora análises de amostras seletivas de rochas encontradas em superfície na região de Encruzilhada do Sul, no Estado do Rio Grande do Sul,

tenham indicado teores de U_3O_8 de até 1,7% (Fraenkel, 1973), até o presente momento não foram realizados trabalhos relacionados à avaliação das concentrações de radônio em residências e no meio ambiente nesta região. Esses teores altos, associados a presença de rochas intrusivas graníticas, sieníticas e riolíticas, fazem com que a região de Encruzilhada do Sul e seus arredores mereçam investigações mais aprofundadas, quanto ao seu promissor potencial uranífero.

A partir da determinação das concentrações de radônio no solo, no ar e na água, bem como de urânio e tório em rochas, procura-se compreender os processos que levam ao aumento da concentração desse gás no ambiente externo e em residências e estimar os níveis de radiação na localidade objeto deste estudo. Além disso, pode-se estimar o risco de câncer que a população dessa região está sujeita e verificar se medidas preventivas devem ser adotadas.

1.3 Objetivos

Os principais objetivos deste trabalho de pesquisa são (i) o estabelecimento de uma sistemática para determinação das concentrações de radônio em função da geologia local; (ii) a avaliação dos níveis de radiação associados à presença deste elemento no ar nas residências da região do município de Encruzilhada do Sul, no Estado do Rio Grande do Sul; e (iii) a estimativa do risco de câncer que a população da região avaliada está sujeita devido à inalação de radônio.

Para alcançar os objetivos deste trabalho foi necessário:

- Determinar as concentrações de urânio e tório em rochas na área de estudo;
- Determinar as concentrações de radônio no ar, solo e água na região de estudo.

- Compreender os processos que levam ao aumento da concentração de radônio no ambiente, relacionando os teores de urânio e tório nas rochas com os aspectos litológicos e paleontológicos (fácies) dessas rochas e;

- Estimar a dose e o risco de câncer de pulmão devido à inalação de radônio pela população local.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Geoquímica do Urânio

O elemento químico urânio foi descoberto em 1789 a partir do mineral pechblenda, pelo químico M. H. Klaproth. O novo elemento recebeu inicialmente o nome de uranita em homenagem ao recém descoberto planeta Uranus (1781), porém, um ano depois, Klaproth mudou seu nome para uranium.

O urânio está localizado no grupo 3B na série dos actinídeos da Tabela Periódica, possuindo número atômico 92. Os números de oxidação mais conhecidos desse elemento variam de +2 a +6, sendo que os números +4 e +6 ocorrem com maior frequência na crosta terrestre.

O caráter geoquímico de um elemento é largamente governado pela configuração eletrônica de seus átomos e, portanto, claramente relacionado com sua posição na Tabela Periódica.

O urânio é um elemento instável, sendo que os seus dois isótopos naturais, U-235, físsil, e U-238, fértil, ocorrem na proporção de 0,72% e 99,98%, respectivamente, e dão origem a duas cadeias de decaimento radioativo. A série do U-238 gera um elemento estável, o Pb-206, após 14 transformações (oito por emissão de partículas alfa e seis por emissão de partículas beta). A série do U-235, por sua vez, gera o elemento estável Pb-207 após 11 transformações (sete por emissão de partículas alfa e quatro por emissão de partículas beta).

A distribuição de urânio na crosta terrestre está diretamente relacionada com as atividades magmáticas que causaram sua mobilidade desde a formação da Terra primordial.

Assim é que, durante a maior parte do ciclo magmático, o urânio encontrava-se no estado tetravalente e as trajetórias de cristalização do urânio e do tório, esse último sempre tetravalente, foram paralelas devido à similaridade dos respectivos raios iônicos. Quando o conteúdo de água do material fundido era muito pequeno, a concentração de urânio ou tório no magma era inferior à de saturação e, portanto, não ocorria precipitação desses elementos radioativos. A maioria dos compostos tetravalentes de urânio e tório é altamente insolúvel em testes de laboratório com soluções aquosas.

Em estágios magmáticos posteriores, o urânio e o tório possivelmente seguiram caminhos distintos, o urânio acompanhando as soluções hidrotermais e o tório cristalizando com a fração final rica em sílica. Uma explicação para essa mudança é a ocorrência de oxidação do urânio tetravalente para urânio hexavalente, esse último muito mais solúvel em soluções aquosas. Quando em solução, o urânio só irá precipitar em meio redutor por mudança de pH ou redução de temperatura, por exemplo. O tório, por outro lado, só apresenta uma valência estável e, portanto, não é afetado por condições mais oxidantes.

Javaroni & Maciel (1985) consideraram que as concentrações de urânio na crosta terrestre dependem: da profundidade, das condições de cristalização, das magmas, da intensidade dos fenômenos tardimagmáticos (metossomáticos e hidrotermais), da existência de rochas hospedeiras permeáveis e/ou condições de percolação de fluidos, da estrutura favorável do arcabouço tectônico e, ainda, de condições físico-químicas favoráveis, associadas aos processos de intemperismo.

O urânio encontra-se retido tanto nos principais minerais formadores de rocha, como incorporado nos minerais secundários e acessórios ou, ainda, em altas concentrações, formando seus próprios minerais. Os teores desse elemento em vários minerais principais e nos acessórios de rochas ígneas, segundo Pertlik et al. (1974) estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Teores de urânio em minerais de rochas ígneas.

Fonte: Pertlik et al.,1974.

Mineral	Teor de U (ppm)
Quartzo	1,7
Feldspato	2,7
Biotita	8,1
Muscovita	2,8
Piroxênio	0,2 – 60
Olivina	0,1 – 50
Alanita	0,05
Apatita	30 – 1000
Epídoto	10 – 100
Granada	20 – 200
Huttonita	6 – 30
Magnetita e Opacos	$3 - 7 \times 10^4$
Monazita	500 – 3000
Titanita	10 70
Xenótima	$300 - 4 \times 10^4$
Zircão	100 - 6000

Moreira-Nordemann (1977) estudou a distribuição de urânio nos minerais formadores de rochas ígneas e constatou que sua ocorrência é acentuada em quartzo e feldspato; observou, ainda, que a biotita retém de 19% a 22% do total de urânio e que os minerais pesados (zircão, monazita, apatita, magnetita, ilmenita e riebeckita) contém de 61% a 65% do total retido.

Nas rochas sedimentares, os arenitos destacam-se como os que, em geral, apresentam maiores concentrações de urânio, o qual normalmente está disseminado nos minerais ortoquartzíticos, podendo também ocorrer nos minerais de quartzo disseminados nos grãos mais pesados e resistentes. A ocorrência de urânio

em rochas carbonáticas é também frequente, sobretudo preenchendo pequenas fraturas e diaclases, ou disperso nos interstícios granulares. Na Tabela 2 estão relacionados os teores de urânio em rochas sedimentares e sedimentos selecionados (Pertlik et al., 1974).

Tabela 2 - Teores de urânio das principais rochas sedimentares.

Fonte: Pertlik et al., 1974.

Tipos Petrológicos	Teores Médios (ppm de U)	Faixa de Teores (ppm de U)
Rochas detríticas	3	0,45 - 5,9
Arenito		0,45 - 3,21
Areia		3 - 5
Grauvaca		0,5 - 2,1
Arcósios - média estimada	1,5	
Quartzito	0,45	0,2 - 0,6
Argilito	3,7	1 - 13
Argila		2 - 3
Argila com material orgânico	80	
Folhelhos negros continentais		2 - 4,8
Folhelhos negros marinhos		10 - 1244
Rochas carbonáticas	2,2	0,01 - 9
Calcário	2	0,5 - 6
Dolomito		0,03 - 2
Evaporito	0,1	0,01 - 0,43
Anidrita, Gipsita	0,1	
Halita, Silvita	0,1	
Rochas fosfáticas		8,5 - 300
Laterita ferruginosa		10 - 100
Guano fóssil		3 - 50
Bauxita	11,4	3 - 27
Bentonita	5	1 - 21
Silício diatomáceo	4	

O urânio é constituinte essencial em quase 100 minerais, ocorrendo principalmente em uraninita, UO_2 , e sua variedade não cristalina pechblenda. A relação oxigênio/urânio pode se alterar no dióxido, modificando a composição para U_3O_8 . A presença de U^{6+} na uraninita se deve ao processo de oxidação. O urânio também pode se associar a carbonatos, fosfatos, vanadatos, silicatos, sulfetos, sulfatos, etc (Pertlik et al., 1974). Na Tabela 3 estão relacionados os principais minerais portadores de urânio.

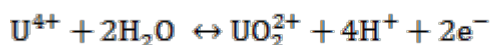
Tabela 3 - Principais minerais portadores de urânio.

Fonte: Pertlik et al. 1974.

Principais minerais contendo urânio	
Autunita	$\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Bayleyita	$\text{Mg}(\text{UO}_2)(\text{CO}_3)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$
Becquerelita	$7(\text{UO}_3) \cdot \text{H}_2\text{O}$
Betafita	$(\text{U.Ca})(\text{Nb.Ta.Ti})_3\text{O}_9 \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Brannerita	Composição incerta, mas essencialmente um óxido de U e Ti com quantidades de Th, terras raras, Ca e Fe.
Carnotita	$\text{K}_2(\text{UO}_2)_2(\text{VO}_4)_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Coffinita	$\text{U}(\text{SiO}_4)(\text{OH})$
Curita	$2\text{PbO} \cdot 8\text{UO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$
Dewindtita	Formula incerta
Fosfuranilita	$\text{CaO} \cdot 4\text{UO}_3 \cdot \text{P}_2\text{O}_5 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
Johannita	$\text{Cu}(\text{UO}_2)_2(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
Liebigita	$\text{Ca}_2(\text{UO}_2)(\text{CO}_3)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Metaautunita	$\text{Ca}_2(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Metatorbernita	$\text{CuO} \cdot 2\text{UO}_3 \cdot \text{P}_2\text{O}_5 \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Metatyuyamunita	$\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{VO}_4)_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Metauranocircita	$\text{Ba}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
Metazeunerita	$\text{Cu}(\text{UO}_2)_2(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
Microlita-pirocloro	Série isomorfa. São óxidos múltiplos de Ca, Na, Nb, Ta, Fe, U(OH) e F.

Principais minerais contendo urânio (Continuação)	
Pechblenda	UO ₂
Schoepita	4UO ₃ ·9H ₂ O
Schoeckingerita	NaCa ₃ (UO ₂)(CO ₃) ₃ (SO ₄)·F·10H ₂ O
Torogumita	Silicato de tório hidratado com U, P e terras raras em substituição ao tório.
Torbernita	Cu (UO ₂) ₂ (PO ₄) ₂ ·12H ₂ O
Tyuyamunita	Ca(UO ₂) ₂ (VO ₄) ₂ ·nH ₂ O
Uraninita	UO ₂
Uranofana	Ca(UO ₂) ₂ (SiO ₃) ₂ (OH) ₂ ·5H ₂ O
Uranopilita	(UO ₂) ₆ (SO ₄)(OH) ₁₀ ·12H ₂ O
Zeunerita	Cu(UO ₂) ₂ (AsO ₄) ₂ ·nH ₂ O
Zippeita	2UO ₃ ·SO ₃ ·6H ₂ O

A transição do estado de oxidação +4 para +6 tem um potencial de oxirredução dentro do intervalo normal dos ambientes geológicos, ocorrendo de acordo com a seguinte equação (Krauskopf, 1972):



A ocorrência de urânio é mais acentuada em rochas graníticas, pegmatitos graníticos e em sienitos, onde a uraninita distribui-se irregularmente, tendo como paragêneses os minerais de tório, terras raras, nióbio, tântalo, turmalina e zircão (os feldspatos e as micas às vezes ocorrem associados a compostos uraníferos carbonosos).

A grande tendência do urânio em se oxidar em íons de U⁶⁺, que é bastante solúvel, permite-lhe maior mobilidade nas camadas superficiais. O intemperismo de rochas ígneas, bem como de rochas metamórficas e sedimentares libera urânio que é posteriormente depositado em sedimentos e rochas, podendo ter sua composição química alterada para óxidos hidratados, fosfatos ou silicatos e estes lixiviados como complexos solúveis de uranila.

O urânio solubilizado em águas subterrâneas e em águas de superfície durante alteração ou intemperismo pode ser precipitado nas proximidades como compostos insolúveis ou adsorvido em diversos tipos de sedimentos ou, em última análise, levado para os oceanos pelo sistema de drenagem.

A razão Th/U na natureza varia muito. Em rochas das quais o urânio tenha sido removido, valores altos dessa razão são observados. Ao contrário, no caso de rochas precipitadas em ambientes quimicamente redutores, a concentração de urânio aumenta e a razão Th/U diminui. Observou-se razões de Th/U acima da média em sedimentos continentais, em particular lateritos e outros depósitos residuais e valores abaixo da média em rochas sedimentares marinhas precipitadas quimicamente, como evaporitos e calcário. Valores baixíssimos dessa razão foram observados em rochas carbonáceas.

Por ocasião do intemperismo de rochas, a água contendo substâncias húmicas atua como poderoso agente na mobilização de íons metálicos, sendo que o íon uranila se combina com compostos húmicos em maior proporção e muito mais rapidamente que os demais íons metálicos (Pauli, 1975).

Em resumo, a mobilização do urânio em águas superficiais e de subsuperfície pelo transporte do íon uranila (UO_2^{2+}), provavelmente sob a forma de um hidróxido ou de vários complexos solúveis, com os ânions comumente dissolvidos, está relacionada com os processos intempéricos, dissoluções químicas e processos físicos de transporte. Vários fatores afetam a distribuição do urânio nas águas naturais, entre os quais: teor de urânio na rocha matriz; tempo de residência do urânio no ambiente; variação climática; variação sazonal; pH e estado de oxidação; concentração de outros compostos e elementos químicos, como carbonatos, vanadatos, fosfatos, sulfetos, cálcio e potássio, bem como a presença de matéria orgânica.

2.2 Radioatividade e Radônio

O conhecimento sobre radioatividade teve início quando o físico francês Henri Becquerel, em 1896, observou que filmes fotográficos ficavam embaçados quando na proximidade de amostras de sulfato de potássio-uranila. Cinco anos decorridos foram suficientes para que elementos radioativos como potássio, urânio,

tório, polônio, rádio e radônio fossem descobertos (Lowder 1989). Os termos, radioativo e radioatividade foram criados pelo casal Marie e Pierre Curie para caracterizar a energia liberada espontaneamente por esses elementos químicos.

Os efeitos da exposição ao radônio foram inicialmente observados no século XVI, em trabalhadores de minas de prata na Europa Central. O minério de prata minerado estava associado ao urânio e seu produto de decaimento, o radônio, tendo sido constatados, naquela ocasião, altos níveis de doenças do pulmão fatais. No entanto, o rádio, radionuclídeo que gera o radônio por decaimento alfa, só foi identificado pelo casal Curie em 1900. O reconhecimento de que o radônio era, provavelmente, a causa de câncer de pulmão manifestado em trabalhadores de certas minas ocorreu algumas décadas depois e o reconhecimento de que os produtos de decaimento do radônio, e não o radônio em si, eram o causador dessa doença só ocorreu na década de 1950. A partir de então, uma preocupação crescente se estabeleceu com os níveis de radiação ionizante a que os indivíduos estão sujeitos, tanto em ambientes de trabalho como em residências.

Nos Estados Unidos, foi estimado que em torno de 10.000 casos de câncer das vias respiratórias por ano seriam decorrentes da dose recebida pela população em residências e locais de trabalho (Cohen, 1980). Por isso, a presença de radônio e seus filhos no ambiente vem sendo bastante estudada em todo o mundo desde o início da década de 80 (Nazaroff, 1988; NCRP, 1988; Neuberger, 1991; Cohen, 1992; Santos, 2008).

As regiões Sul e Sudeste do Brasil apresentaram, entre 1980 e 1995, as mais altas taxas de mortalidade por câncer de pulmão. Nesse período, houve um aumento desse tipo de câncer de 10,5% entre os homens e 26,7% entre as mulheres. Foi também observada uma tendência crescente de câncer de pulmão em todas as regiões brasileiras, tanto em homens quanto em mulheres (Castro *et al*, 2004).

De acordo com as recomendações da Agência Internacional de Energia Atômica, os governos dos países membros devem prover informação sobre os níveis de radônio em interiores e os riscos à saúde associados. Além disso, se necessário, um plano de ação para controlar a exposição do público em residências

e outras edificações deve ser estabelecido e implementado. As concentrações médias anuais de radônio-222 não devem ser superiores a 300 Bq/m³, que corresponde a uma dose efetiva anual de 7 mSv. A AIEA considerou esse valor limitante de dose anual como sendo 10 mSv, o qual ainda pode ser reduzido, por meio da aplicação do requisito de otimização da proteção radiológica (IAEA, 2014).

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP - *International Commission on Radiation Protection*) reconheceu que era desconhecida a relação entre doses baixas e moderadamente baixas de radiação ionizante e correspondentes efeitos à saúde humana, uma vez que possíveis efeitos não eram observáveis a curto e médio prazo. No entanto, adotou o modelo da linearidade entre dose e efeito, expressando uma atitude de precaução face à incerteza científica. A hipótese de ausência de limiar de dose para os efeitos de baixas doses de radiação - denominados efeitos estocásticos - foi adotada, ou seja, qualquer dose, por mais baixa que seja, está associada a uma probabilidade de indução de câncer ICRP (2009).

O radônio é fruto do decaimento do rádio, o qual raramente ocorre sozinho e advém do decaimento do urânio. Assim, todos os minerais e rochas geologicamente antigos contêm quantidades mensuráveis de rádio, dependendo das quantidades inicialmente presentes dos radionuclídeos pais. O rádio apresenta propriedades químicas similares às de outros metais alcalinos terrosos. Sua pequena abundância natural em águas superficiais (10-12 g/L) faz com que as reações químicas importantes sejam as de adsorção em superfícies ativas de todos os tipos e co-precipitação, em particular, com sais de cálcio e bário. A saída de rádio do mineral hospedeiro se dá por difusão, tanto através do próprio mineral, como das camadas de água adsorvidas na superfície dos grãos e, portanto, para a fase aquosa.

Na natureza, o Rn-222 acompanha o Ra-226, mas, frequentemente, migra a distâncias consideráveis de seu progenitor. Minerais relativamente impenetráveis, tal como o zircônio, perdem muito pouco do radônio neles gerado, mas estruturas mais fraturadas podem perder a maior parte do radônio contido, em condições naturais. O radônio migra como gás ou é carregado pela água. O conteúdo de radônio no ar do solo é muito variável e afetado primordialmente por variações na

pressão atmosférica, vento e conteúdo de umidade desse solo. A solubilidade de radônio em água é inversamente proporcional à temperatura.

A meia-vida do Rn-222, apesar de curta, é muito maior do que a dos seus demais isótopos, o que torna mais fácil sua detecção e, por isso, a geoquímica do Rn-222 é estudada em maior nível de detalhe. Em sistemas fechados e na ausência de separação, uma amostra de Ra-226 estará em equilíbrio com o Rn-222 em cerca de 5 meias-vidas desse gás, ou seja, 20 dias.

A Tabela 4 e a Tabela 5 apresentam dados do *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR, 1988), onde a exposição do ser humano ao radônio pode ser observada e comparada a dose de radiação oriunda de todas as fontes de radiação natural presentes tanto dentro quanto fora do seu corpo.

Pode ser observado na Tabela 4 que o radônio e seus produtos de decaimento são responsáveis por cerca de 2/3 da dose efetiva anual oriunda das fontes naturais de radiação ionizante. Já a Tabela 5 ilustra que a dose interna devido à inalação e subsequente decaimento de radônio é a dominante entre os radionuclídeos incorporados pelo organismo humano, o que corresponde a aproximadamente 70% da dose interna total.

Tabela 4 - Exposição anual da população norte-americana a fontes de radiação ionizante.

Fonte: UNSCEAR, 1988.

FONTE	DOSE (μSv)
Radônio	2000
Outras naturais	1000
Ocupacional	9
Ciclo do combustível nuclear	0,5
Produtos de consumo	100
Fontes ambientais	0,6
Raios-X médico	390
Precipitação radioativa (fall out)	10
Total	3600

Tabela 5 - Exposição anual à radiação ionizante em seres humanos devido à incorporação de radionuclídeos.

Fonte: UNSCEAR, 1988.

FONTE	DOSE (μSv)
Cosmogênica	15
K-40	180
Rb-87	6
U-238 \rightarrow Ra-226	19
Rn-222 \rightarrow Po-214	1100
Pb-210 \rightarrow Po-210	120
Rn-220 \rightarrow Tl-208	160
Total	1600

2.3 Séries Radioativas Naturais

Em busca da estabilidade, os isótopos U-238, Th-232 e U-235 emitem radiação alfa e se transformam em Th-234, Ra-228 e Th-231, respectivamente. Por também serem instáveis, estes, por meio de desintegração beta, transformam-se em Pa-234, Ac-228, Pa-231, respectivamente. Este processo de emissão de radiação ionizante prossegue, sendo o nuclídeo formado menos instável, quando comparado ao nuclídeo de origem, até adquirirem uma configuração nuclear estável, que culmina nos nuclídeos Pb-206, Pb-208 e Pb-207, respectivamente (Kaplan, 1978).

A série radiativa do U-238 possui radionuclídeos de propriedades químicas e físicas diferentes, com uma grande variação em suas meias-vidas.

A Figura 1 ilustra a variação das concentrações de atividade dos produtos decaimento do U-238 com o tempo (Heibron, 2017).

Concentração de Atividade na Série do U-238

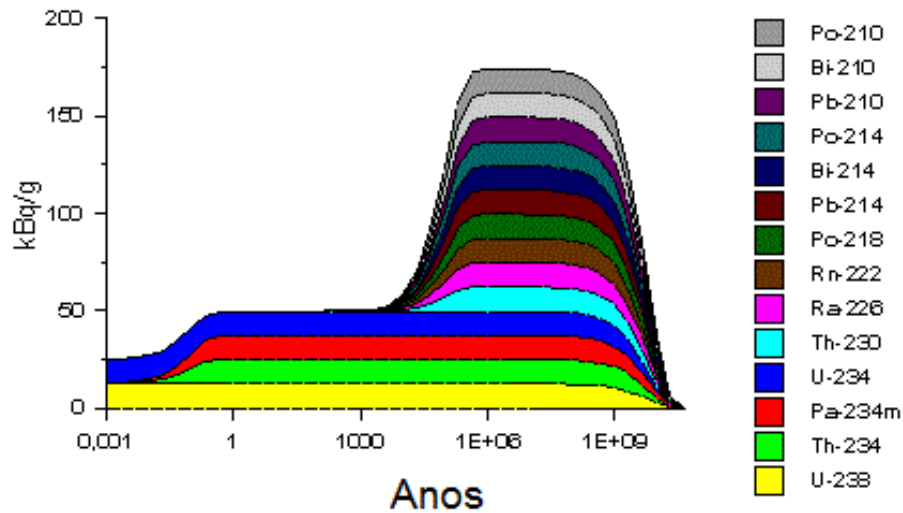


Figura 1 – Concentração de atividade dos produtos decaimento do urânio natural com o tempo.

A atividade A de cada nuclide, é definida como:

$$A = |dN/dt| \quad (1)$$

onde dN/dt é a taxa de variação do número de núcleos por unidade de tempo, isto é:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (2)$$

em que λ é a constante de decaimento, que representa a probabilidade de um nuclide desintegrar-se espontaneamente por unidade de tempo (tem dimensão de tempo⁻¹) e N é o número de átomos desse nuclide considerado em um tempo t .

A integração da equação acima fornece:

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (3)$$

em que N_0 corresponde ao número de átomos inicialmente do sistema. Se $T_{1/2}$ é o tempo para a desintegração de metade dos átomos do sistema (meia-vida do nuclídeo), então:

$$\lambda = 0,693/T_{1/2} \quad (4)$$

O acúmulo dos produtos de decaimento em uma série radioativa, para um número muito grande de átomos, é descrito pelo sistema de equações diferenciais:

$$dn_1 = -\lambda_1 n_1 dt \quad (5)$$

$$dn_2 = (\lambda_1 n_1 - \lambda_2 n_2) dt \quad (6)$$

$$dn_3 = (\lambda_2 n_2 - \lambda_3 n_3) dt \quad (7)$$

...

$$dn_i = (\lambda_{i-1} n_{i-1} - \lambda_i n_i) dt \quad (8)$$

onde n_i é o número de átomos do i -ésimo nuclídeo da série radioativa presente no instante t e λ_i é sua respectiva constante de decaimento. Se o índice zero corresponde ao estado inicial no instante $t = 0$, assumindo $n_2^0 = 0$, a integração da segunda equação fornece o número de nuclídeos produzidos a partir do decaimento radioativo do nuclídeo pai, ou seja:

$$n_2 = \frac{\lambda_1 n_1^0 [e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}]}{\lambda_2 - \lambda_1} \quad (9)$$

No caso em que $\lambda_2 \gg \lambda_1$, pode-se simplificar a expressão para:

$$n_2 = \frac{\lambda_1 n_1^0 [1 - e^{-\lambda_2 t}]}{\lambda_2} \quad (10)$$

Se o sistema existe há muito tempo ($t \rightarrow \infty$), pode-se escrever:

$$n_2 = \frac{\lambda_1 n_1^0}{\lambda_2} \quad (11)$$

Nota-se que o número de átomos que decaem por unidade de tempo é igual ao número de átomos do radionuclídeo filho formado no mesmo intervalo de tempo e em um sistema fechado, pode-se atingir o equilíbrio radioativo secular, expresso por:

$$\lambda_1 n_1 = \lambda_2 n_2 = \lambda_3 n_3 = \dots = \lambda_1 n_1 \quad (12)$$

Portanto em um sistema em que a série do urânio está em equilíbrio radioativo secular, as atividades de seus produtos de decaimento devem ser iguais entre si. Como a constante de decaimento, do U-238, λ_{238} , é extremamente menor que as de seus filhos, o tempo para alcançar o equilíbrio radioativo entre o U-234 e o U-238 pode ser estimado de maneira simples, considerando a razão das atividades desses dois nuclídeos igual a 0,99, de tal forma que, pela equação 10:

$$n_2 \lambda_{234} / n_1 \lambda_{238} = [1 - \exp(-\lambda_{234} \cdot t)]$$

$$0,99 = 1 - \exp(-\lambda_{234} \cdot t)]$$

$$1 - 0,99 = \exp(-\lambda_{234} \cdot t)$$

$$\text{Ln } 0,01 = - \lambda_{234} \cdot t)$$

$$t = 4,61 / \lambda_{234}$$

Pela substituição do valor da constante de decaimento do U-234, ou seja, $(\ln 2) / (2,44 \times 10^5 \text{ anos})$ conclui-se que em um sistema fechado com idade mínima de 1,6 milhões de anos ficaria praticamente estabelecido o equilíbrio radioativo secular entre o U-234 e o U-238. De acordo com Osmond & Cowart, (1976), desvios significativos desse equilíbrio não deveriam ser esperados, mesmo em sistemas abertos, devido à pequena diferença de massa entre os dois nuclídeos (1,7%) e as curtas meias-vidas dos dois filhos intermediários (Th-235 $T_{1/2} = 24,1$ dias e Pa-234 $T_{1/2} = 1,18$ meses) Entretanto, os resultados obtidos por vários pesquisadores não

confirmam isso, tendo sido registrado extremas variações entre as concentrações de atividade desses dois radionuclídeos).

De uma maneira geral, o valor exato do tempo necessário para o estabelecimento do equilíbrio radioativo secular pode ser obtido por meio da resolução das equações de Bateman, que partem do fato de que a taxa de variação do número de átomos de determinado radionuclídeo pertencente a uma série radioativa é dada pela taxa de produção desse radionuclídeo menos a sua taxa de desaparecimento, por decaimento radioativo. Esse raciocínio é aplicável a todos os radionuclídeos que fazem parte dessa cadeia de decaimento e pode ser descrito da seguinte forma (Orlandi, 2009):

No Anexo E é apresentada uma solução para equação de Bateman, utilizando o *software Mathematica* (Heilbron Filho, 2017).

Muitos processos geológicos provocam fracionamento químico, quebrando essas cadeias de decaimento e causando o desequilíbrio radioativo. Durante a gênese de rochas vulcânicas, por exemplo, que envolvam a fusão parcial de uma fonte mantélica e/ou crustal (geração de magma) e a cristalização fracionada (resfriamento e cristalização do magma), a condição de equilíbrio radioativo secular é perturbada, pois os diferentes membros da cadeia de decaimento apresentam características geoquímicas distintas. Se, após o processo de separação, o sistema volta a fechar, os nuclídeos pertencentes a cada série começam novamente a restaurar a condição de equilíbrio secular.

A relação entre as atividades dos vários membros da série, entre o instante em que o sistema volta a se fechar e o instante em que a série pode ser considerada em equilíbrio, depende das constantes de desintegração, das concentrações no instante do fechamento e do tempo decorrido desde então. A determinação das atividades dos membros da série fornece informações importantes sobre os processos que originaram o desequilíbrio, desde que o tempo transcorrido seja inferior ao necessário para restauração do equilíbrio secular (Santos, 2000).

Em ambientes superficiais, o desequilíbrio radioativo secular é comum entre todos os membros das séries, devido às diferenças de solubilidade dos

radionuclídeos envolvidos, seus estados de oxidação e suas mobilidades, causadas pelo deslocamento de recuo, no caso de emissão de partículas alfa.

2.4 Propriedades e Características do Radônio

O radônio é o mais pesado dos gases nobres presentes na natureza e o único que não possui isótopos estáveis. Os isótopos do radônio Po-218, Bi-214, Po-214 e Bi-210 são emissores alfa e sólidos.

As cadeias de decaimento do U-238, Th-232 e U-235, bem como os radionuclídeos gerados, suas respectivas meias-vidas e tipos de desintegração dessas três séries estão representados na Figura 2, onde é destacada a formação dos três isótopos do radônio.

Há várias fontes de liberação de radônio para a atmosfera, como solos, rochas, águas de serviço (água doméstica potável), águas subterrâneas e águas de superfície e o radônio pode propagar-se através de material poroso e mover-se no ar. A distância de propagação é limitada pela sua meia vida, isto é, ele será mais facilmente transportado enquanto não decair. Tendo em vista que a concentração de radônio no ar é relativamente baixa, seus átomos se comportam como átomos individuais e não se depositam como um gás pesado o faria. Esta é a razão pela qual as variações e os gradientes de concentração são influenciados por fatores tais como o movimento do ar e a distância que um átomo de radônio pode ser transportado antes de decair (ICRP, 1993).

Em ambientes contendo filhos do radônio, uma fração dos descendentes irá aderir às partículas de aerossol suspensas no ar e uma parte ficará livre. Quanto maior a quantidade de partículas, maior a probabilidade dos descendentes aderirem a elas e seguirem o caminho delas através do ar.

O Rn-220 (torônio) e o Rn-119, pelo fato de terem uma meia vida muito curta (55 s e 3,92 s, respectivamente) têm probabilidade muito pequena de serem liberados para o ambiente. Já o Rn-222 (meia vida: 3,8 dias) pode mover-se em distâncias maiores e por esse motivo, somente o Rn-222 será objeto deste estudo.

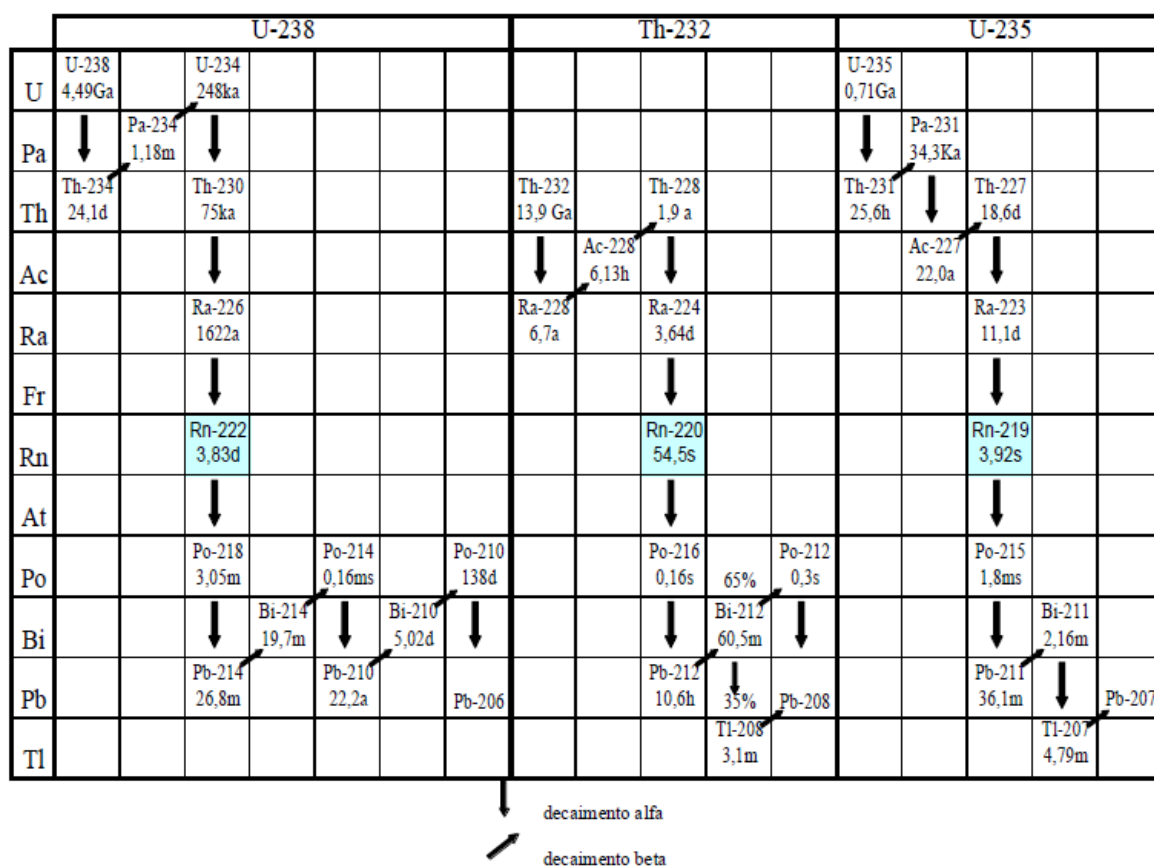


Figura 2 - Séries naturais de decaimento radioativo do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U .

O Rn-222 é oriundo da emissão de partículas alfa pelo seu progenitor, o Ra-226. A quantidade de radônio que escapa de diferentes minerais e partículas do solo depende de vários parâmetros, tais como, o tamanho da partícula, a concentração de seu progenitor, o poder de emanação (fração de radônio liberado do material), a porosidade, a pressão atmosférica e o grau de saturação da água.

Concentrações típicas de radônio, a vários metros abaixo da superfície, estão na faixa de 30 a 100 kBq/m³, quando comparadas com as encontradas no ar, da ordem de 8 Bq/m³ (NCRP, 1988). As concentrações típicas de radônio no ar variam de 4 a 15 Bq/m³ (0,1 a 0,4 pCi/l). Esses valores sofrem influência pelas variações atmosféricas, meteorológicas (velocidade e direção do vento, temperatura e umidade), bem como variações diurnais. Os valores máximos e mínimos sofrem influências de temperatura, ventos e concentração de particulados no ar (NCRP, 1988).

A água, tanto subterrânea como de superfície, quando em contato com rochas e solos, pode solubilizar alguns sais de rádio, tornando-se outra fonte frequente de radônio. As concentrações típicas de radônio em águas de superfície, normalmente menores que as concentrações encontradas em águas subterrâneas, são da ordem de 10 Bq/m^3 e estão em torno dos valores das concentrações encontradas para o rádio na água (IAEA, 1989).

A presença de radônio em materiais de construção merece atenção especial porque, quando liberado por esses materiais no ambiente de residências, contribui para o aumento de sua concentração e para o decorrente aumento na dose de radiação do indivíduo exposto.

Os átomos de radônio são liberados da matriz sólida por recuo, quando o rádio decai por emissão alfa. A localização do átomo de rádio no grão mineral, a densidade do meio e a direção que o átomo de radônio assume no momento de sua geração são os principais fatores determinantes para a saída do meio em que se encontra (emanação). Se o átomo de rádio se encontra em uma região muito interna na estrutura mineral, dificilmente o radônio será liberado para a atmosfera (exalação). No entanto, se o radônio gerado estiver localizado próximo à superfície e se a direção do recuo for nesse sentido, ele poderá se libertar e difundir para o espaço entre os grãos, ou para planos de fraturas nas rochas. (Tanner, 1978)

Para a maioria dos solos, somente 10% a 50% do radônio gerado consegue se libertar do grão mineral em que se encontra e ocupar os poros. Os átomos de radônio que ocupam os interstícios são transportados através desses espaços até que decaiam ou, sejam liberados para a atmosfera.

O Rn-222 exalado da crosta terrestre ou de materiais de construção é rapidamente diluído na atmosfera por meio de convecção e dispersão, sendo que a taxa de exalação é função das diferentes conformações geológicas (estruturas minerais), propriedades geoquímicas (teor de Ra-226) e fatores ambientais (umidade, gradiente térmico, pressão do ar, velocidade do vento). Níveis elevados desse gás, no entanto, podem ser observados em ambientes fechados e pouco ventilados. (Liu, 1984)

A Figura 3 ilustra os processos de emanção e exalação do radônio, a partir do material de construção ou do solo.

O fluxo de radônio contido em dado material é função de dois fenômenos: (a) o transporte de radônio da matriz sólida para os poros (emanção) e; (b) o transporte de radônio dos poros até a superfície da matriz (exalação). A emanção é causada pela energia cinética da emissão da partícula alfa (α) pelo Ra-226, no momento de seu decaimento, e o conseqüente recuo do átomo de radônio recém-formado. Para que um átomo de radônio escape da matriz mineral e entre nos poros, o decaimento deve ocorrer dentro da distância de recuo da superfície do grão mineral, distância essa da ordem de 20 a 70 nm em minerais comuns. Os átomos de radônio que entram no espaço poroso são transportados por difusão e advecção (transmissão de calor por um movimento horizontal de uma massa de ar). Ou seja, a exalação está relacionada à difusão do Rn-222 provocada por forças decorrentes de gradientes de concentração, pressão e temperatura entre o material e o meio externo.

Quando os poros são preenchidos com água, o radônio (átomo de recuo) é freado com maior eficiência do que quando preenchidos com ar. Geralmente, o teor de umidade nos poros aumenta o coeficiente de emanção em relação aos poros preenchidos com ar. Isso porque pequenas camadas de água que circundem os grãos afetam diretamente a emanção de radônio por meio de captura de seus átomos de recuo oriundos da matriz sólida. Essa captura aumenta a probabilidade de permanência dos átomos de radônio no espaço poroso, ao invés de atravessarem os poros e se encrustarem nos grãos de solo adjacentes. Contudo, os átomos de radônio irão se difundir mais no material se os poros forem preenchidos com ar do que com água. O transporte de radônio é um fenômeno bastante complexo e depende de muitos fatores como, por exemplo, concentração e distribuição de radio no grão, tamanho e forma do grão, teor de umidade e composição mineralógica (Ferreira, 2013).

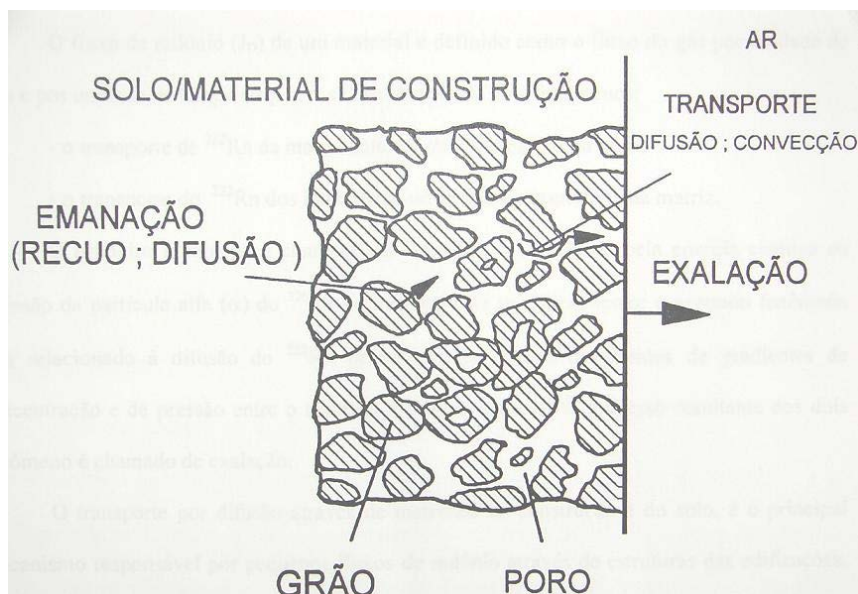


Figura 3 – Emanação e Exalação do radônio a partir do material de construção ou do solo.

Fonte: Santos, 2008.

2.5 Rochas e Solos que Liberam Radônio

A emanção de radônio de diferentes tipos de rochas ocorre devido à presença de urânio, tório e/ou rádio nessas rochas. O tamanho e a forma do grão desses radionuclídeos são dois fatores que controlam a emanção, sendo o fator de emanção inversamente proporcional ao tamanho do grão. Fissuras e fraturas microscópicas (nanoporos) causadas por decaimentos radioativos prévios proveem caminhos adicionais para liberação de radônio, uma vez que nanoporos aumentam a área superficial do grão, implicando no aumento da emanção por um fator de uma ou duas ordens de grandeza.

Apesar do processo físico da liberação não ser perfeitamente esclarecido, sabe-se que só uma parte dos átomos de radônio gerados pelo decaimento é liberada para o meio circundante (ar e água) (UNSCEAR, 2000; IAEA, 2003).

As rochas ígneas são formadas pelo resfriamento e solidificação do magma primário. Isto pode acontecer por um processo específico ou combinação de processos, gerando uma grande variedade desses tipos de rochas (Ferreira, 2013).

A diferenciação é o processo no qual o magma inicialmente homogêneo desdobra-se em frações de composições diferentes. O processo de diferenciação mais importante é o fracionamento resultante da cristalização, assim certos minerais estão sempre associados porque cristalizam aproximadamente na mesma temperatura.

Quando a cristalização progride, existe uma tendência para a manutenção do equilíbrio entre a fase sólida e a líquida. Para manter esse equilíbrio, quando a temperatura diminui, os cristais precoces reagem com o líquido, mudando de composição. Esta reação pode ser progressiva de modo que se produz uma série contínua de soluções sólidas homogêneas (série de reação contínua). Certos minerais, por outro lado, transformam-se, a temperaturas definidas, em outros minerais de estrutura cristalina diferente (série de reação descontínua). Quando a reação termina, os minerais da rocha final são os últimos formados. Porém, se a reação não for completa, devido a resfriamento muito rápido, os minerais precoces de ambas as séries podem persistir como resíduos na rocha final. A evolução do magma pode ser influenciada também pela reação com as rochas das paredes do reservatório, se a temperatura do magma for maior que a temperatura de fusão dessas paredes (Lara, 2013).

Um conjunto de rochas ígneas com idades próximas que derivam da mesma matriz magmática é chamado de província. Todas as rochas intrusivas ou extrusivas dessa província podem ter peculiaridades, tanto mineralógicas como químicas, que as tornam diferentes das rochas de outra província. Quimicamente, a série de rochas ígneas pode ser dividida em dois grupos baseados na relação da sílica (SiO_2) com os álcalis ($\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}$), conforme o diagrama TAS (Total de Álcalis vs Sílica), quais sejam, alcalina e subalcalina, esta última dividida nos subgrupos: toleítica e cálcio-alcalina. Outras séries podem, ainda, ser classificadas de acordo com as suas características em relação a outros elementos, como por exemplo, o potássio e o cálcio. (Ferreira, 2013).

Desta forma, as rochas ígneas apresentam uma considerável variação em função das características químicas, mineralógicas, petrográficas e estruturais. Assim, a abundância de urânio e tório nestas rochas, além da concentração inicial, depende também da história pós-cristalização.

Nas rochas ígneas, a radioatividade provém principalmente de minerais acessórios levemente radioativos como zircão, titanita e apatita. Estudos mostram que, em geral, concentrações maiores de radionuclídeos são mais comuns em rochas ígneas em relação às sedimentares (UNSCEAR, 2000) sendo que os principais radionuclídeos contribuintes são o U-238, Th-232 e K-40, concentrados preferencialmente nas rochas ígneas ácidas, em relação às intermediárias, básicas e ultrabásicas (Ferreira, 2013; Lara, 2013).

O urânio ocorre numa grande variedade de minerais; em maior concentração em minerais como uraninita e uranita e como traços em minerais principais como quartzo e feldspato. O tório é o maior dos cátions tetravalentes, com raio iônico de 1,47 Å, e ocorre em minerais puros como a torianita (ThO_2) ou torita (ThSiO_2), estes mais raros, mas ocorre também em menor quantidade em grande número de minerais que contêm urânio e terras raras como, por exemplo a monazita.

Dentro de residências, a inalação do radônio pode ser aumentada se materiais terrestres (rochas, solos e derivados) forem utilizados na construção. Esses materiais contêm quantidades variadas de radionuclídeos das séries radioativas do U-238, Th-232 e U-235.

Os parâmetros-chave que caracterizam o transporte de radônio são o coeficiente de difusão e a permeabilidade solo-ar. O coeficiente de difusão efetivo relaciona o gradiente de concentração do radônio no ar contido nos poros à densidade de fluxo através da área dos poros preenchidas com ar. Ou seja, o coeficiente de difusão está associado ao movimento do gás radônio em relação ao fluido ou ar que preenche os poros e a densidade de fluxo ao movimento do próprio líquido ou ar através do meio poroso.

A velocidade de difusão é controlada pela: (a) porosidade ou grau de compactação do material; (b) grau de umidade; e (c) temperatura. O transporte do radônio em rochas ou solos é, também, influenciado por forças mecânicas, tais como compressão, compactação e operações com explosivos (IAEA, 2003).

Espera-se que rochas que possuem elevados teores de rádio apresentem também elevadas concentrações de radônio. Sob a ação do intemperismo químico,

físico e biológico, juntamente com outros fatores, os solos originados a partir destas rochas, teoricamente, possuirão um elevado teor de rádio e, conseqüentemente, de radônio.

Algumas generalizações podem ser feitas sobre a concentração de radio no horizonte C desses solos, mas há uma dispersão grande de valores para cada tipo de rocha. Em geral, granitos têm relativamente altos conteúdos de rádio, rochas sedimentares e metamórficas conteúdos intermediários e basaltos e a maioria de rochas carbonáticas (calcários) contém baixos teores de rádio, embora haja exceções gritantes a essa regra. Por exemplo, algumas rochas carbonáticas associadas à fluorita ou a algum tipo de matéria orgânica podem apresentar altas concentrações de rádio, assim como algumas rochas sedimentares e arenitos permeáveis (Appleton, 2007; Gundersen, 1993).

Em resumo, as fontes mais comuns de radônio nos gases dos solos são as rochas graníticas e rochas metamórficas, folhelhos negros, rochas fosfáticas e, excepcionalmente, algumas rochas carbonáticas associadas à fluorita. As rochas graníticas comumente concentram urânio em minerais específicos durante sua fase de cristalização inicial (Lara, 2013).

Por outro lado, áreas cujo embasamento rochoso predominante corresponde a rochas vulcânicas e plutônicas (basaltos, gabros, peridotitos, anfibolitos e carbonatos) são consideradas como com baixo potencial de urânio e rádio e, portanto radônio.

O urânio em rochas metamórficas é remobilizado e concentrado em função da temperatura, pressão e migração dos fluidos durante o metamorfismo. Solos derivados do intemperismo dos mármore apresentam concentração média de radônio de moderada a alta.

Kemski *et al.* (2001) afirmam que valores acima de 100 kBq.m^{-3} são comuns em solos cujas rochas subjacentes sejam graníticas ou vulcânicas enriquecidas em sílica. Algumas rochas metasedimentares como xistos negros de idade Paleozoica e arenitos também apresentaram altas concentrações de radônio. No entanto, solos originados de granitos jovens com veios de quartzo apresentaram valores máximos de concentração muito alta (chegando até $4,0 \text{ MBq.m}^{-3}$). Já as

rochas do Cambriano e Ordoviciano, compostas por sequências de argilas, xistos, quartzitos e calcários, apresentaram concentrações significativamente mais baixas de radônio.

As rochas, quando submetidas a tensões, têm um comportamento deformacional, podendo apresentar deformações elásticas ou de rompimento. A maior parte deste metamorfismo dinâmico é associada à zonas de falha ou zonas de cisalhamento, onde estas rochas estão sujeitas a pressões diferenciais elevadas, apresentando um alto grau de deformação. As rochas metamórficas resultantes deste metamorfismo dinâmico são chamadas milonitos e são, geralmente, restritas a estas zonas adjacentes às falhas.

O desenvolvimento dos milonitos caracteriza-se por mudanças microestruturais, na porosidade, permeabilidade e composição química da rocha de origem. Desta forma, durante o processo de formação dos milonitos, a concentração de urânio pode elevar-se em função de dois fatores: pela introdução de fluidos uraníferos no local de cisalhamento da rocha ou por perda de volume, promovendo, assim, um relativo enriquecimento de urânio na rocha (Gundersen, 1993).

Gundersen (1993) associou os elevados valores de concentração de radônio em residências da região dos Apalaches, nos Estados Unidos, às zonas de cisalhamento em rochas metamórficas e ígneas. Segundo a autora, nas áreas comunicantes entre as rochas ocorre um aumento da permeabilidade, facilitando a exalação do radônio. Também associado a esse processo, destaca-se a oxidação do ferro que, em função do intemperismo, apresenta-se com uma coloração característica nessas regiões. Os óxidos de ferro removem o urânio e rádio disponibilizados por meio do intemperismo, aumentando a emissão de radônio das rochas e solos.

Kemski *et al.* (2001) apresentaram uma classificação de áreas baseada nas concentrações de radônio nos gases do solo da Alemanha, tendo definido os valores como: baixo, inferiores a 10 kBq/m³; médio, de 10 a 100 kBq/m³; elevado, de 100 a 500 kBq/m³ e alto, acima de 500 kBq/m³. Na Itália, Bertolo e Verdi (2001) consideraram a concentração de radônio de 25,0 kBq/m³ nos gases do solo como

sendo média-alta. Já Eisenbud e Gesell (1997) afirmam que em solos típicos, as concentrações de radônio variam de 4,0 a 40,0 kBq/m³.

A superfície terrestre, principalmente a do Brasil, tem uma grande cobertura de solos. Gregg (1990), Wilford *et al.* (1999) e Fonseca (1999) concordaram que as concentrações de elementos metálicos e radioativos nos solos estão relacionadas à geologia das rochas-fonte durante o processo de formação do solo. Logo, o seu teor de radioelementos dependerá do material de origem (substrato rochoso); assim, os valores mais altos de concentração devem ter origem nas rochas graníticas, gnáissicas e alcalinas e, de modo inverso, os valores mais baixos de concentração estarão relacionados às rochas básicas, ultramáficas e carbonáticas.

A maioria dos minerais que contém elementos radioativos é instável no processo de intemperismo, liberando os elementos radioativos por reações químicas. O tório e o urânio, quando liberados dos minerais no processo de intemperismo, podem ficar retidos ou absorvidos nos óxidos e hidróxidos de ferro e/ou de titânio, ou em coloides argilosos. Por outro lado, alguns minerais que contém os radioelementos tório ou urânio, como a monazita e o zircão, são estáveis durante o processo de intemperismo e podem formar depósitos de minerais pesados. O clima também influencia na mobilidade dos radioelementos, em regiões temperadas e tropicais, por exemplo, o urânio é mais móvel do que em regiões semiáridas.

2.6 Radônio em Residências

As primeiras medidas de radônio em residências foram publicadas por Hultqvist (1956). Este estudo, iniciado por Rolf Sievert, envolveu 225 residências da Suécia e indicou que alguns locais amostrados apresentaram altas concentrações de radônio atribuídas aos materiais de construção com elevado nível de rádio. No entanto, essa pesquisa recebeu pouca atenção internacional, uma vez que acreditava-se tratar de um problema local da Suécia (Eisenbud e Gessel, 1997).

Em meados dos anos de 1970 o interesse científico no radônio em residências ampliou-se, pois a instrumentação nuclear necessária para as medidas

de radônio tornou-se disponível (Eisenbud e Gessell, 1997). Desde então, as pesquisas intensificaram e revelaram que níveis de radônio em residências são muito variáveis, podendo atingir, em alguns casos, até 100.000 Bq/m^3 . Isso significa que alguns membros da população são expostos a níveis de radônio equivalentes aos encontrados em minas subterrâneas (ICRP, 1993).

Na investigação sobre controle de exposição do público ao gás radônio, devem ser priorizadas (i) as edificações construídas com materiais porosos e com elevada concentração de Ra-226, tais como fosfogesso ou tufo vulcânico ou, ainda, pedra-ume ou xisto adicionado a concreto leve, (ii) áreas identificadas por meio de considerações geológicas e levantamentos radiométricos e (iii) locais onde haja suprimento e uso de grande quantidade de água subterrânea, como spas e instalações de tratamento e distribuição dessas águas IAEA (2006).

O radônio gerado em solos migra para o interior de residências através do alicerce (espaços entre o solo e o assoalho, porões), por vários caminhos: fissuras, tubulações, buracos, juntas mal coladas, solo exposto, pontos de ligação da construção (argamassa, ligação entre o chão e a parede) e canos frouxos ou soltos.

Os fatores que influenciam a entrada do radônio em residências já foram avaliados em diversos países. Medidas de radônio nos gases do solo a fim de avaliar o potencial de radônio em residências são constantes nos Estados Unidos e provavelmente em outros países.

A UNSCEAR (2000) relata que uma residência modelo já foi descrita e cálculos foram realizados para analisar os efeitos e as contribuições de alguns mecanismos de entrada do radônio em residências, os quais são: a difusão e convecção do radônio do solo e dos materiais de construção; e a liberação do radônio de águas. Segundo tal avaliação, em residências com altas concentrações de radônio, o principal mecanismo de entrada do radônio no interior destas é a convecção a partir do solo, como mostrado na Figura 4. Normalmente, as residências apresentam uma pressão ligeiramente inferior quando comparada com o solo adjacente, logo o fluxo de entrada do radônio aumenta. O gradiente de pressão estabelecido é resultado da maior temperatura no interior das residências,

principalmente em regiões de clima frio e temperado, dos ventos e da existência de sistemas de extração de ar (Santos, 2010).



Figura 4 - Principais vias de entrada de radônio em residências.

Fonte: Lara, 2013

A Figura 4 ilustra as principais vias de entrada de radônio em residências: (A) rachaduras em assoalhos; (B) espaços entre as junções das paredes e teto; (C) rachaduras em blocos de concreto; (D) espaços entre as junções de pisos e paredes; (E) solo exposto; (F) drenagem de água para um depósito aberto; (G) trincas em revestimentos; (H) encaixe frouxo das instalações das tubulações; (I) aberturas em paredes superiores; (J) materiais de construção: concreto, tijolo, rochas; (K) águas subterrâneas.

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

Outra fonte de radônio em residências é a água. A concentração de radônio na água varia consideravelmente, sendo maior em águas subterrâneas, intermediária em águas em contato com o solo e baixa em água superficial. De acordo com a UNSCEAR (2000), os valores de referência são: 100 Bq/m³, 10 Bq/m³ e 1,0 Bq/m³, respectivamente. Níveis elevados de radônio são encontrados em águas subterrâneas de áreas de embasamento granítico (IAEA, 2003).

Quando a água é utilizada para consumo, o radônio nela dissolvido entra no ambiente das residências por meio da emanção. Em média, uma concentração de radônio na água da ordem de 10 kBq/m³ implica numa concentração de 1,0 Bq/m³ de radônio no ar (UNSCEAR, 2000).

Para residências e outras edificações de apenas um andar, estima-se que 95% do radônio presente provém dos solos e das rochas, 5% dos materiais de construção e menos de 1% é liberado a partir da água consumida. Entretanto, o solo torna-se desprezível como fonte de radônio em apartamentos (andares elevados); neste caso, os materiais de construção e o abastecimento de água são as fontes dominantes. A tendência de aprimorar o isolamento térmico de residências, típica em países onde o inverno é rigoroso, leva a um aumento dos níveis de radônio em ambientes internos, já que reduz a ventilação, que é uma medida preventiva para minimizar o acúmulo desse gás (Santos, 2010).

A Organização Mundial de Saúde, OMS (WHO, 2009) recomenda que as concentrações de radônio em ambientes internos sejam inferiores a 100 Bq.m⁻³.

Em sua edição anterior (ICRP, 1993), o nível de referência máximo então estabelecido era de 600 Bq/m³, havendo uma gradação onde valores de concentração de radônio de até 200 Bq/m³ eram considerados normais, de 200 a 400 Bq/m³ requeriam atenção, de 400 a 600 Bq/m³ requeriam remediação e, por último, acima de 600 Bq/m³ ações de intervenção deveriam ser adotadas. Já a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA, 2000) sugeriu que ações de intervenção sejam adotadas em residências com valores de concentração acima de 148 Bq/m³. Posteriormente, o ICRP (2009) substituiu sua gradação pelo parâmetro único de 300 Bq/m³, para ações de intervenção, que é similar às novas recomendações da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2009) e

que corresponde a uma dose anual de radiação da ordem de 7 mSv, considerando um fator de equilíbrio entre o radônio e seus filhos de meia-vida curta de 0,4 e um tempo de permanência em ambientes internos de 80%.

A Comissão Nacional de Energia Nuclear, por meio da Posição Regulatória 3.01/007, de 2005 (CNEN, 2005), estabelece os coeficientes para conversão de dose por unidade de exposição do público ao radônio em residências, sendo a dose de 1mSv equivalente à concentração de $1,72 \times 10^{-2}$ Bq/m³ de radônio no ambiente, considerando ocupação de 7.000 horas e um fator de equilíbrio entre o radônio e seus filhos de meia-vida curta de 0,4, o que corresponde a uma dose anual da ordem de 5 mSv.

Em 2006, a OMS formou um grupo de estudo (intitulado Projeto Radônio) com o objetivo de reduzir a exposição humana a esse gás natural. Foi então recomendado aos países membros que realizassem ações para reduzir a concentração de radônio ao nível de 100 Bq.m⁻³ (WHO, 2009). Foi reforçada a necessidade de disseminar a informação sobre os riscos de câncer relacionados à exposição ao radônio e de intensificar a realização de medidas de concentração desse gás radioativo em residências, escolas, locais de trabalho, etc. Cabe, no entanto, observar que a inalação de radônio é a segunda causa de câncer de pulmão no mundo, segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2009). No Brasil, essas ações ainda não são rotineiramente adotadas.

2.7 Estimativas de Risco de Câncer a Baixas Doses de Radiação

Os dados mais expressivos sobre exposição de corpo inteiro a altas doses de radiação gama, com uma pequena contribuição de nêutrons, advém de estudos envolvendo mais de 100.000 sobreviventes das explosões atômicas em Hiroshima e Nagasaki ocorrida em 1945, incluindo 30.000 crianças. Esses estudos mostraram que a inclinação da curva Dose-Resposta para incidência de câncer a doses de radiação mais baixas (inferiores a 120 mSv) não difere significativamente da inclinação da curva obtida considerando todos os dados disponíveis. Foi

considerado, também, que não havia evidência sobre a existência de limiar de dose para a incidência de câncer a baixas doses de radiação. Assim, o modelo sem limiar de dose para associar o risco de câncer a doses de radiação no intervalo de 1 a 100 mSv foi considerado o mais prudente e vem sendo adotado pela comunidade internacional, incluindo o Brasil.

Estudos adicionais envolvendo pacientes submetidos à radioterapia, médicos radiologistas, aeronautas, trabalhadores em minas subterrâneas, trabalhadores envolvidos na produção de armas nucleares e em testes nucleares, trabalhadores envolvidos nas ações de resposta ao acidente de Chernobyl, entre outros, contribuíram, também, para aprimorar a correlação entre dose absorvida e risco de câncer.

Em relação à inalação de radônio, análise de dados obtidos em 13 estudos de caso europeus concluiu que, na ausência de outras causas de morte, os riscos absolutos de câncer de pulmão em indivíduos com 75 anos, quando submetidos à concentrações de radônio de 0, 100 e 400 Bq/m³ seriam de aproximadamente 0,4%, 0,5% e 0,7%, respectivamente, no caso de não fumantes durante toda a vida. No caso de fumantes, esses riscos seriam 25 vezes maiores. (Mattsson, 2015).

A probabilidade de incidência de câncer fatal após uma exposição à baixa dose e a baixa taxa de dose de radiação, levando em consideração letalidade e redução do tempo de vida, foi estimada pelo ICRP, em 2007, como 0,057 por Sv para toda a população e 0,042 por Sv para a população adulta, tendo sido adotado o valor de 0,05 por Sv como um coeficiente de detrimento global aproximado (ICRP, 2007).

2.8 Grandezas e Definições Relevantes

A Dose absorvida, D , é a grandeza dosimétrica fundamental expressa por $D = d_{\varepsilon} / dm$, onde d_{ε} é a energia média depositada pela radiação em um volume elementar de matéria de massa dm . A unidade no sistema internacional é o joule por quilograma (J/kg), denominada gray (Gy).

A Dose equivalente, H_T , grandeza expressa por $H_T = D_T \cdot w_R$, onde D_T é dose absorvida média no órgão ou tecido e w_R é o fator de ponderação da radiação. A unidade no sistema internacional é o joule por quilograma (J/kg), denominada sievert (Sv).

A Dose efetiva, E , é a soma das doses equivalentes ponderadas nos diversos órgãos e tecidos, $E = \sum_T w_T \cdot H_T$, onde H_T é a dose equivalente no tecido ou órgão e w_T é o fator de ponderação de órgão ou tecido. A unidade no sistema internacional é o joule por quilograma (J/kg), denominada sievert (Sv). A dose efetiva abrange tanto a dose externa como a dose devido à incorporação de radionuclídeos.

Níveis de ação são valores de taxa de dose ou de concentração de atividade, estabelecidos com base em modelo de exposição realista da situação, acima dos quais devem ser adotadas ações protetoras ou remediadoras em situações de emergência ou de exposição crônica, de modo que sua adoção implique em certeza da observância dos níveis de intervenção (níveis que levam à implementação de ação remediadora ou protetora) correspondentes.

Níveis genéricos de referência são valores de dose, ou grandeza a ela relacionada, estabelecidos pela CNEN para nortear a aplicação do conceito de intervenção em situações de exposição crônica dos indivíduos do público, incluindo aí a exposição decorrente de radionuclídeos naturais naturalmente presentes no solo, em teores mais elevados (CNEN, 2005).

3 TRABALHOS RELEVANTES

3.1 Prospecção de Urânio na Região do Cerro Partido, Encruzilhada do Sul - RS

Em 1959, uma equipe do Departamento de Exploração Mineral (DEM) da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) baseada em informações bibliográficas e verbais, localizou, na Bacia Residual do Cerro Partido, uma série de anomalias uraníferas. Análises realizadas em amostras seletivas de folhelhos carbonosos, encontrado em superfície, indicaram teores de até 1,7% de U_3O_8 . No período de 1969 a 1971, foi realizado um estudo pormenorizado na bacia residual do Cerro Partido, próximo à Encruzilhada do Sul, no Estado do Rio Grande do Sul, tendo essa região sido considerada bastante promissora quanto ao seu potencial uranífero. (Fraenkel, 1974).

Posteriormente, foi encontrada uma vênula de pechblenda em fratura do granito adjacente à bacia. Ainda em 1969 foi iniciado, pelo DEM, um levantamento geológico-tectônico, em escala 1:5.000 e realizado, pela Companhia Brasileira de Geofísica, um estudo estrutural por elektorresistividade. Em 1970 e 1971, já com o convênio entre a CNEN e a CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais), foram perfurados cerca de 105 furos, com profundidade média de 54 metros.

A Bacia Residual do Cerro Partido situa-se a cerca de 20 km a noroeste da cidade de Encruzilhada do Sul, na latitude $30^{\circ}27'S$ e longitude $52^{\circ}59'W$, área de aproximadamente 25 km^2 , possui 7 km de comprimento por 3,5 km de largura. A

Bacia Residual do Cerro Partido está apresentada na Figura 5. É uma pequena bacia sedimentar paleozóica, resíduo do ciclo erosivo, encravada no complexo granítico pré-cambriano, constituído pelo Gnaisses Cambai na borda norte e pelo Granito intrusivo Encruzilhada nas demais.

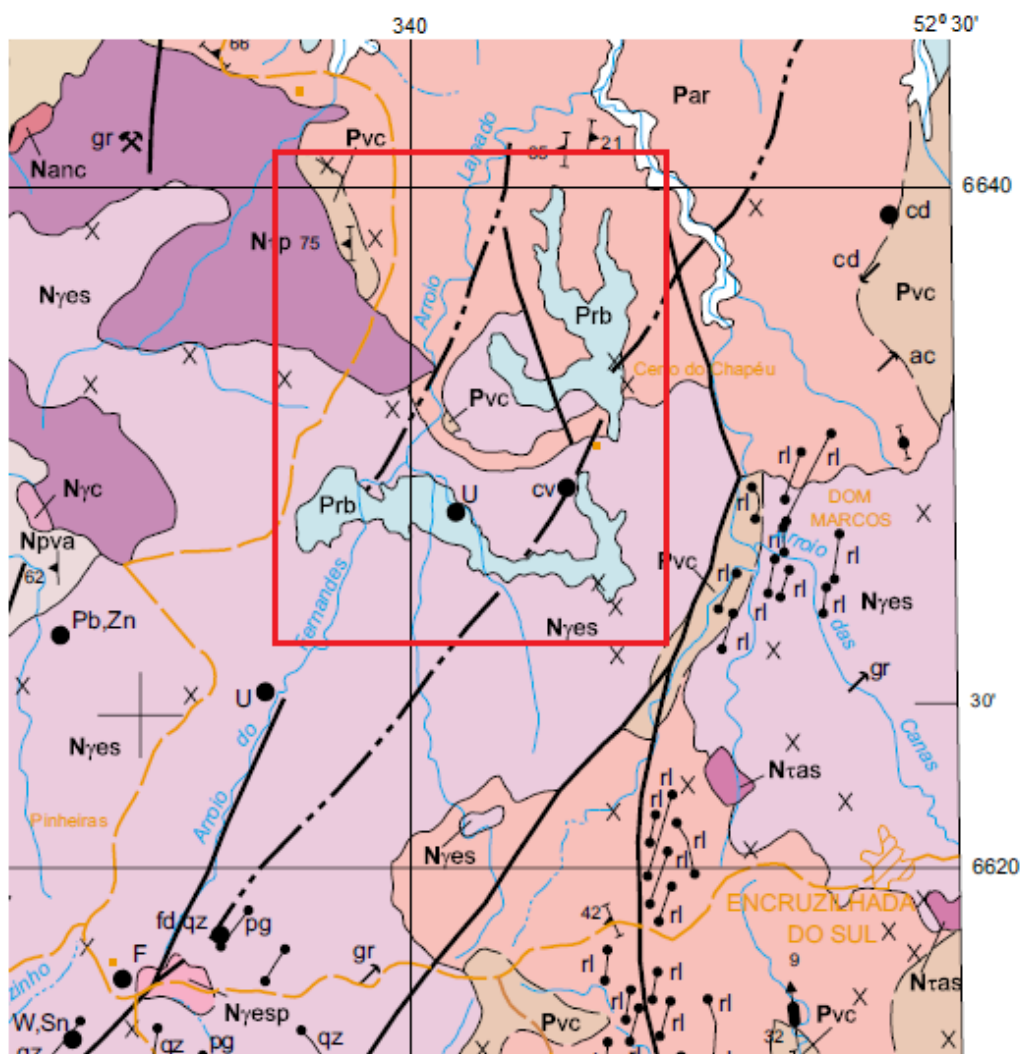


Figura 5 - Bacia Residual do Cerro Partido em destaque no quadro vermelho.

Segundo Fraenkel (1974) o gnaiss da Formação Cambai, de idade Pré-Cambriana Superior, pode ser classificado petrograficamente como biotítico, forma grandes estruturas do tipo sinclinal e anticlinal, é concordante com rochas mais antigas, tendo sido formado por migmatização de tipo sílico-alcalina dos metamórficos (xistos, quartzitos, mármore) da Formação Vacacai.

O Complexo Granítico Intrusivo Encruzilhada ocupa extensa área, apresenta-se com alinhamento segundo a direção NE, possui variações texturais e composicionais importantes, é mais jovem e intrusivo nas Formações Vacacai, Cambai e Sienito Piquiri. Também, é anterior à Formação Maricá e pode ser classificado, na sua maior parte, como um granito subalcalino.

Aproximadamente 10 km a oeste da bacia encontra-se o contato de uma intrusão sienítica nas rochas da Formação Vacacai, posteriormente metamorfisada e cataclasada, denominada sienito Piquiri, onde foram localizadas diversas anomalias radiométricas. As rochas pré-cambrianas são cortadas por diques, riolíticos e andesíticos, de direção geral NE, de idade Eopaleozóica.

Os sedimentos que preenchem a bacia, com uma espessura máxima de 85 metros são constituídos por arenitos e siltitos oxidados na base, varvitos, siltitos e arenitos carbonosos piritosos, intercalados de lâminas de carvão na parte superior. Análise da constelação de megaesporos indicou idade Pensilvaniana Superior, ou seja, da Formação Rio Bonito.

Fraenkel (1974) concluiu que, devido à presença de intrusivas graníticas, sieníticas e riolíticas com teores uraríferos anormais e também devido aos eventos tectônicos, que expuseram diferentes níveis do embasamento, a região era promissora. Isto foi confirmado pela abundância de anomalias nos sedimentos, indicando a presença, em quantidade de urânio acima das encontradas normalmente.

Os indícios uraníferos de subsuperfície encontrados nos sedimentos apresentam em alguns casos teores razoáveis, porém a pequena espessura e extensão não permitem sua exploração econômica.

Os indícios mais radioativos mostram nítida preferência pelos sedimentos carbonosos, situados logo acima da fácies varvóide, fino, impermeável, que separa os arenitos oxidados soto-postos, dos arenitos e folhelhos carbonosos redutores sobrepostos. Esta preferência é ainda mais acentuada nas adjacências dos cruzamentos dos fraturamentos NW e NE.

Os maiores teores são encontrados no flanco oeste de um bloco tectônico mais alto, formado pelos referidos cruzamentos. Índícios de menor interesse (menos de 600 cps) são encontrados ao longo de toda coluna, relacionados com sedimentos mais grosseiros. Fraenkel (1974) afirmou que a área do Escudo Sul-riograndense era potencialmente uranífera e, merecia estudos mais aprofundados.

3.2 Níveis de Concentração Natural de Radioatividade no Escudo Sul-riograndense

A técnica geofísica de aerogamaespectrometria consiste em detectar radiação gama emitida em decorrência do decaimento dos elementos radioativos presentes na superfície terrestre, por meio de sensor radiométrico aerotransportado. Estima-se que os radionuclídeos presentes na rocha e/ou no solo até a profundidade de aproximadamente 50 cm da superfície possam ser detectados pelo sensor. A quantidade de radiação detectada dependerá de um conjunto de informações sobre o local onde o radionuclídeo esteja inserido, tais como: composição química das rochas; evolução geológica da rocha; composição do solo; feições geomorfológicas.

Os dados obtidos por espectrometria gama fazem parte da base de dados de projetos aerogeofísicos do Brasil, denominada projeto AERO, criado pela CPRM - Serviço Geológico do Brasil, em 1995, com o principal objetivo de fornecer informações técnicas sobre todas as fases dos principais levantamentos aerogeofísicos executados no Brasil desde 1952, sob a administração da divisão de geofísica da CPRM (DIGEOF). A Figura 6 mostra a área do levantamento aerogeofísico Extremo Sudeste do Brasil.

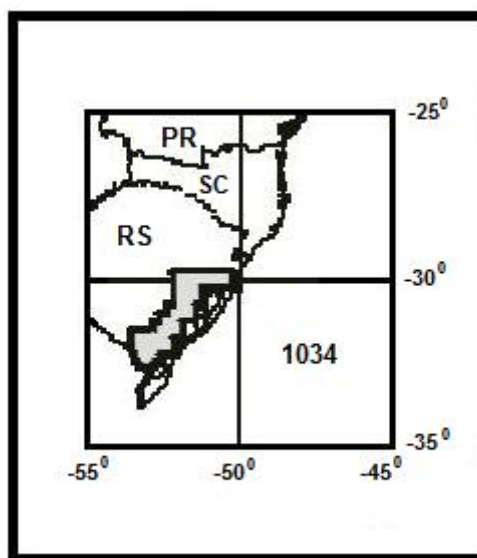


Figura 6 - Localização do projeto aerogeofísico no Rio Grande do Sul; Projeto Extremo Sudeste do Brasil.

Fonte: Buffon, 2002.

A análise espacial dos dados de radiação ionizante foi realizada por meio de estudos estatísticos individuais das concentrações (ppm) dos canais gamaespectrométricos de Th e U do projeto Extremo Sudeste do Brasil. É importante salientar que somente as concentrações dos radionuclídeos Th e U foram consideradas porque, neste estudo, somente esses elementos são capazes de gerar o gás radônio, objeto particular do presente trabalho de pesquisa.

A alta variação das concentrações de tório está relacionada ao fato de que sua concentração média na crosta terrestre é estimada em 12 ppm, em comparação a do urânio, que é, em média, 3 ppm, existindo diferenças significativas de concentrações entre Th e U em diferentes rochas (Dickson e Scott (1997). A característica geoquímica do urânio de ser mais solúvel o deixa mais facilmente homogeneizado, e a do tório, por ser mais resistato (mineral pesado resistente ao intemperismo e que normalmente concentra-se como minério ou associado a minérios), pode levar a variações maiores nas concentrações (Buffon, 2002).

As rochas graníticas e os gnaisses apresentam, geralmente, uma maior concentração de radionuclídeos, enquanto as rochas vulcânicas ultramáficas apresentam menor concentração. Observa-se que as concentrações de Th e U são

maiores em rochas ácidas (félsicas) do que em rochas ultrabásicas (ultramáficas). Isso ocorre porque as características químicas (raio iônico) do Th e do U, condicionam a entrada desses elementos na estrutura das fases minerais mais tardias, ou seja, em rochas mais diferenciadas. Rochas como os granitóides, gnaisses, quartzo-feldspato pórfiros, vulcânicas intermediárias e félsicas, e algumas argilas e arenitos, por exemplo, apresentam valores radiométricos semelhantes. (Buffon, 2002).

Dickson & Scott (1997) mostram que há um incremento na concentração de Th e U em rochas ígneas, com o incremento no teor de sílica (SiO_2); isto é, as rochas félsicas apresentam elevadas concentrações de radionuclídeos quando comparadas às rochas ultrabásicas e máficas, que apresentam baixas concentrações desses elementos radioativos.

Tabela 6 - Concentrações de Th e U em diferentes unidades lito-estratigráficas presentes no Estado do Rio Grande do Sul.

Fonte: Buffon, 2002.

Unidade Lito-estratigráfica	Th (ppm)	U (ppm)
a) Complexo Granítico Dom Feliciano	9 – 35 (17)	1 – 7 (4)
b) Formações Rio do Rastro, Rosário do Sul e Santa Maria	5 – 21 (11)	0,5 – 6,9 (2,6)
c) Complexo Granítico Encruzilhada	14 – 52 (31)	3 – 9 (6)
d) Complexo Canguçu	8 – 26 (13)	2,4 – 7,8 (4,2)
e) Grupo Camaquã	7- 14 (10)	1,49 – 4,1 (2,5)
f) Grupo Maricá	6 – 18 (12)	1,3 – 4,69 (2,7)

A Tabela 6, apresenta valores estimados de concentrações de Th e U (em ppm) de algumas unidades lito-estratigráficas presentes no Estado do Rio Grande do Sul; a) Complexo Granítico Dom Feliciano: granitos polidiapíricos avermelhados a cinza; b) formações Rio do Rastro, Rosário do Sul e Santa Maria: sedimentos da Bacia do Paraná; c) Complexo Granítico Encruzilhada: granitóides, granitos, sienitos e granodioritos; d) Complexo Canguçu: granito-gnaiss com migmatitos, granitóides de composição diorítica granodiorítica a monzogranítica, rochas gnaisses de fácies anfíbolito superior a granulito; e) Grupo Camaquã: depósitos molássicos resultantes dos eventos finais da orogênese brasileira (sedimentar, vulcano-sedimentar,

vulcânico); f) Grupo Maricá: rochas vulcano-sedimentares com vulcanismo intermediário a ácido. As concentrações estão indicadas em: intervalo e os valores médios encontram-se entre parêntesis (Buffon, 2002; Brasil, 1997).

Buffon (2002), em seu estudo, utilizou os dados geofísicos dos levantamentos aerogamaespectrométricos convertidos de cps para ppm e, de concentrações (ppm) para taxa de exposição no ar (Roentgen, R), seguindo a proposta da Agência Internacional de Energia Atômica em sua publicação nº 323 (IAEA, 1991). Convém observar que 1 R equivale a 0,86 rad, a dose absorvida no ar. 1 rad é igual a 1 rem para radiação gama, e, em unidades do sistema internacional, 0,01 Sv.

O resultado dessas conversões dos dados dos levantamentos aerogamaespectrométricos, expressos em $\mu\text{R/h}$, é apresentado em mapas: para o canal do urânio, na Figura 7 e, para o canal do tório, na Figura 8.

Sobre esses mapas das taxas de exposição foram sobrepostos os contatos das quatro grandes províncias geológicas, com o objetivo de ressaltar algumas unidades litológicas ou lito-estratigráficas que apresentam várias taxas de exposição de radiação. A posição espacial das unidades litológicas ou lito-estratigráficas estão identificadas pelas letras de A a H (Buffon, 2002).

A bacia do Paraná (desconsiderando-se a Formação Serra Geral), composta basicamente por folhetos, argilitos, arenitos, siltitos, folhetos carbonosos, em vários ambientes sedimentares, e o Grupo Camaquã, composto por conglomerados, arenitos, pelitos e raras grauvacas, e por rochas vulcânicas de composição intermediária, apresentam baixos valores de taxa de exposição. Esses baixos valores podem estar relacionados ao material de origem das rochas constituintes, já que essas unidades são compostas, em sua maior parte por rochas sedimentares pobres em radionuclídeos. Outros aspectos relacionados com baixos valores de taxa de exposição é a morfologia local. Nessa região as rochas sedimentares estão localizadas em planícies cujos solos orgânicos são usados em plantações do tipo inundação; conseqüentemente, os radionuclídeos são solubilizados mais facilmente.

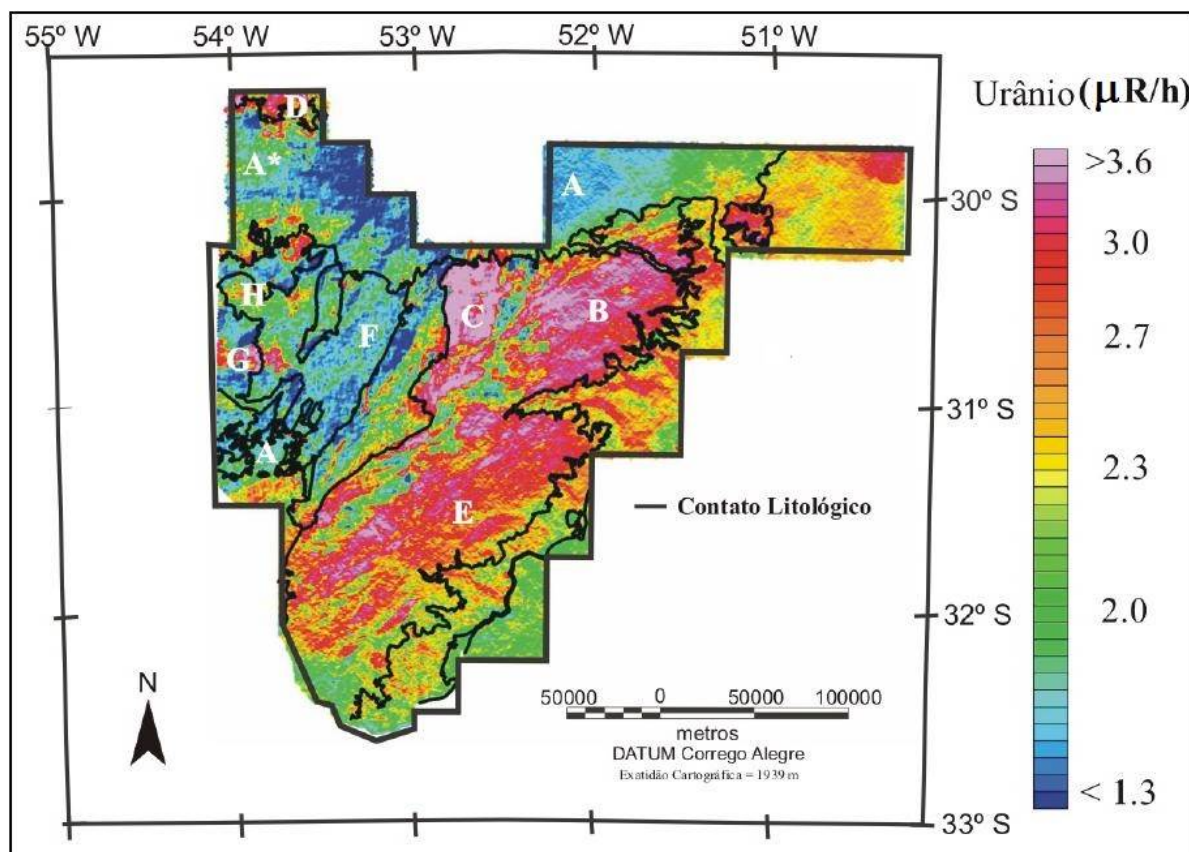


Figura 7 – Mapa do Canal de urânio (U), em *microroetgen/h*, da área de estudo com algumas unidades litográficas ou lito-estratigráficas.

(A) Bacia do Rio Paraná; (A*) Bacia do Paraná do lado oeste; (B) Complexo Granítico Dom Feliciano; (C) Complexo Granítico Encruzilhada do Sul; (D) Formação Serra Geral; (E) Complexo Canguçu; (F) Grupo Camaquã; (G) Complexo Granítico Lavras do Sul; e (H)- Grupo Maricá.

Fonte: Buffon, 2002

A bacia do Paraná, no seu lado oeste, apresenta valores de taxa de exposição mais elevados do que as demais áreas dessa bacia.

Valores intermediários de taxa de exposição são destacados no Complexo Canguçu, composto por rochas magmáticas de composição granítica, diorítica e tonalítica, granodiorítica, por rochas metamórficas gnássicas de fácies anfibolito superior a granulito, e por alguns sedimentos. Além das rochas do Grupo Maricá, composto basicamente por vulcano-sedimentares de vulcanismo intermediário a ácido.

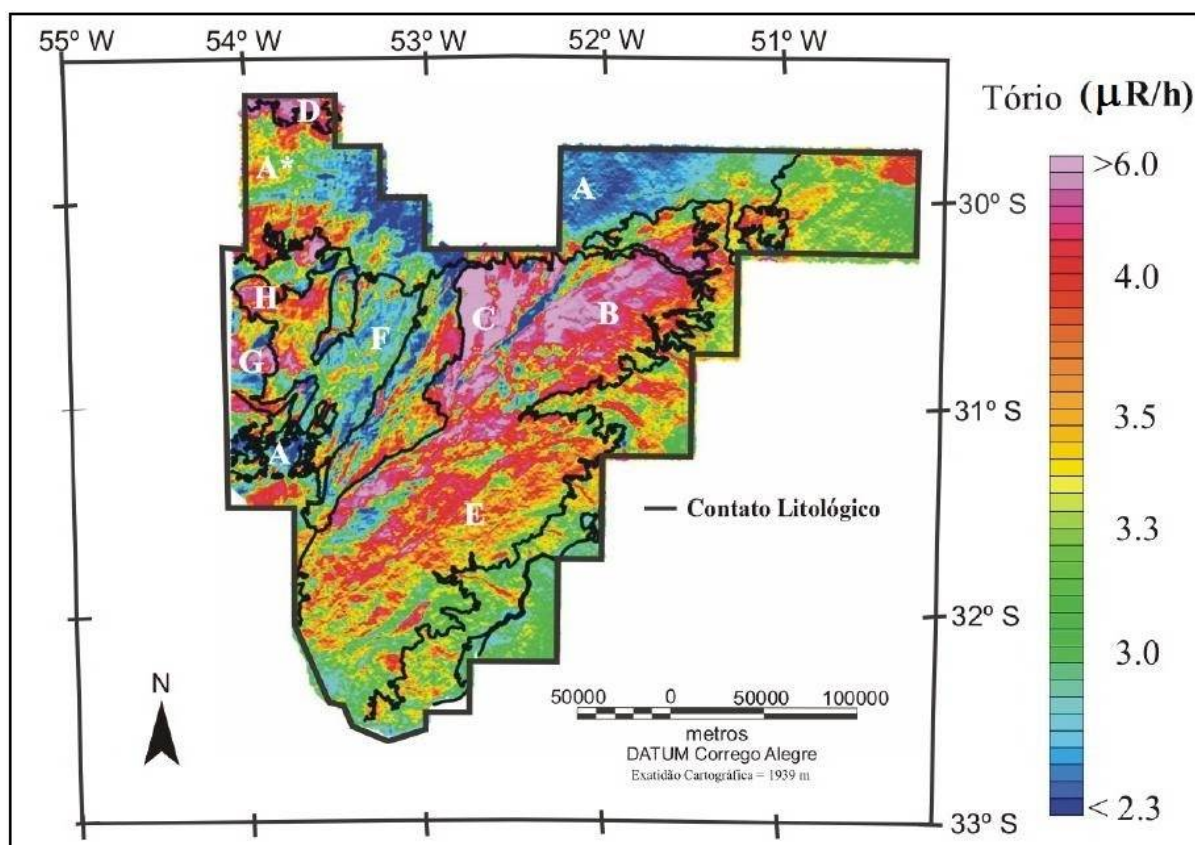


Figura 8 – Mapa do Canal de tório (Th), em *microroetgen/h*, da área de estudo com algumas unidades litográficas ou litoestratigráficas.

(A) Bacia do Rio Paraná; (A*) Bacia do Paraná do lado oeste; (B) Complexo Granítico Dom Feliciano; (C) Complexo Granítico Encruzilhada do Sul; (D) Formação Serra Geral; (E) Complexo Canguçu; (F) Grupo Camaquã; (G) Complexo Granítico Lavras do Sul; e (H)- Grupo Maricá.

Fonte: Buffon, 2002.

Considerando as informações obtidas nas Figuras 7 e 8, é possível determinar que as regiões de maior concentração de Th e U estão nas unidades litoestratigráficas que fazem parte do Complexo Granítico Dom Feliciano, Complexo Granítico Encruzilhada do Sul e Complexo Granítico Lavras do Sul.

Os levantamentos aerogeofísicos do projeto Extremo Sudeste do Brasil permitiu diagnosticar áreas enriquecidas em tório em rochas graníticas, especialmente nos granitos Pitingueiras e Serra do Herval em potássio, nos granitos Pitingueiras, Serra do Herval e no metagranito Arroio Francisquinha; e em urânio no granito Serra do Herval, no metagranito Arroio Francisquinha, e nos arenitos e folhelhos carbonosos da Formação Rio Bonito.

3.3 Padrões Espaço-Temporais da Mortalidade por Câncer de Pulmão no Sul do Brasil

As neoplasias representaram a segunda causa de mortalidade no Brasil em 1999, juntamente com as chamadas causas externas. Dentre as neoplasias, o câncer de pulmão é um dos mais frequentes, tanto em homens quanto em mulheres, sendo, também, um dos que apresentam maior letalidade. Em 1999, da ordem de 12% dos óbitos por câncer no Brasil foram atribuídos a câncer de traqueia, brônquios e pulmões, sendo esta a primeira causa de morte por câncer no sexo masculino e a segunda no sexo feminino. No Brasil e nos Estados Unidos da América, o tabagismo é a principal causa dos cânceres de pulmão, laringe, cavidade oral, faringe e esôfago, sendo que o tabagismo é responsável por cerca de um terço do total de mortes por câncer naquele país. Outros fatores etiológicos, como a exposição a poeiras minerais, sílica, asbesto e pesticidas, também foram relacionados ao câncer de pulmão no Brasil (Castro *et.al.*, 2004).

A mortalidade por câncer na América Latina apresenta um padrão em que coexistem fatores de risco relacionados à pobreza e ao desenvolvimento. O Brasil apresenta diferenças regionais marcantes, possuindo grandes áreas pouco desenvolvidas, outras desenvolvidas e outras onde coexistem as duas condições. Estas regiões apresentam taxas muito diferentes de mortalidade por câncer. O Rio Grande do Sul é considerado um dos poucos Estados brasileiros que possuem registros considerados confiáveis de mortalidade por câncer.

Castro *et.al.* (2004) em seu trabalho realizou uma avaliação da variação geográfica e as tendências temporais da mortalidade por câncer de pulmão em microrregiões de quatro Estados localizados na região sul e sudeste do Brasil (Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e São Paulo), no período de 1996 a 2000.

Os dados utilizados foram obtidos do Sistema de Informações de Mortalidade do Ministério da Saúde. Os valores esperados foram calculados utilizando-se a técnica de padronização indireta segundo sexo e faixa etária. As unidades geográficas utilizadas foram microrregiões definidas pelo IBGE. Foi utilizado um modelo bayesiano (tratamento estatístico que descreve as incertezas

sobre quantidades invisíveis de forma probabilística. As incertezas são modificadas periodicamente após observações de novos dados ou resultados) que permite interação espaço-temporal, ajustado através do software WinBUGS. Os resultados encontrados mostraram que no sul do Brasil existe um padrão nas razões de mortalidade por câncer de pulmão para homens, além de indicar áreas específicas que apresentaram riscos mais elevados e/ou maior ritmo de crescimento. A principal hipótese para esses resultados seria diferentes incidências de tabagismo, mas a inexistência desta informação de abrangência regional impediu que esta variável fosse incluída na análise (Castro *et.al.*, 2004).

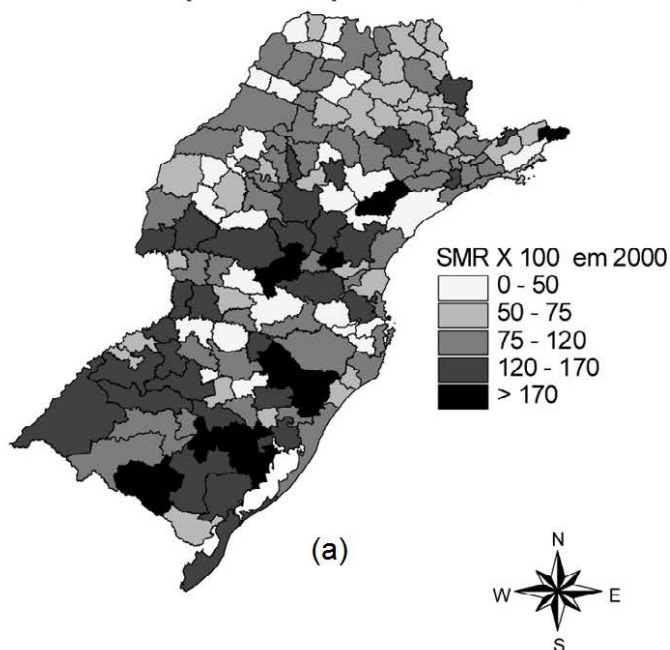
Os resultados encontrados por Castro *et.al.* (2004), em seu trabalho, estão ilustrados na Figura 9. Nela são apresentadas as razões de mortalidade padronizada (SMR) para mulheres e homens, no ano de 2000, por câncer de pulmão, em São Paulo e Região Sul do Brasil.

Cerca de 80% dos casos de câncer estão relacionados ao meio ambiente, onde vários fatores de risco são encontrados. Entende-se por ambiente o meio em geral (água, terra e ar), o ambiente ocupacional (indústrias químicas e outros locais de trabalho), o ambiente de consumo (alimentos, medicamentos) e o ambiente social e cultural (estilo e hábitos de vida). Eles podem determinar diferentes tipos de câncer. (INCA, 2002).

Fatores de risco é o termo usado para definir a chance de uma pessoa sadia, exposta a determinados fatores, ambientais ou hereditários, desenvolver uma doença. O mesmo fator de risco pode estar associado a várias doenças, o tabagismo e a obesidade, por exemplo, são fatores de risco para diversos tipos de câncer, além de doenças cardiovasculares e respiratórias.

Por outro lado, vários fatores de risco podem estar envolvidos na origem de uma mesma doença. Estudos mostram, por exemplo, a associação entre álcool, tabaco e chimarrão e o câncer da cavidade bucal.

Câncer de traquéia, bronquios e pulmão para mulheres



Câncer de traquéia, bronquios e pulmão para homens

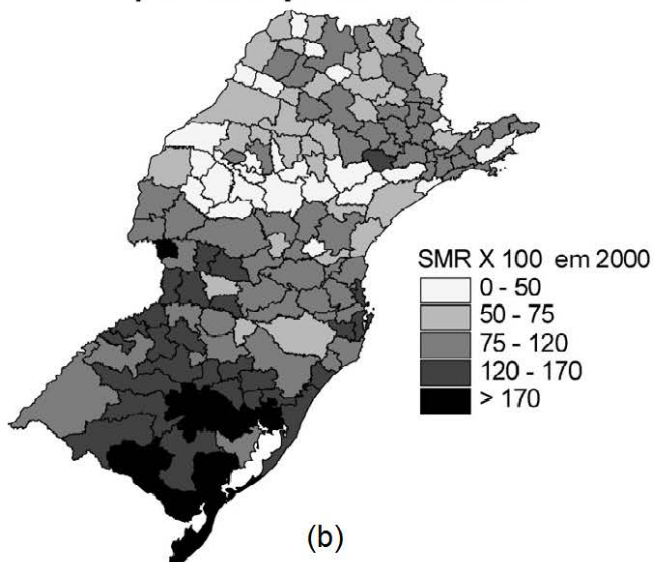


Figura 9 - Razões de mortalidade padronizada (SMR) (a) para mulheres e; (b) homens, por câncer de pulmão, São Paulo e Sul do Brasil, em 2000.

Fonte: adaptada de Castro *et.al.*, 2004.

Nas doenças crônicas, como o câncer, as primeiras manifestações podem surgir após muitos anos de uma exposição única (radiações ionizantes, por exemplo) ou contínua (no caso da radiação solar ou tabagismo) aos fatores de risco (INCA, 2002).

Os fatores de risco podem ser encontrados no ambiente físico, herdados ou resultado de hábitos ou costumes próprios de um determinado ambiente social e cultural.

Os principais fatores de risco para o câncer são:

- **Tabagismo:** o tabagismo causa quase 50 doenças diferentes, principalmente câncer, doenças cardiovasculares e doenças respiratórias obstrutivas crônicas. O tabagismo ainda pode causar impotência sexual no homem, complicações na gravidez, aneurismas arteriais, úlcera do aparelho digestivo, infecções respiratórias e trombose vascular.

Estima-se que o tabagismo é responsável por: (i) 200 mil mortes por ano no Brasil (23 pessoas por hora); (ii) 25% das mortes causadas por doença coronariana – angina e infarto do miocárdio; (iii) 45% das mortes causadas por doença coronariana na faixa etária inferior a 60 anos; (iv) 45% das mortes por infarto agudo do miocárdio na faixa etária inferior a 65 anos; (v) 85% das mortes causadas por bronquite e por enfisema; (vi) 90% dos casos de câncer no pulmão (entre os 10% restantes, 1/3 é de fumantes passivos); (vii) 30% das mortes decorrentes de outros tipos de câncer (boca, laringe, faringe, esôfago, pâncreas, rim, bexiga e colo de útero) e; (viii) 25% das doenças vasculares (entre elas, derrame cerebral).

- **Hábitos alimentares:** a alimentação e a nutrição inadequadas são classificadas como a segunda causa de câncer que poderia ser prevenida, superada, apenas, pelo tabagismo. Muitos componentes da alimentação têm sido associados com o processo de desenvolvimento do câncer, principalmente os de mama, cólon e reto, próstata, esôfago e estômago.

Há alguns tipos de alimentos que, se consumidos regularmente durante longos períodos, parecem fornecer o tipo de ambiente que uma célula cancerosa necessita para crescer, multiplicar e se disseminar.

Nesse grupo estão incluídos os alimentos: (i) ricos em gorduras como carnes vermelhas, frituras, bacon, presuntos, salsichas, linguiças e mortadelas; (ii) que contêm níveis significativos de agentes cancerígenos, como os nitritos e nitratos, usados para conservar alguns tipos de alimentos (picles, salsichas, embutidos e alguns tipos de enlatados) e que se transformam em nitrosaminas no estômago; (iii) os defumados e os churrascos são impregnados pelo alcatrão proveniente da fumaça do carvão, substância essa também encontrada na fumaça do cigarro e que tem conhecida ação carcinogênica; e (iv) os alimentos preservados em sal, que estão relacionados ao desenvolvimento de câncer de estômago. Exemplos desses alimentos são carne-de-sol, charque e peixes salgados.

- **Consumo de bebidas alcoólicas:** o uso de bebidas alcoólicas pode aumentar o risco de câncer de cavidade oral, laringe, faringe, esôfago, fígado, mama, colo retal em homens, e, possivelmente colo retal em mulheres. Apesar de o álcool não ser um carcinogênico de ação direta, um de seus metabólitos, o acetaldeído, pode atuar como promotor da formação de tumores.

O uso combinado de álcool e tabaco aumenta ainda mais o risco de câncer, como a faringe e a laringe supra glótica. O alcoolismo está relacionado entre 2% e 4% das mortes por câncer, implicado que está, também, na gênese dos cânceres de fígado, reto e, possivelmente, mama.

- **Medicamentos:** um pequeno número de medicamentos tem o potencial de induzir o aparecimento do câncer. Dentre eles, o principal grupo é constituído pelos medicamentos utilizados para tratar o câncer. Outros grupos de medicamentos que podem aumentar o risco de câncer são os medicamentos à base de hormônios e os imunossupressores. O total de cânceres induzidos por medicamentos é muito baixo e nos países de baixa e média renda devem ser inferiores ao risco nos países de alta renda, pela diferença de disponibilidade e utilização destes medicamentos pela população.

- **Obesidade:** sobrepeso, obesidade e o ganho de peso na fase adulta estão associados a cânceres no esôfago, pâncreas, cólon, reto, mama, endométrio, ovário, rim, vesícula biliar e fígado. O excesso de gordura no corpo provoca um processo de inflamação crônica e aumenta a produção de hormônios que podem

causar danos às células saudáveis, provocando ou acelerando o surgimento da doença. Fatores genéticos desempenham um papel na determinação da suscetibilidade da pessoa para o ganho de peso. No entanto, são os fatores ambientais, tais como hábitos alimentares inadequados e sedentarismo, que geralmente favorecem o surgimento da obesidade.

- **Fatores ocupacionais:** a má qualidade do ar no ambiente de trabalho é um fator importante para o câncer ocupacional. A exposição dos trabalhadores ao ar poluído, durante oito horas por dia, traz riscos para a saúde. O câncer provocado por exposições ocupacionais geralmente atinge regiões do corpo que estão em contato direto com as substâncias cancerígenas, seja durante a fase de absorção (pela pele ou aparelho respiratório) ou de excreção (aparelho urinário), o que explica a maior frequência de câncer de pulmão, de pele e de bexiga nesse tipo de exposição.

- **Exposição solar:** a exposição solar excessiva é o principal fator de risco para o câncer de pele. Este câncer é o mais frequente no Brasil, em ambos os sexos, e corresponde a, aproximadamente, 25% de todos os tumores diagnosticados, sendo a radiação ultravioleta (UV) natural, proveniente do sol, sua principal causa. As pessoas de pele, cabelo e olhos claros que se expõem ao sol de forma prolongada e frequente constituem o grupo com maior risco de contrair câncer de pele.

- **Radiações:** as radiações podem ser classificadas com não evitáveis (naturais) e evitáveis (não naturais). Para a maioria das pessoas, a exposição natural contribui com a maior parte da exposição à radiação ionizante. As duas maiores fontes de radiações ionizantes naturais são os raios cósmicos e a radiação proveniente da crosta terrestre. Em relação à exposição às radiações por fontes naturais, o radônio merece destaque. Trata-se de um gás natural que tende a se concentrar em ambientes fechados como minas subterrâneas, residências ou locais de trabalho. Uma vez inalado, o radônio é depositado no trato respiratório e está associado ao câncer de pulmão, sendo a segunda causa deste tipo de câncer, depois do tabagismo. (INCA, 2002).

4 ÁREA DE ESTUDO

4.1 Geologia Regional

Este capítulo, dedicado à geologia regional, teve por base os dados disponíveis na bibliografia. Foram focadas, apenas, as litologias que identificadas na área de estudo. Para tal, foram utilizados principalmente os trabalhos de Maciel Jacobs: trabalho de conclusão de graduação do Instituto de Geociências/UFRGS (Jacobs, 2012) e; dissertação de mestrado em Geociências, do Instituto de Geociências/UFRGS (dissertação ainda não defendida), orientado pelo professor Ruy Philipp. Além disso, foi utilizado o material didático da disciplina Geologia de Rochas Graníticas - GEOP-069, do Programa de Pós-Graduação em Geociências/Ufrgs, ministrada pelo professor Ruy Philipp (Philipp, 2013).

Os granitóides da Suíte Encruzilhada do Sul ocorrem na porção NE do Batólito Pelotas, porção leste do Cinturão Dom Feliciano. O Escudo Sulriograndense é constituído por associações de rochas metamórficas, ígneas e sedimentares dispostas em um complexo arranjo tectônico e estratigráfico constituindo duas unidades principais: (i) o Terreno Taquarembó e (ii) o Cinturão Dom Feliciano, conforme ilustrado na Figura 10.

Este cinturão possui zonas de cisalhamento regionais com direção N20-40°E e N30-40°W. A evolução final do cinturão envolveu o desenvolvimento da orogênese Dom Feliciano (650-550 Ma), que é um evento metamórfico regional associado à colisão dos crátons Rio de La Plata e Kalahari, entre 650 e 620 Ma.

Após o pico do metamorfismo ocorreu uma intensa granitogênese. Nos estágios finais, entre 610 e 570 Ma, se formou as suítes granítica Erval, Piquiri, Encruzilhada do Sul e Dom Feliciano.

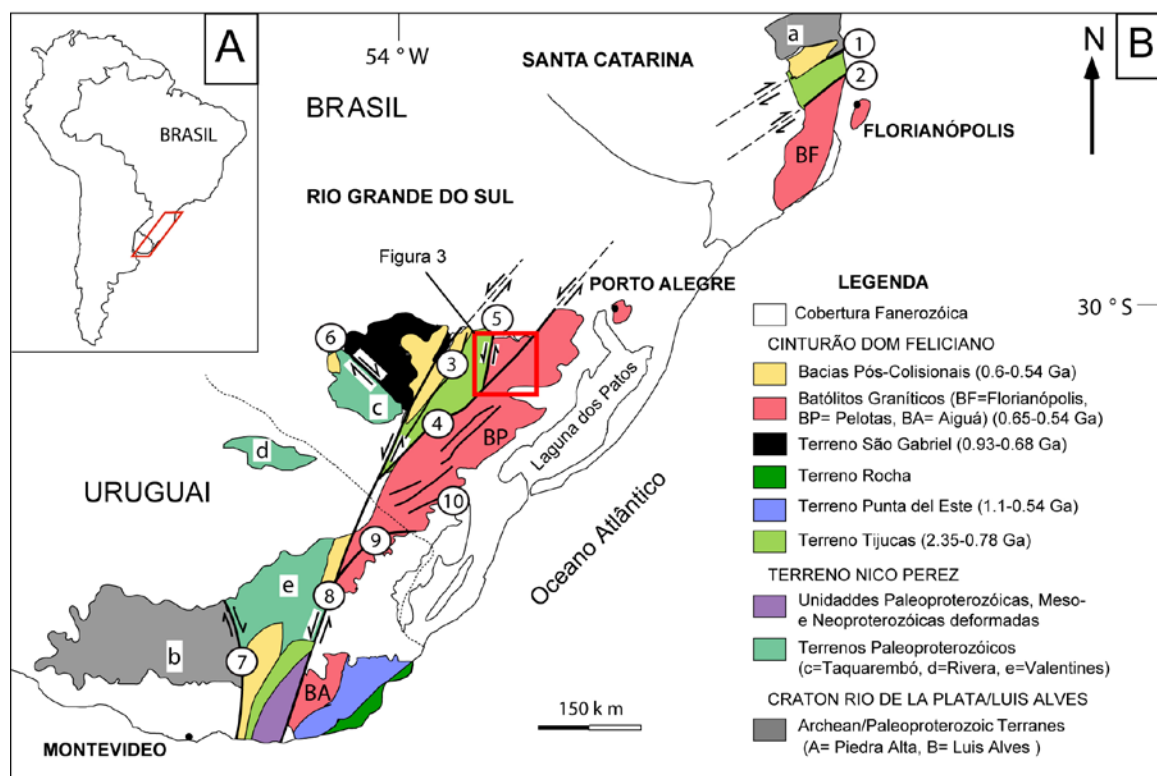


Figura 10 - Mapa Geotectônico Escudo Sulriograndense.

Fonte: Jacobs, 2012.

Estudos geológicos reconheceram a Suíte Encruzilhada do Sul (SES) como um maciço granítico com cerca de 750 km², com forma alongada segundo a direção N30°E. Esta suíte é composta pelo Granito Encruzilhada do Sul e por corpos máficos e granitóides híbridos gerados pela mistura entre os magmas. A SES está exposta na região de Encruzilhada do Sul e arredores. A SES faz contato ao leste com as suítes sin-colisionais e sin-transcorrentes à Zona de Cisalhamento Dorsal de Canguçu (ZCDC), correspondendo ao Metagranito Quitéria e a Suíte Cordilheira constituída pelos granitos Arroio Francisquinho e Cordilheira, conforme apresentado na Figura 11.

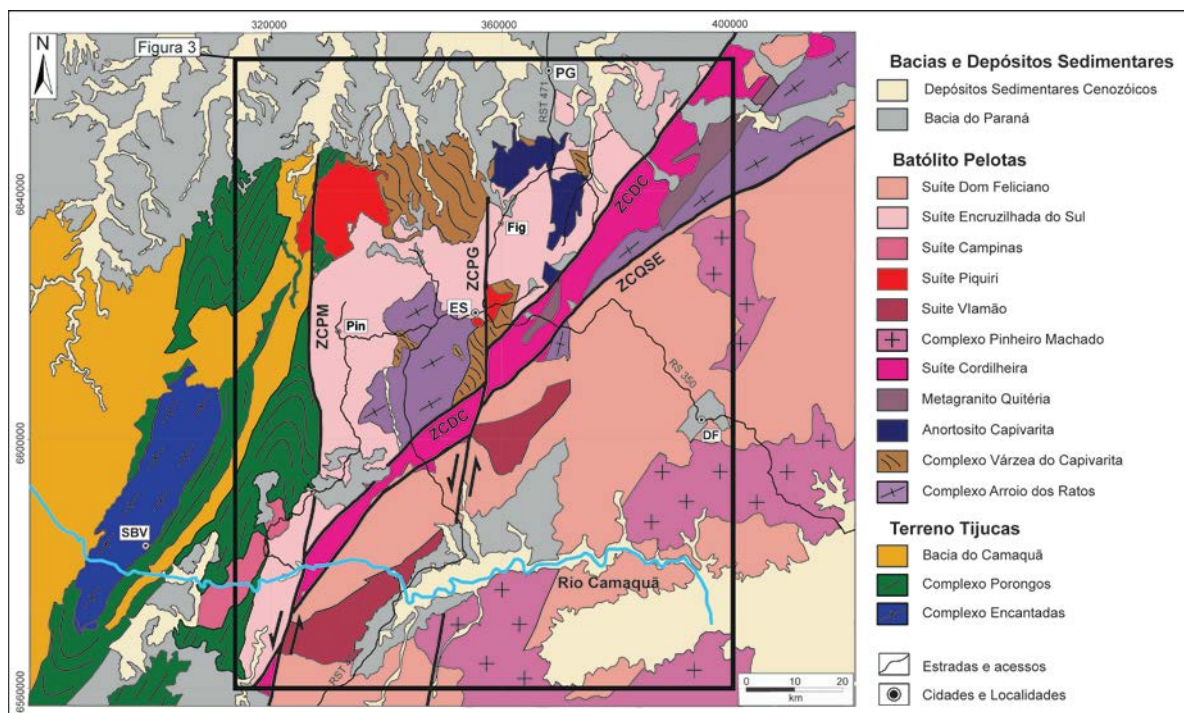


Figura 11 - Suíte Encruzilhada do Sul.

Fonte: Jacobs, 2012.

A SES é intrusiva à Oeste no Complexo Porongos, que é uma sucessão metassedimentar meso a neoproterozóica, intercalada tectonicamente com rochas metavulcânicas submetidas ao metamorfismo regional orogênico da Fácies Xisto Verde a Anfibolito Superior. Este contato é afetado pelas zonas de cisalhamento Passo dos Marinheiros e Pântano Grande, que desloca o corpo granítico e a ZCDC por cerca de 130 km.

Ao Norte, a SES é recoberta pelas rochas sedimentares da Formação Taciba, do Grupo Itararé e pela Formação Rio Bonito, do Grupo Guatá, da Bacia do Paraná. Nestas sequências ocorrem conglomerados com seixos de granitos da Suíte Encruzilhada do Sul.

4.2 Geologia do Granito Encruzilhada do Sul

O Granito Encruzilhada do Sul (GES) apresenta forma alongada segundo a direção N30°E, com 55 km de comprimento por 35 km de largura. O contato leste

do maciço é definido pela Zona de Cisalhamento Dorsal de Canguçu, enquanto a porção oeste é intrusiva em gnaisses de alto grau do embasamento. O maciço granítico é constituído por sienogranitos porfiríticos a heterogranulares e, subordinadamente por sienogranitos equigranulares, com ocorrência comum de rochas máficas como dioritos, zonas ricas em enclaves máficos microgranulares e faixas métricas de granitos híbridos.

São reconhecidas quatro fácies petrográficas no Granito Encruzilhada do Sul: (1) Fácies Porfirítica com matriz média a fina nas porções de bordo nordeste e sudoeste, (2) Fácies Porfirítica a Heterogranular com matriz média a grossa na porção central, (3) Fácies Equigranular média a grossa na porção central e nordeste do maciço e (4) Fácies Equigranular média a fina, na porção central. Os contatos entre estas fácies são interlobados e ocorrem intrusões de uma fácies na outra, conforme ilustrado na Figura 12.

Além destas fácies ainda foram individualizados granitóides híbridos e corpos de dioritos, com zonas ricas em enclaves máficos microgranulares. Ao longo de todas as fácies do granito, mas em especial, na Fácies Porfirítica média a fina da porção de borda, ocorrem os maiores corpos de dioritos acompanhados por intensa ocorrência de enclaves microdioríticos. Estes corpos estão envoltos por faixas métricas de granitóides híbridos com composição tonalítica a monzogranítica, com textura equigranular média a fina, e variado teor de minerais máficos, em geral maior que das fácies centrais. Próximo à zona de contato entre a facies equigranular e as encaixantes da borda leste-nordeste do maciço ocorrem corpos de aplitos e pegmatitos com turmalina e muscovita, além de berilo e tantalita.

São observadas em todas as fácies efeitos incipientes de processos de alteração intempérica, hidrotermal e microcataclase. A percolação de fluidos tardiomagmáticos ocasiona nos granitos a geração localizada de sericita e epidoto nos feldspatos e, clorita, epidoto, sericita, titanita e minerais opacos na biotita e hornblenda. Destaca-se, ainda, a ocorrência restrita de faixas milimétricas de microbrechas de esmagamento, por vezes preenchidas por quartzo e fluorita.

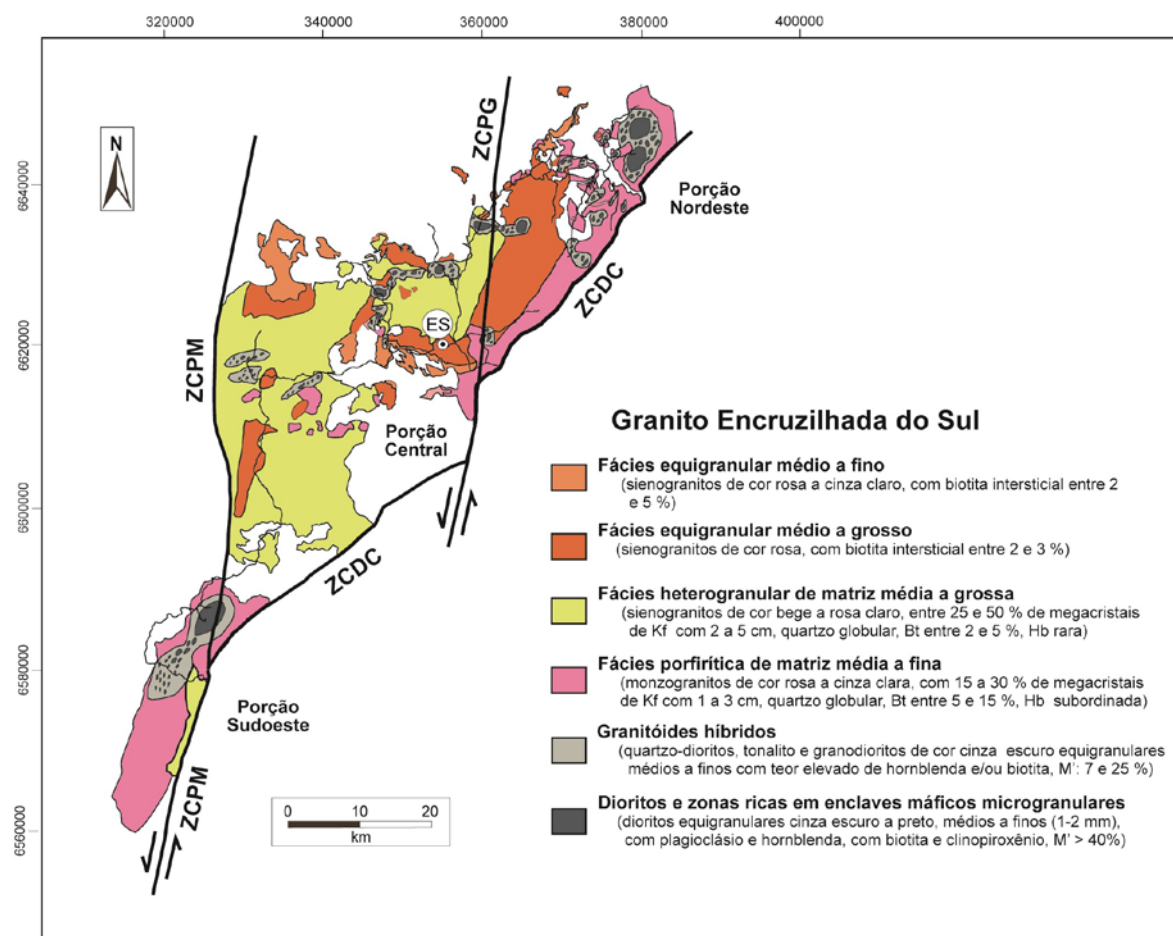


Figura 12 - Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.

Fonte: Jacobs, 2012.

As relações de intrusão do GES são definidas pela presença de uma margem resfriada contra as rochas, por xenólitos e *roof pendants* do embasamento no interior do granito. Ao do embasamento norte e ao sul, o granito é intrusivo em gnaisses pelíticos e calci-silicáticos do Complexo Várzea do Capivarita e nos ortognaisses do Complexo Arroio dos Ratos, e na sua porção nordeste, no Meta-anortosito Capivarita. As relações de contato com o Sienito Piquiri são discordantes, com presença de fragmentos angulosos de sienitos no interior do granito, bem como pela ocorrência de diques graníticos cortando a referida unidade.

4.2.1 Petrografia

Fácies Porfírica com matriz média a fina. Esta fácies constitui as porções de borda Nordeste e Sudoeste do GES, e está disposta segundo uma faixa alongada com direção N30°E, envolvendo a porção Sul do maciço. Sua composição varia de biotita monzogranitos a biotita granodioritos e apresenta, em geral, estrutura maciça, desenvolvendo localmente uma foliação magmática de forma caracterizada pelo alinhamento de megacristais de K-feldspato e de lamelas de biotita. O granito é cinza com pontos rosados a alaranjados e textura porfírica caracterizada por megacristais de K-feldspato com tamanhos entre 1 e 4 cm em proporções entre 15 e 25 % do volume do granito. A matriz equigranular-hipidiomórfica média a fina (1-5 mm) é constituída por K-feldspato, plagioclásio, quartzo e agregados intersticiais com teores variáveis de biotita e hornblenda, com zircão, apatita, titanita, alanita e opacos como minerais acessórios.

No interior desta fácies ocorrem corpos com dezenas de metros de dioritos com ocorrência de enclaves máficos microgranulares. Os dioritos apresentam cor preta a verde escura, estrutura maciça e textura equigranular hipidiomórfica fina a média (1 a 2 mm) caracterizada por plagioclásio e hornblenda, com ocorrência subordinada de biotita e com zircão, apatita, titanita e minerais opacos como acessórios.

Os enclaves desta fácies têm formas globulares e dimensões entre 10 e 40 cm, com textura equigranular fina (< 0.5 mm), sendo compostos por plagioclásio e hornblenda, com titanita, apatita e minerais opacos como acessórios. No interior dos enclaves ocorrem baixos teores de megacristais de K-feldspato arredondados e quartzo com por franjas finas de biotita e/ou hornblenda caracterizando a textura ocelar.

Os corpos dioríticos estão envoltos por faixas métricas de granitóides híbridos (tonalitos e monzogranitos) com cor cinza escuro a cinza claro, com textura equigranular hipidiomórfica fina a média (entre 1 e 4 mm) composta por plagioclásio, K-feldspato e quartzo, com um variável teor de minerais máficos (entre 10 e 35 %), constituindo agregados de biotita e hornblenda.

Nas proximidades da ZCDC os granitos apresentam feições de deformação dúctil, constituídas por faixas protomiloníticas com espessuras centimétricas a métricas. Nestas porções os minerais (K-feldspato, plagioclásio, biotita e quartzo) possuem texturas que registram a deformação.

Fácies Porfírica a Heterogranular Grossa. A fácies Porfírica a Heterogranular Grossa é a mais expressiva do granito, e ocorre na sua porção central e possui a cor bege, com pontuações pretas, castanha e branca. É composta predominantemente por monzogranitos, com ocorrência subordinada de sienogranitos. Sua estrutura é maciça, ocorrendo porções localizadas com foliação de forma definida pela orientação dimensional de megacristais de K-feldspato e agregados descontínuos de biotita. Do mesmo modo, apresenta zonas de fluxo com elevada concentração de megacristais de K-feldspato e *schlieren* irregulares de biotita e hornblenda.

A textura dominante é heterogranular hipidiomórfica grossa (8 a 35 mm) com uma trama dominada por cristais prismáticos e subédricos de K-feldspato, de 2 a 7 cm com espaços intersticiais compostos por plagioclásio, agregados de quartzo globular e cristais intersticiais de biotita. A mineralogia essencial é composta por K-feldspato (45 a 55%), plagioclásio (15 a 20%), quartzo (25 a 30%) e biotita (3 a 5%), com zircão, apatita, titanita, alanita e magnetita como minerais acessórios. Ocorrem ainda pequenos teores de clorita, sericita, epidoto, carbonato, fluorita, titanita e minerais opacos anédricos como produto de alteração tardi-magmática.

Nas proximidades do contato com os gnaisses do embasamento, os granitos desta fácies apresentam xenólitos de dimensões centimétricas a métricas de paragneisses, incluindo silimanita-granada-biotita gnaisses e silimanita-cordierita-granada-biotita gnaisses, além de gnaisses calci-silicáticos (diopsídio-hornblenda-plagioclásio-quartzo gnaisses).

No interior desta fácies observam-se corpos métricos de dioritos, além de enclaves máficos a félsicos microgranulares, com formas globulares e dimensões entre 5 cm até 4m. Estes enclaves têm cores em tons de cinza, textura equigranular fina e composições variáveis de quartzo-dioríticas, tonalíticas e granodioríticas com

teor de minerais máficos (biotita e hornblenda) mais elevado do que o granito. No interior dos enclaves ocorrem xenocristais de K-feldspato, quartzo e biotita.

Fácies Equigranular média a grossa. fácies Equigranular média a grossa é caracterizada por ser constituída por sienogranitos com cor vermelha a rosa clara e ocorre na porção central e nordeste do GES. Os granitos desta fácies exibem grande homogeneidade composicional e textural. A textura é equigranular hipidiomórfica média a grossa dominada por cristais prismáticos de K-feldspato, com quartzo de forma globular e com ocorrência subordinada de plagioclásio e de cristais de biotita intersticiais. Observam-se intercrescimentos mirmequíticos nas interfaces dos contatos entre plagioclásio e o K-feldspato.

A mineralogia essencial é composta por K-feldspato (50 a 60%), plagioclásio (5 a 10%), quartzo (30 a 35%) e biotita (2 a 5%), com zircão, apatita, titanita e magnetita como minerais acessórios. Ocorrem ainda clorita, sericita e fluorita como minerais de alteração tardi-magmática. Também foi verificado a existência de hornblenda associada a biotita, titanita e alanita e de minerais opacos.

Nas proximidades do contato com o Anortosito Capivarita ocorrem xenólitos e xenocristais de plagioclásio.

Fácies Equigranular média a fina. Os granitos desta fácies também ocorrem na porção central do maciço e estão associados aos granitos da fácies equigranular média a grossa, representando, provavelmente, as margens resfriadas das porções apicais de cúpula. Na maioria são sienogranitos, porém ocorrem Kf-granitos e monzogranitos. A textura é equigranular média a fina, subordinadamente porfírica, com esparsos megacristais de K-feldspato e quartzo. As fases essenciais são o K-feldspato e o quartzo, em menor quantidade o plagioclásio, contendo biotita e mouscovita como minerais subessenciais e zircão, apatita, turmalina e minerais opacos como fases acessórios. Nas porções mais afetadas pela alteração hidrotermal se verifica veios de fluorita e a formação de sericita e argilominerais sobre K-feldspato, alén de epidoto sobre o plagioclásio.

A mineralogia essencial é composta por K-feldspato (50 a 60%), plagioclásio (10 a 15%), quartzo (25 a 30%) e biotita (5 a 7%), com zircão, apatita, titanita e magnetita como minerais acessórios. Também foi verificada a existência de

muscovita onde a alteração hidrotermal é intensa, estando associada à turmalina (Schorlita) e ao epidoto (Pistacita) e de fluorita constituindo agregados microcristalinos em microfraturas. Nas porções alteradas do granito cataclasado pode ocorrer calcedônia, argilo-minerais e fluorita.

4.3 Rochas Máficas (Dioritos, Enclaves Máficos Microgranulares e Granitos Híbridos)

Embora não apareçam na área estudada, as rochas máficas são constituídas por corpos de dioritos equigranulares, zonas ricas em enclaves máficos microgranulares e faixas de granitóides híbridos associados.

Dioritos. Os dioritos constituem corpos de formas arredondadas e alongadas segundo a direção NE-SW, com dimensões entre dezenas a centenas de metros. Os dioritos apresentam cor preta a cinza escura, com estrutura maciça, sem orientação mineral e indícios da deformação. Os dioritos cortam as rochas graníticas, que são cortadas por injeções graníticas inequigranulares a pegmatíticas tardias. Os contatos apresentam formas interlobadas e interdigitadas, evidenciando a contemporaneidade dos magmas como misturas heterogêneas.

Os dioritos possuem textura equigranular fina a média, subordinadamente porfirítica, com baixa concentração de fenocristais de plagioclásio, biotita e augita. As composições variam de dioríticas, quartzo-monzodioríticas e quartzo-dioríticas, e são constituídas por plagioclásio, hornblenda, biotita e quartzo como essenciais, com K-feldspato e augita subessenciais e titanita, magnetita, apatita zircão e alanita como fases acessórias.

Em alguns locais há uralitização da hornblenda, evidenciando a interação com líquidos tardi-magmáticos que desestabilizam e hidratam a estrutura dos piroxênios.

Enclaves Máficos Microgranulares. Os enclaves máficos microgranulares têm formas arredondadas, subarredondadas ou irregulares, com tamanhos que variam de 10 cm a 2 metros e estão dispostos principalmente nas

faixas híbridas. Apresentam cor preta e cinza escura, com estrutura maciça. Dentre as feições características que atestam a contemporaneidade dos magmas observam-se mútuas intrusões com fraturas nos enclaves preenchidas por material félsico. Os contatos dos enclaves com os granitos são interlobados e bem definidos. Também ocorrem enclaves angulosos indicando que, durante a intrusão, o magma máfico sofreu resfriamento rápido e inversão reológica, tornando-se mais viscoso que o magma granítico. Observam-se concentrações de megacristais de K-feldspato entorno dos enclaves, bem como a migração mecânica do K-feldspato para seu interior.

Nos enclaves máficos as composições variam de quartzo-monzoníticas a quartzo-dioríticas, podendo ocorrer termos tonalíticos, granodioríticos e monzograníticos. Estes enclaves apresentam textura equigranular hipidiomórfica fina a média e são constituídos por plagioclásio, hornblenda, biotita e quartzo como minerais essenciais. Também se verifica K-feldspato, augita, apatita, titanita, minerais opacos, zircão e alanita. As texturas nos termos mais básicos são microgranulares, com microfenocristais esparsos de plagioclásio, biotita e hornblenda. Os termos mais ácidos apresentam textura porfirítica com fenocristais de K-feldspato, quartzo e plagioclásio, numa matriz equigranular fina a média, composta de plagioclásio, biotita, K-feldspato, quartzo e hornblenda.

Granitóides Híbridos. Os granitóides híbridos constituem faixas marginais no entorno dos corpos máficos. Os contatos lobados a interdigitados indicam misturas heterogêneas. Os granitóides híbridos concentram minerais máficos e têm cor cinza esbranquiçada a escura, localizadamente apresentam textura tipo sal-pimenta. A mistura homogênea entre magmas máficos e graníticos é caracterizada pela transição gradacional de escala métrica entre os granitos híbridos, com variações entre termos de composições tonalíticas, granodioríticas e monzograníticas. A textura é principal é equigranular hipidiomórfica média comumente com teor de minerais máficos entre 10 e 25 %.

Os granitóides híbridos apresentam composição variando de monzogranítica a quartzo-monzodiorítica, com textura equigranular hipidiomórfica fina a média. De modo subordinado, ocorre a textura porfirítica definida por fenocristais de K-feldspato, plagioclásio e quartzo, envoltos em matriz composta por

plagioclásio, quartzo, K-feldspato e biotita, com hornblenda e titanita subessenciais e apatita, zircão, alanita, titanita e minerais opacos como minerais acessórios.

Nos granitóides híbridos das porções nordeste e centrais do maciço, as foliações magmáticas demonstram comportamento aleatório e estão marcadas pela orientação de *schlieren* de biotita e hornblenda, por agregados ricos em megacristais de K-feldspato e pelo alongamento de enclaves máficos microgranulares. Também podem apresentar aspecto orientado, quando afetados pela tectônica dúctil-rúptil nas proximidades da ZCDC.

Nas porções sudoeste e nordeste, associada aos granitos da fácies porfirítica de matriz média, a ocorrência dos corpos de dioritos e as zonas de enclaves máficos microgranulares é expressiva e, por consequência, a faixa de granitóides híbridos é abrangente. Neste caso, encontram-se os enclaves máficos de formas alongadas e desmembradas. Estes enclaves têm cor preta, composição diorítica e mineralogia a base de plagioclásio e hornblenda, com ocorrência subordinada de augita e rara biotita.

Nos granitos da fácies porfirítica e/ou heterogranular grossa, na porção central do maciço, os corpos máficos tornam-se menos expressivos e a abrangência dos granitóides híbridos e enclaves é bem menor, porém os enclaves continuam alongados e desmembrados. Estes enclaves têm cores cinza clara a escura, composição tonalítica a monzogranítica, e uma composição dominada por plagioclásio e biotita, com ocorrência subordinada de hornblenda e quartzo.

5 MATERIAL E MÉTODOS

Existem muitas técnicas para medições de radônio e algumas para torônio. Amostras instantâneas de ar podem ser coletadas e analisadas em células cintiladoras, que são conhecidos como detectores ativos. Entretanto, concentrações médias usualmente são de maior interesse. Técnicas ativas baseiam-se na coleta de uma amostra de ar filtrado e subsequente contagem da radiação alfa do radônio e seus descendentes. Detectores ativos podem ser conectados a contadores e registradores de maneira a criar monitores contínuos, que são úteis quando é necessário monitorar a dependência ao fator tempo dos produtos de decaimento do radônio. Os descendentes do radônio podem ser medidos pela análise das partículas coletadas em filtros de ar ou com monitores contínuos de produtos de decaimento (Pereira, 1983).

Para estimativas rápidas, pequenos recipientes metálicos (*canisters*) contendo carvão ativado, expostos ao ar por alguns dias coletam uma fração do radônio que entra no recipiente. A atividade coletada no carvão ativado é avaliada por espectroscopia gama ou por cintilação líquida.

Equipamentos tipo eletrodo também podem ser utilizados para medições rápidas. Este equipamento é constituído de pequena câmara de ionização na qual a voltagem coletora é fornecida por um eletrodo, que se descarrega à medida que íons criados pela radiação são coletados. A diferença de potencial antes e depois da exposição ao radônio é relacionada ao produto da concentração média do gás e ao tempo de coleta por um fator de calibração empírico.

Medidas de longa duração de concentrações médias de radônio podem ser realizadas utilizando-se os detectores tipo traços (conhecidos como detectores passivos), que consistem, essencialmente, numa pequena câmara circular, contendo um ou mais pedaços de plástico. O gás penetra naturalmente na câmara e o decaimento do radônio e de seus descendentes resulta em traços (*tracks*) das partículas alfa no plástico. A obtenção destes dados, dependendo das concentrações a serem determinadas, exige tempos de exposição que variam de algumas semanas a três meses ou até um ano (Santos, 2008).

5.1 Instrumentação Utilizada

Os detectores de radônio, que foram empregados para realização deste trabalho de levantamento das concentrações de radônio no solo, água e ar, no município de Encruzilhada do Sul, no Rio Grande do Sul, foram do tipo SSNTD (Detectores de Traços Nucleares), denominados de CR 39 (*Columbia Resin 1939*), fornecidos pelo Laboratório de Poços de Caldas da CNEN. Além disso, nesse laboratório foi feito o ataque químico e a leitura dos detectores CR 39, utilizando um sistema automatizado de revelação e contagem dos traços, denominado TASLimagem - Sistema de dosimetria radônio e nêutrons.

O *AlphaGUARD* utilizado para medidas de radônio no solo e na água pertencem ao Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN/CNEN). Também foi utilizado o espectrômetro RS 125 que é um detector portátil de radiação gama, para determinar as concentrações de urânio e tório (em ppm), além dos valores da radiação gama de fundo (*Background*) da região estudada.

5.1.1 CR-39 (Columbia Resin 1939)

Os detectores de radônio CR 39 (*Columbia Resin 1939*) são do tipo SSNTD (Detectores de Traços Nucleares) e a câmara de difusão são fabricados e fornecidos pela Track Analysis Systems Ltda., HH Wills Physics Laboratory, UK.

Tem aspecto de plástico rígido incolor, densidade de $1,30 \text{ g/cm}^3$ e espessura de 1,0 mm.

Sua denominação química é Carbonato Diglicol Alílico (PADC), também conhecido como *Tastrak*. Os detectores foram acondicionados, preparados e montados conforme descrito no manual do fabricante (e fornecedor) Track Analysis Systems Ltda., para posterior análise no *TASLimagem*, sistema de dosimetria de radônio e nêutrons (Track Analysis Systems Ltda., 2012).

O CR-39 consiste, essencialmente, numa pequena câmara circular, contendo um pedaço de plástico, conforme ilustrado na Figura 13. O gás radônio penetra naturalmente na câmara e, o seu decaimento e de seus descendentes resultam em traços das partículas alfa no plástico. Esses traços são acentuados por meio de um ataque químico, para que possam ser contados em microscópio óptico.



Figura 13 - Detectores tipo traços, que consistem, essencialmente, numa pequena câmara circular, contendo um pedaço de plástico.

5.1.2 *TASLimagem* - Sistema de Dosimetria de Radônio e Nêutrons

TASLimagem é um sistema de dosimetria de radônio e nêutrons. É um sistema completo para gravação, digitalização e análise de detectores de traços nucleares.

Este sistema contém todos os equipamentos necessários para ataque químico, digitalização e análise de detectores de traços nucleares. A única característica do sistema é o microscópio com base em sistema de análise e o

software TASLimage. O sistema de digitalização é ilustrado na Figura 14, montado e em funcionamento (Track Analysis Systems Ltd., 2012).

O sistema de digitalização consiste dos seguintes componentes separados: a) microscópio, com motor de passo e câmera digital de CCD; b) computador com o *software TASLimage* e Monitor; c) Tanque de ataque químico, com controlados de ataque químico (temperatura e tempo de ataque) e suporte para os detectores de plástico; d) gabinete de secagem, que controla o aquecimento e o ar fluxo e; e) suporte para ataque químico e contagem (scan) dos detectores de traços nucleares.



Figura 14 - Sistema de digitalização e leitura *TASLimage*.

Fonte: Track Analysis Systems Ltd (2012).

5.1.3 *AlphaGUARD* PQ 2000 PRO

O detector *AlphaGUARD* PQ 2000 PRO é um monitor de radônio no ar, solo e água. Opera segundo os princípios de uma câmara de ionização e proporciona a leitura simultânea da temperatura do ar, pressão barométrica e umidade relativa do ar. Sua sensibilidade proporciona detecção com resposta linear de 2 a 2000000 Bq/m³ (0,05 a 50000 pCi/L).

A câmara de ionização do *AlphaGUARD* tem um volume ativo de 0,56 L e, quando ligada, está submetida a uma tensão elétrica de + 750 V no interior metálico. Ao longo do seu eixo longitudinal se 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 futura digitalização (Saphymo GmbH, 2010).

a) Determinação da concentração de radônio na água.

Para a medida do radônio na água foi utilizado o *AquaKIT*, que possui, dentre outros, os componentes adicionais a seguir: a) 1 vaso de degasagem (Degassing vessel); b) 1 vaso de segurança (Security vessel); c) 1 bomba (*AlphaPUMP*); d) 7 mangueiras para conexões e; f) 1 termômetro de laboratório. Onde, Degasagem é a retirada de todos os gases pelo processo de extrusão, saída forçada.

Com o *AquaKIT* é possível medir o radônio presente na amostra em um circuito fechado, onde o ar passa pela água promovendo a degasagem do radônio, aumentando a concentração deste no ar.

Neste circuito, a concentração do radônio no ar é determinada continuamente pelo *AlphaGUARD*, no modo de passagem a intervalos de 1 minuto. A Figura 15 apresenta a configuração esquemática do circuito fechado para medida de radônio em água.

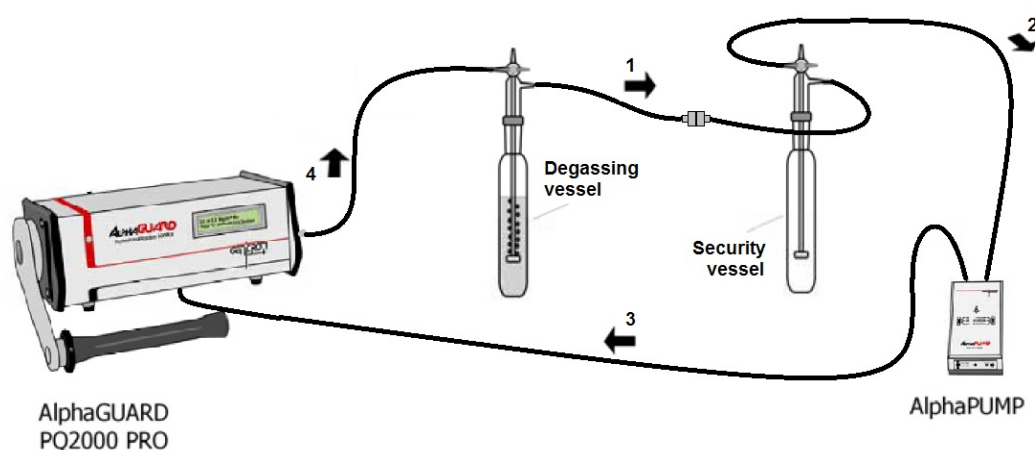


Figura 15 - Configuração do sistema de medida de radônio em água.

Fonte: Saphymo GmbH, 2010.

O valor medido – radônio diluído no volume de ar do sistema – não corresponde ao valor de radônio presente na amostra, já que uma pequena parte

ainda permanece na fase aquosa. O aplicativo de aquisição dos dados utilizado é o *DataExpert*. Para quantificar o radônio na água é utilizada a seguinte expressão:

$$C_{\text{água}} = C_{\text{ar}} \left(\frac{V_{\text{sistema}} - V_{\text{amostra}}}{V_{\text{amostra}}} + k \right) - \frac{V_{\text{sistema}} - V_{\text{amostra}}}{V_{\text{amostra}}} \cdot C_o$$

onde, $C_{\text{água}}$ é a concentração de radônio na água, V_{sistema} é o volume interno total do sistema, V_{amostra} é o volume da amostra, C_o é a concentração do BG (background no circuito de ar sem água) e k é o *coeficiente de Ostwald*, que é função da temperatura segundo a equação abaixo.

$$k = 0,105 + 0,405 \cdot e^{-0,0502 \cdot T}$$

b) Determinação da concentração de radônio no ar e no solo.

A técnica consiste em instalar o *AlphaGUARD* no ambiente para que o gás difunda-se através de uma membrana de grande superfície para dentro da câmara de ionização. No entanto, somente o gás radônio passa através da membrana de difusão, que atua como um filtro, já que a progênie do radônio e as partículas de poeira são barradas, evitando contaminação. Para determinação da concentração de radônio no ar o *AlphaGUARD* é programado para intervalos de amostragem de 60 minutos no modo difusão. Deste modo, o detector permite determinar a variação horária da concentração de radônio.

Para determinação da concentração de radônio nos interstícios do solo, usando a *Soil gas probe*, faz-se um furo no solo, para que se possa introduzir a sonda, que suga o ar desse furo, para que o gás difunda-se através de uma membrana para dentro da câmara de ionização. Somente o gás radônio passa através da membrana de difusão, que atua como um filtro, já que a progênie do radônio e as partículas de poeira são barradas, evitando contaminação (Saphymo GmbH, 2010).

5.1.4 Espectrômetro Geológica RS-125

O espectrômetro RS 125 é um detector portátil de radiação gama, utilizado em pesquisas na área da geofísica. Possui um detector de NaI e volume de 103 cm^3 com um espectrômetro de canal de 1024 e capacidade de armazenamento de memória de 4 MB, leitura direta de ensaio, armazenamento de dados, facilidade de uso e alta sensibilidade. Possui resposta de energia entre 30 keV - 3000 keV. A Figura 16 apresenta o Espectrômetro Geológica RS-125.

O RS 125 possui vários modos de operação: (a) no modo de ensaio fornece análise de concentração com leitura direta de dados de potássio, K em %, urânio, U, e tório, Th, em ppm. Tem tempo da amostra selecionáveis pelo usuário; (b) no modo de pesquisa, o aparelho mostra a contagem total em cps, com uma taxa de atualização 1/seg; e (c) no modo de varredura, ele armazena os dados na memória ou, a um dispositivo de armazenamento externo, por uma saídas Bluetooth.

Os dados são transferidos, para um computador, e analisados através de software específico, fornecido pelo fabricante e acompanham o equipamento.

Esses dados podem assumir a forma de espectros de 1024 canal, dados de ensaio ou dados georeferenciados, pois, os dados de posição serão integrados com dados de gama total ou aos dados de ensaio (Radiation Solutions Inc., 2013).



Figura 16 - Espectrômetro Geológica RS-125.

Fonte: Radiation Solutions Inc., 2013

5.1.5 SURFER – Software para Interpolação de Dados

A apresentação de dados no espaço é essencial em diversas áreas do conhecimento, sendo de uso extensivo em agronomia, biologia, ecologia, geografia, meteorologia, e outros. Quando do estudo espacial de dados, porém, é imprescindível o conhecimento do usuário sobre o tema a ser pesquisado, pois obter um mapa com forte efeito estatístico é bastante fácil usando os recursos gráficos disponíveis, porém, o mais importante é saber verificar o significado do resultado obtido para que o mapa, entendido como modelo, possa ser útil para a explicação do fenômeno em estudo e principalmente para sua previsão em situações futuras.

O *Surfer* é um pacote de programas gráficos comercial, desenvolvido pela *Golden Software Inc.*, que pode ser utilizado para o cálculo e a confecção de mapas de variáveis a partir de dados regularmente distribuídos. É uma importante ferramenta para o técnico ou pesquisador, já que facilita o seu trabalho evitando traçar mapas com réguas, transferidores e outros instrumentos, reduzindo o tempo desse processo e sendo menos subjetivo, pois usa algoritmos matemáticos para gerar suas curvas, otimizando o trabalho do usuário. Inicialmente desenvolvidos em plataforma *DOS*, a partir da versão 6 passou a ser executado na plataforma *Windows*, sendo a última versão a de número 8, *SURFER 8.0* (Landim, 2002).

5.2 Procedimento de Campo

Para realização deste trabalho de determinação das concentrações de radônio no solo, ar (residências) e água, no município de Encruzilhada do Sul, no Estado do Rio Grande do Sul, e realizar uma avaliação das doses e dos riscos radiológica a que a população dessa região está submetida, foram realizadas as seguintes etapas: a) determinação da concentração de urânio e tório no solo, utilizando o detector RS 125; b) determinação da concentração de radônio no solo, utilizando o detector AlphaGUARD; c) determinação da concentração de radônio no interior das residências (no ar), utilizando os detectores CR 39; e d) coleta de

amostras de água de consumo para determinação da concentração de radônio em água.

Utilizando o espectrômetro RS 125, detector radiação gama, foram determinados os teores de urânio e tório (em ppm) na região de interesse, apresentada na Figura 17. Consta nessa Figura o mapa da região estudada contendo a grade utilizada que delimita a área de interesse. A grade tem uma área total de $10 \times 10 \text{ km}^2$, dividida em quadrículas de $1 \times 1 \text{ km}^2$. Além disso, é mostrada a região urbana do Município de Encruzilhada do Sul e as estradas. Na área de interesse foram realizadas 86 medidas (espectros) dos teores de urânio e tório, de 100 pontos previstos inicialmente.

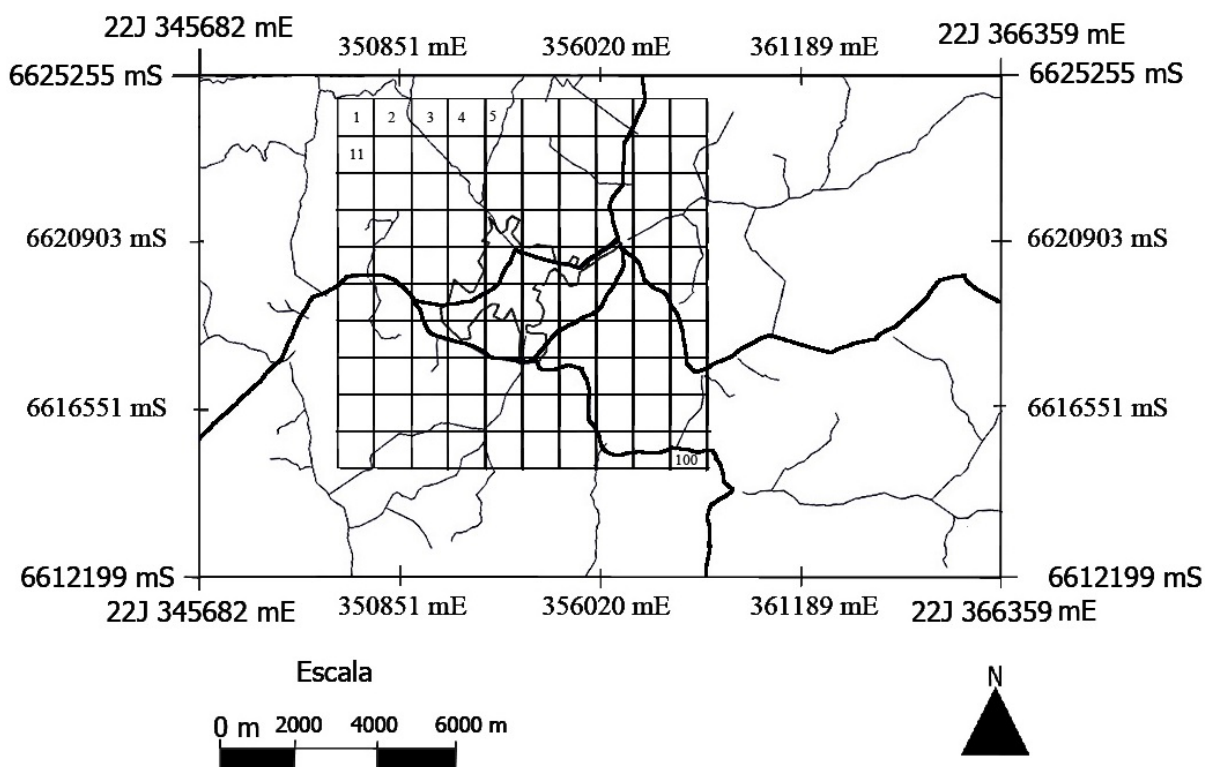


Figura 17 - Mapa da região estudada, as estradas e a grade de $10 \times 10 \text{ km}^2$ na área de interesse.

Em seguida, foram realizadas medidas de radônio no solo utilizando AlphaGUARD com a sonda para detecção de gás em solo (*soil gas probe*), em diferentes tipos de solo. Os pontos selecionados foram onde os teores de urânio e

tório eram mais elevados e outros com valores intermediários. Na área de interesse foram realizadas 31 medidas da concentração de radônio no solo.

Na Figura 18, é apresentado um gráfico típico obtido com o AlphaGUARD. As coordenadas do gráfico são concentração de radônio, em kBq/m^3 , e horário da medida. Nela vê-se cinco intervalos bem definidos.

No primeiro e o quinto intervalo, o equipamento está ligado, porém, a bomba está desligada. No segundo, a bomba é ligada e o ar, proveniente do solo, começa a circular no interior do equipamento. O valor da medida é a soma de radônio e torônio, aproximadamente. Já, no terceiro intervalo, a bomba é desligada e, o torônio começa a decair ($T_{1/2} = 58 \text{ s}$) até sair completamente do sistema. E no quarto, somente o radônio está dentro do sistema e pode ser mensurado.

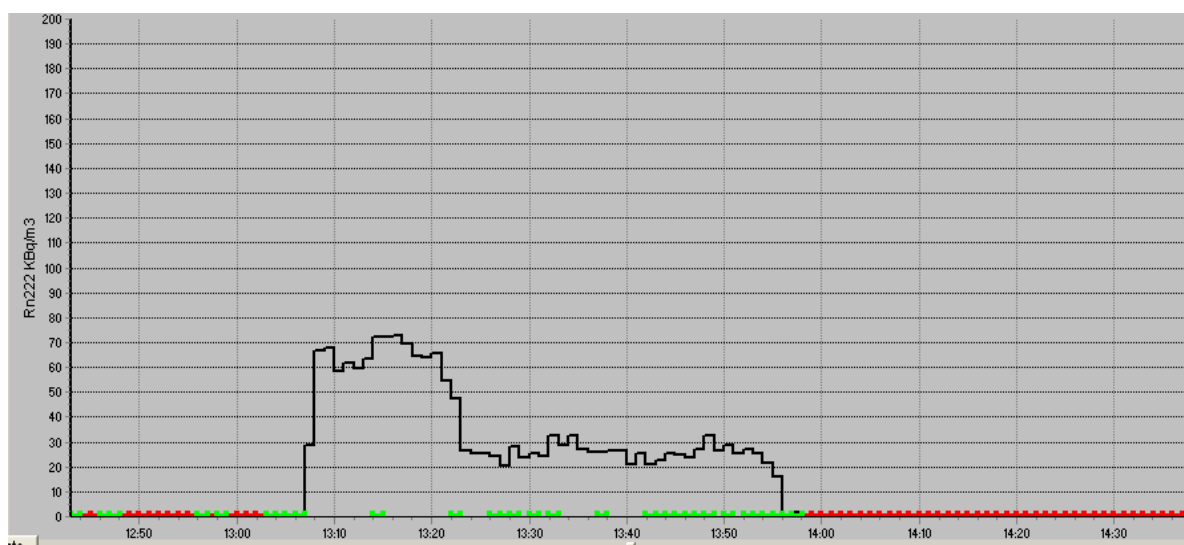


Figura 18 - Típico gráfico obtido com o AlphaGUARD, na região estudada.

Além dessas medidas, foram instalados 260 detectores CR-39 em 124 residências do município de Encruzilhada do Sul, para monitoramento de radônio no ar. Nessa etapa, foi necessário o apoio da Prefeitura Municipal de Encruzilhada do Sul. Inicialmente, entrou-se em contato com o Secretário da Saúde e Meio Ambiente (SMSMA) do Município com o objetivo de informar sobre o trabalho, seus objetivos e sua importância. O Secretário colocou à disposição um servidor de sua secretaria que conhecia a cidade e a população para acompanhar a etapa de instalação dos

detectores CR 39. Este servidor da SMSMA foi instruído sobre o trabalho, seus objetivos, importância e modo de instalação dos detectores CR 39 (procedimento de instalação e escolha dos locais de instalação).

Para facilitar e padronizar a instalação dos detectores CR 39 no interior das residências, pelo servidor da SMSMA, foi estipulado que os detectores seriam instalados em residências com um único pavimento e, de alvenaria ou mista. No interior das residências, os detectores foram instalados no quarto ou sala (local que ficaria mais tempo fechado), e cozinha ou sala (local de maior convívio de pessoas). A instalação dos detectores ficou registrada em um questionário que, está apresentado no Anexo A. Os detectores foram instalados no período de 17/12/14 até 12/01/2015 e, foram retirados no período de 23/03/2015 até 26/03/2015. Os detectores ficaram no interior das residências por um período de aproximadamente três meses (no verão).

Além disso, foram coletadas duas amostras de água de consumo, poço artesiano da CORSAN (Companhia Rio-grandense de Saneamento) e, duas amostras de água de córregos e/ou nascentes, armazenadas em cacimbas, para fazer o monitoramento de radônio em água. A água coletada e armazenada em cacimbas é utilizada nas propriedades rurais para consumo geral de toda a propriedade (uso doméstico e agropecuário). A concentração de radônio em águas de consumo foram feitas utilizando o *AlphaGUARD*, conforme a configuração esquemática do circuito fechado para medida de radônio em água ilustrada na Figura 15 - Esquema da configuração do sistema de medida de radônio em água, mostrada anteriormente.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este trabalho teve como objetivos (i) a determinação das concentrações de radônio no solo, ar em ambientes internos (residências) e água; (ii) a identificação de relações entre os teores de urânio, tório e radônio, com as características geológicas da região estudadas; e (iii) a estimativa das doses a que a população desse município está exposta e os consequentes riscos radiológicos. Para tanto, foram realizadas medidas de teores de urânio e tório no solo (determinados com RS 125), de concentrações de radônio no solo e água (determinados com o AlphaGUARD) e de concentrações de radônio no ar (determinadas pela densidade de traços nos detectores CR-39), bem como *estimadas* as doses e os riscos radiológicos associados (calculados a partir dos valores de concentração de radônio no ar).

Todos os valores de teores de urânio e tório, das concentrações de radônio nos gases do solo e, das concentrações de radônio em residências foram tratados com o *software SURFER 8.0* e plotados sobre o mapa geológico da região estudada, a fim de verificar se existe uma correlação entre esses valores e a geologia local.

6.1 Teores de Urânio e Tório no Solo

A Tabela 7 apresenta valores mínimo, máximo e médio das concentrações de urânio e tório, em ppm, presentes em diferentes solos derivados de diferentes tipos de rochas, reportadas na literatura (Buffon, 2002). Observa-se

que os maiores valores para o tório encontram-se nos granitoides (2 - 37 (13)), nos gnaisses (6 - 19 (12)) e nas vulcânicas félsicas (10 - 18 (13)). Já os maiores valores de urânio, encontram-se nos granitoides (0,5 - 7,8 (2,7)) e gnaisses (1,6 - 3,8 (2,2)). As concentrações de urânio e tório em solos são consideravelmente menores do que as concentrações desses radionuclídeos nas suas respectivas rochas fonte. Isso ocorre devido ao processo de lixiviação na rocha, que mobiliza o tório e o urânio.

Tabela 7 - Concentração de Tório e Urânio em solos derivados de diferentes rochas.

Fonte: Buffon, 2002.

Solo de rochas:	Th (ppm)	U (ppm)
Granitoides	2 – 37 (13)	0,5 – 7,8 (2,7)
Gnaisse	6 – 19 (12)	1,6 – 3,8 (2,2)
Intrusivas intermediárias	2,9 – 8,4 (5,6)	1,5 -2,3 (1,9)
Vulcânica félsica	10 – 18 (13)	1,3- 2,4 (2,1)
Vulcânica intermediária	4 – 17 (10)	1,2 – 3,6 (2,1)
Andesitos baixo – K	4 – 6 (5)	1,2 – 1,5 (1,3)
Vulcanismo máfico	3,3 – 13 (7,9)	0,6 – 2,5 (1,6)
Vulcanismo ultramáfico	6	2
Argilas	6 – 19 (13)	0,7 – 3,0 (1,5)
Arenitos	7 – 18 (11)	1,2 – 2,4 (1,3)
Depósito de areia e argila	19	3,5

Os teores de tório no solo determinados com RS 125, tratados com o programa gráfico *Surfer 8.0* e sobrepostos aos mapas geológicos geraram a Figura 19, mapa regional da Suíte Encruzilhada do Sul, e a Figura 20, mapa das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, onde são apresentas as curvas de isovalores para os teores de tório, em ppm.

Observando-se a Figura 19, mapa regional da Suíte Encruzilhada do Sul, verifica-se que os menores valores da concentração de tório encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita (até 20 ppm). Já os valores mais elevados (até 60 ppm) encontram-se na Suíte Encruzilhada e na Suíte Piquiri.

Observando-se a Figura 20, mapa das fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, verifica-se que os menores valores da concentração de tório encontram-se na fácies equigranular média a grossa e na fácies equigranular média a fina (até 40 ppm). Já os valores mais elevados da concentração de tório encontram-se na fácies heterogranular média a grossa (até 60 ppm).

Os valores da concentração de tório, em ppm, obtidos a partir do programa *SURFER 8.0* são: a) máximo: 59,50; b) médio: 22,15 e; c) mínimo: 7,55. Esses valores são da mesma ordem de grandeza dos obtidos por Buffon (2002).

Os teores de urânio no solo determinados com RS 125, tratados com o programa gráfico *SURFER 8.0* e sobrepostos aos mapas geológicos geraram a Figura 21, mapa regional da Suíte Encruzilhada do Sul, e a Figura 22, mapa das fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, onde são apresentadas as curvas de isovalores para os teores de urânio, em ppm.

Observando-se a Figura 21, mapa regional da Suíte Encruzilhada do Sul, verifica-se que os menores valores da concentração de urânio encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita (até 3,5 ppm). Já os valores mais elevados encontram-se na Suíte Encruzilhada e na Suíte Piquiri (até 11 ppm).

Observando-se a Figura 22, mapa das fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, verifica-se que os menores valores da concentração de urânio encontram-se na facie equigranular média a grossa e na facie equigranular média a fina (até 7 ppm). Já os valores mais elevados encontram-se na facie heterogranular média a grossa (até 11 ppm).

Os valores da concentração de urânio, em ppm, obtidos neste trabalho, a partir do programa *SURFER 8.0* são: a) máximo: 10,80; b) médio: 3,55 e; c) mínimo: 0,55. Esses valores são da mesma ordem de grandeza dos obtidos por Buffon(2002).

Os correspondentes níveis de radiação medidos com o detector RS-125, em nSv/h e apresentados no Anexo D, Tabela 14, são sempre muito superiores aos mostrados na Figura 7 ($3,6 \mu\text{R/h} \approx 36 \text{ nSv/h}$).

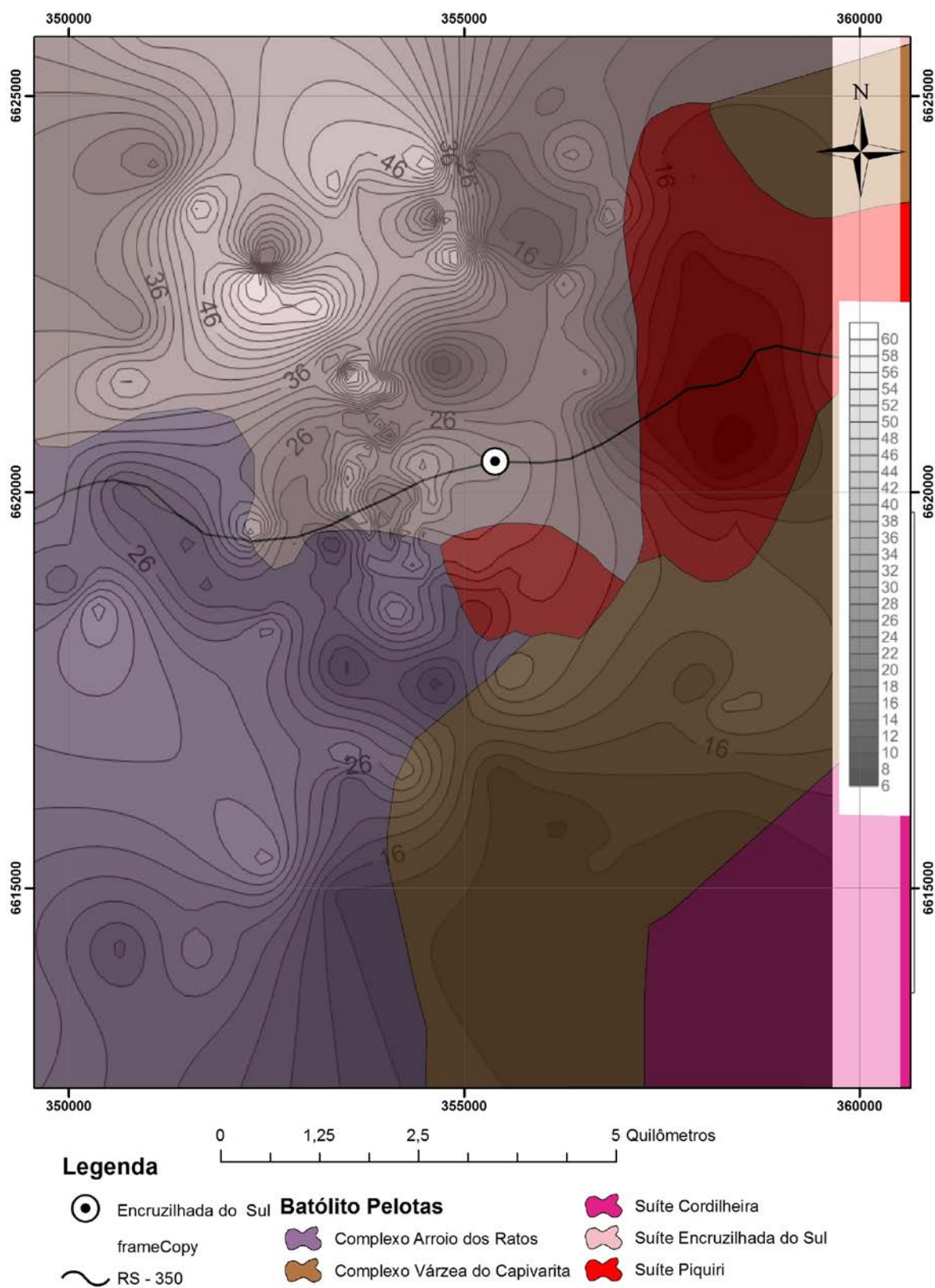


Figura 19 - Curvas de isovalores, para os teores de tório, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.

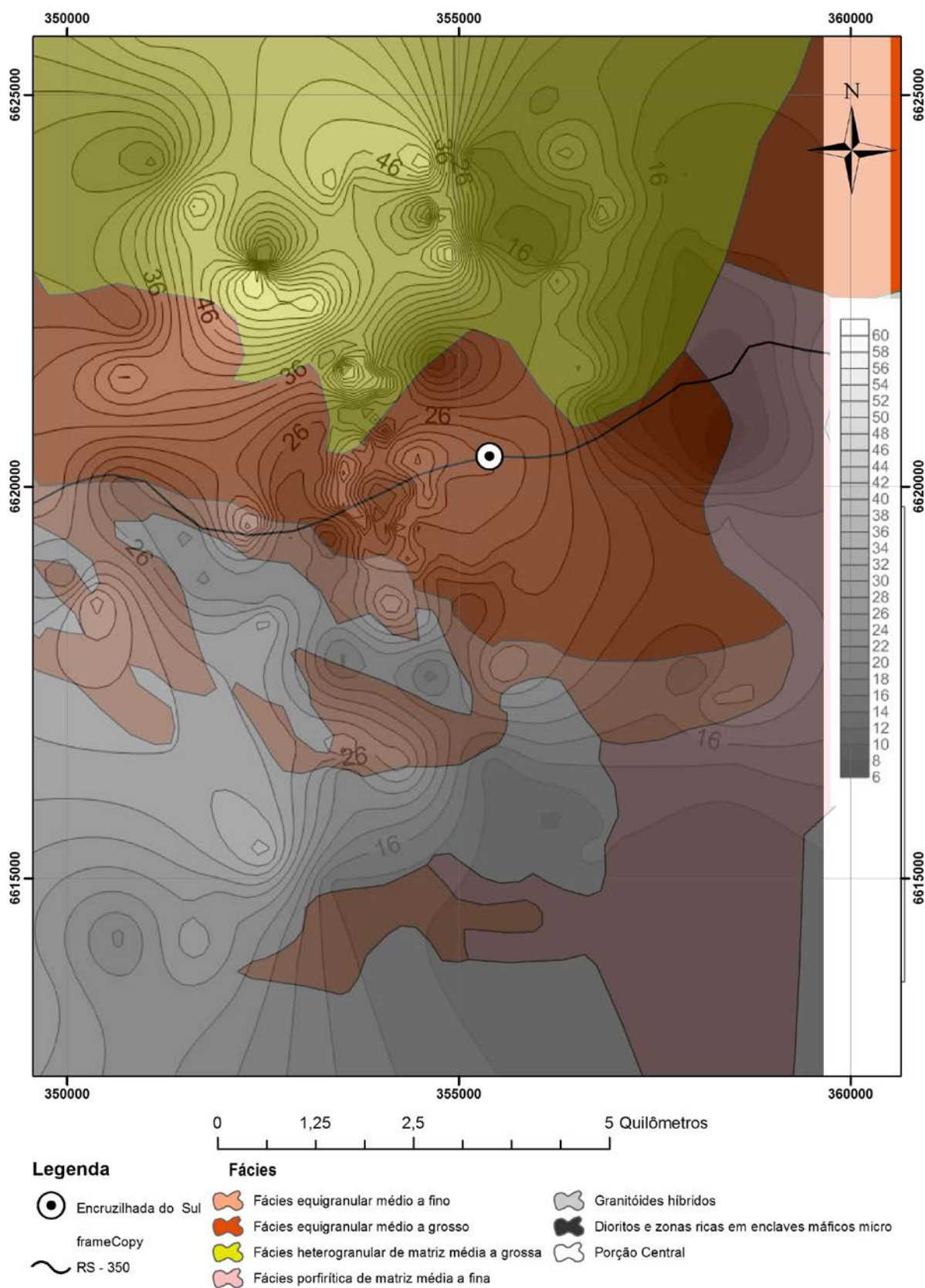


Figura 20 - Curvas de isovalores, para os teores de tório, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.

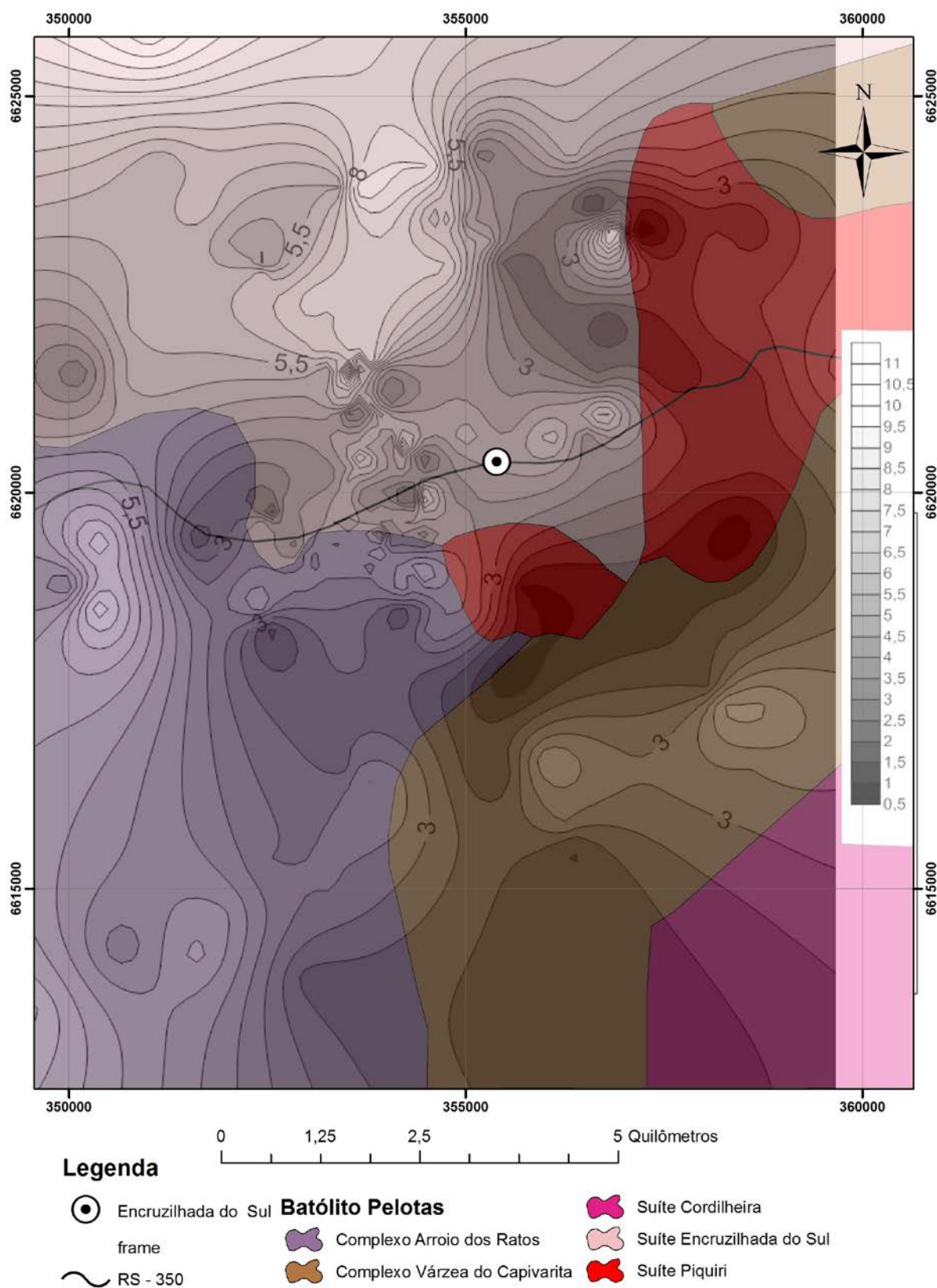


Figura 21 - Curvas de isovalores, para os teores de urânio, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.

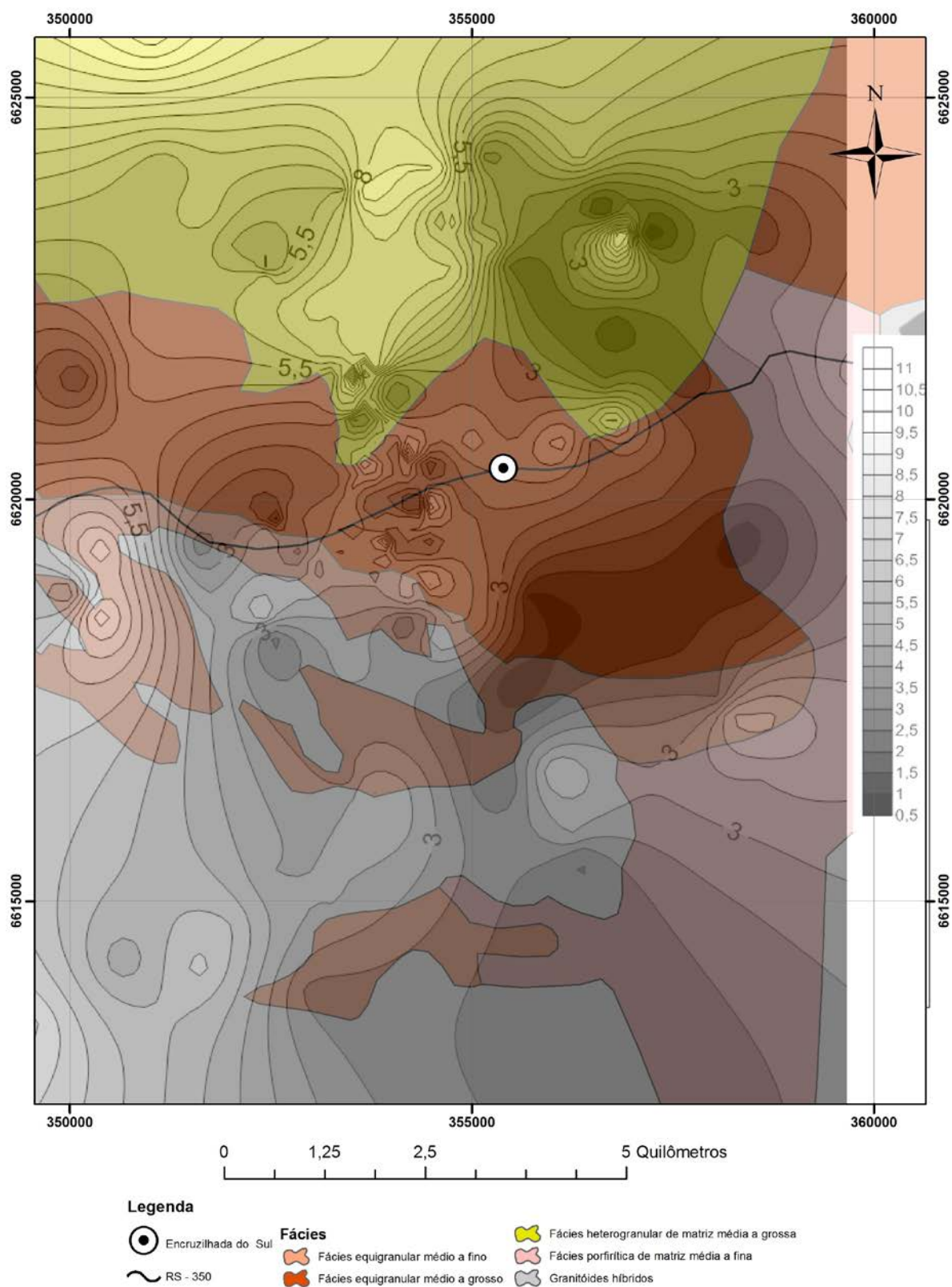


Figura 22 - Curvas de isovalores, para os teores de urânio, em escala de cinza, em ppm. Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.

6.2 Concentrações de Radônio na Água e no Solo

- Concentrações de radônio na água.

Para realização das medidas da concentração de radônio em águas, foram coletadas quatro amostras de águas e, determinadas as respectivas concentrações de radônio, essas corrigidas para os respectivos horários da coleta. A determinação das concentrações de radônio em água foi feita com o equipamento AlphaGUARD, devidamente montado para tal finalidade.

A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos para concentração de radônio em águas, em kBq/m³, e as coordenadas geográficas dos pontos de coleta.

Tabela 8 - Valor da concentração de radônio em águas, em kBq/m³, e as coordenadas geográficas dos pontos de coleta.

Amostra	Coordenadas	Concentração de Radônio em Águas (kBq/m ³)	Incerteza (kBq/m ³)
1	0353552/6621120	38,4	± 5,0
2	0353542/6621163	239,0	± 4,2
3	0354744/6619259	255,4	± 6,3
4	0354744/6619259	322,3	± 7,9

Amostra 1 - Coordenadas 0353552/6621120 - Cacimba mais afastada da residência: 38,4 ± 5,0 kBq/m³. Água utilizada para o consumo dos animais e na agricultura.

Amostra 2 - Coordenadas 0353542/6621163 - Cacimba mais próxima da residência: 239,0 ± 4,2 kBq/m³. Água utilizada para consumo doméstico, e armazenada em caixa d'água.

Amostra 3 – Coordenadas 0354744/6619259 - Poço de água subterrânea da CORSAN: $255,4 \pm 6,3$ kBq/m³. Água utilizada para consumo doméstico da população do município, armazenada em caixa d'água.

Amostra 4 – Coordenadas 0354744/6619259 - Poço de água subterrânea da CORSAN: $322,3 \pm 7,9$ kBq/m³. Água utilizada para consumo doméstico da população do município, armazenada em caixa d'água.

A diferença nos resultados entre a Amostra 1 e a Amostra 2 pode ser devido à diferença real entre as características do aquífero que abastecem as cacimbas e, possivelmente, à emanção do radônio da própria cacimba.

O resultado da Amostra 3 indica uma provável emanção de radônio durante a coleta, pois deveria ser estatisticamente igual ao da Amostra 4. A observação importante aqui é que estes resultados de radônio em água indicam que o aquífero está em uma rocha com elevado teor de Ra-226, coerente com as demais informações referentes à radioatividade natural em Encruzilhada do Sul, conforme esperado e previsto na literatura.

Diversos estudos foram realizados em áreas que possuíam altas concentrações de radônio e mostraram que 37 kBq/m³ de radônio em águas de serviço pode gerar uma concentração de 3,7 Bq/m³ no interior de residências (Hess, 1985). Além disso, o Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos da Radiação Atômica publicou, em sua edição de 2000 que o radônio dissolvido na água entra nas residências, durante o uso da água, por meio de emanção. Em média, concentrações de radônio na água de 10 kBq/m³ implicam na contribuição de 1,0 Bq/m³ de radônio no ar, ou seja, um fator de 10.000 (UNSCEAR, 2000).

Sendo assim, a água da Amostra 2 (utilizada para consumo doméstico) geraria uma contribuição de 24 Bq/m³ de radônio no ar de ambientes interno. Já a água da Amostra 4 (distribuída pela CORSAN e utilizada para consumo doméstico) geraria uma contribuição de 32 Bq/m³ de radônio no ar de ambientes internos.

- Concentrações de radônio no solo.

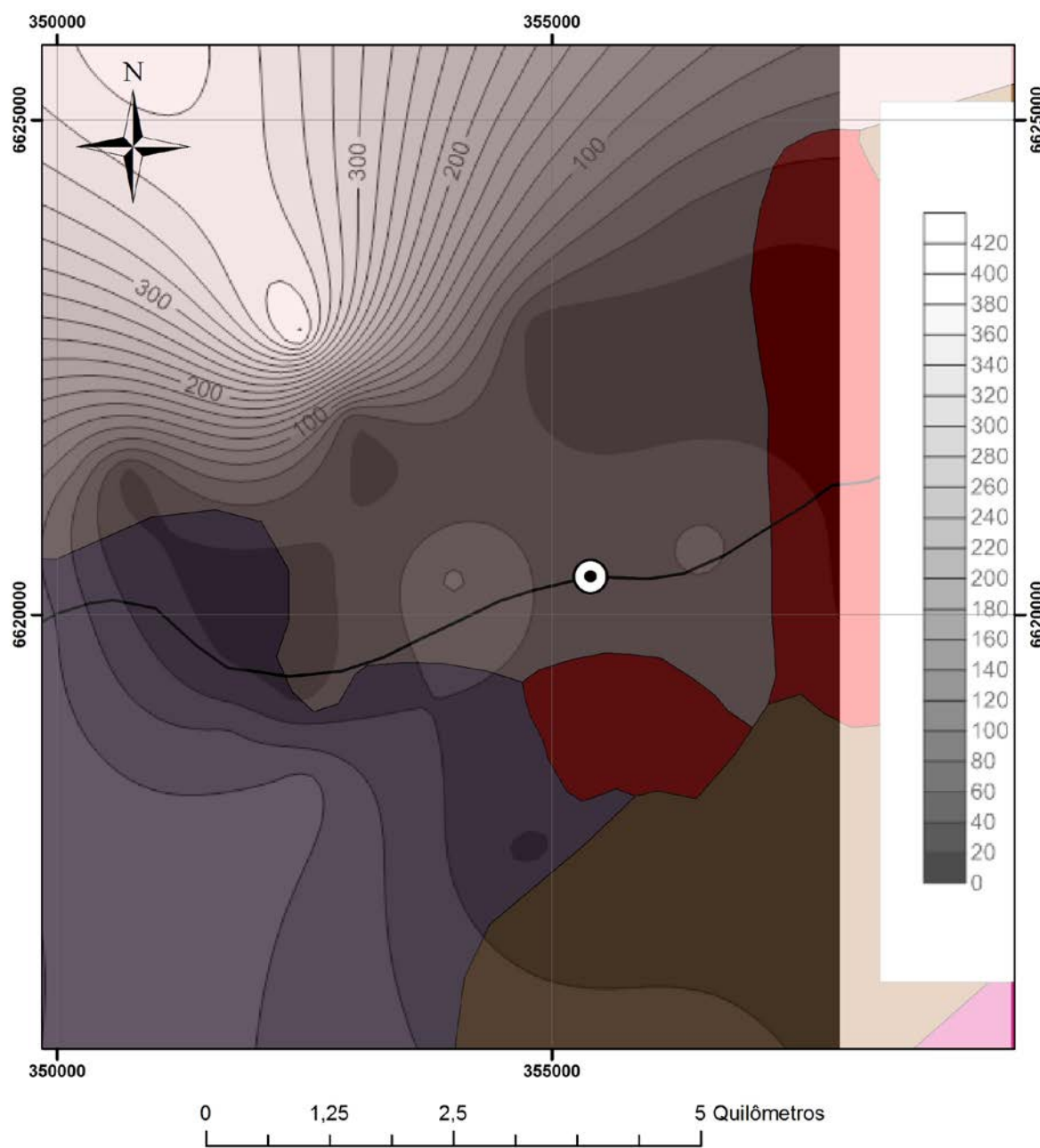
As concentrações de Radônio no solo determinadas com o AlphaGUARD e a sonda para detecção de gás em solo (*soil gas probe*), tratadas com o software SURFER 8 e sobrepostos ao mapa geológico regional da Suíte Encruzilhada do Sul, e ao mapa das fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, geraram as Figuras 23 e 24, respectivamente, onde são apresentadas as curvas de isovalores para as concentrações de radônio no solo, em kBq/m³.

Observando-se a Figura 23, mapa regional da Suíte Encruzilhada do Sul, vemos que os menores valores da concentração de radônio no solo encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita (até 136 kBq/m³). Já os valores mais elevados encontram-se na Suíte Encruzilhada (até 408 kBq/m³).

Pode ser observado na Figura 24, mapa das fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, que os menores valores da concentração de radônio nos gases do solo encontram-se na facie equigranular de média a grossa e na facie equigranular de média a fina (até 272 kBq/m³). Já os valores mais elevados encontram-se na facie heterogranular de média a grossa (até 408 kBq/m³).

Os valores da concentração de radônio no solo, em kBq/m³, obtidos a partir do programa *SURFER 8.0* são: a) máximo: 408,0; b) médio: 64,0 e; c) mínimo: 10,0.

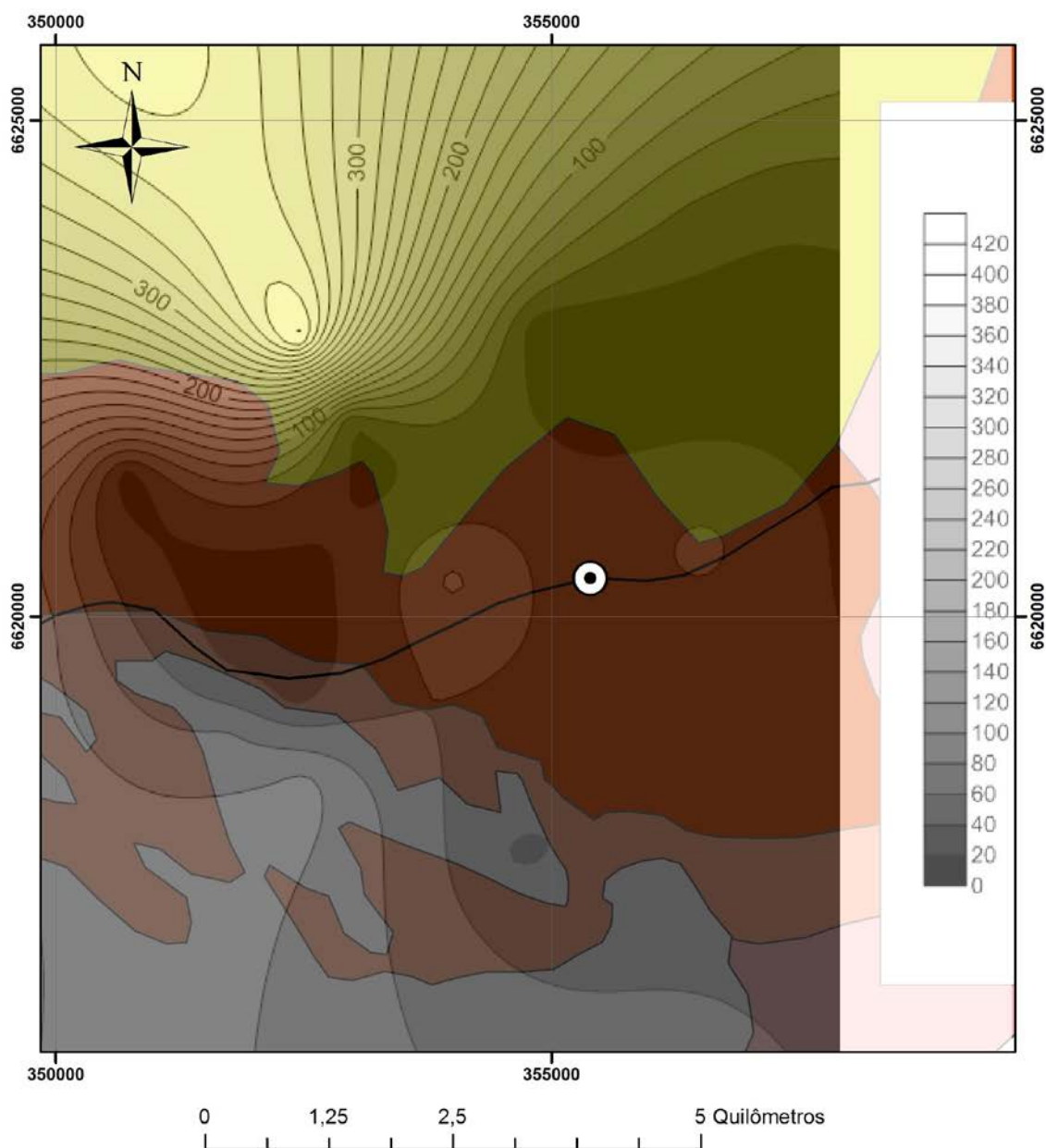
Segundo Eisenbud & Gessel (1997) o radônio ocorre naturalmente em solos na faixa típica de 4,0 a 40 kBq/m³ e na atmosfera na faixa típica de 4,0 a 19 Bq/m³. No Brasil, estima-se que a concentração média anual do Rn-222 no ar varie de 0,6 a 28 Bq/m³ (IPEN, 2002). Os valores obtidos para a área em estudo são mais elevados do que os sugeridos por Eisenbud & Gessel (1997).



Legenda

- | | | | | | |
|--|---------------------|-------------------------|-------------------------------|-------------------|---------------------------|
| | Encruzilhada do Sul | Batólito Pelotas | | Suíte Cordilheira | |
| | RS - 350 | | Complexo Arroio dos Ratos | | Suíte Encruzilhada do Sul |
| | | | Complexo Várzea do Capivarita | | Suíte Piquiri |

Figura 23 - Curvas de isovalores, para a concentração de radônio nos gases do solo, em escala de cinza, em kBq/m^3 . Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.



Legenda

- Encruzilhada do Sul **Fácies**
 RS - 350
- | | |
|--|--|
| | Fácies equigranular médio a fino |
| | Fácies equigranular médio a grosso |
| | Fácies heterogranular de matriz média a grossa |
| | Fácies porfirítica de matriz média a fina |
| | Granitóides híbridos |
| | Dioritos e zonas ricas em enclaves máficos micro |
| | Porção Central |

Figura 24 - Curvas de isovalores, para a concentração de radônio no solo, em escala de cinza, em kBq/m^3 . Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.

Lara *et al.* (2015), em estudos realizados na região metropolitana de Belo Horizonte, que está inserida numa grande unidade geológica chamada Craton São Francisco, mostraram que as concentrações de radônio presentes nos gases do solo, considerando a densidade do solo como 1000kg/m^3 , correlacionam-se com os teores de Ra-226 no solo, conforme pode ser observado na Figura 25.

Uma vez que o Craton São Francisco é tectonicamente estável desde o fim da era paleoproterozoica (entre 2.5 Ga e 1.6 Ga, ou seja, bilhões de anos), pode-se inferir que a concentração de U-238 encontra-se em equilíbrio radioativo secular com a concentração de Ra-226 no solo e, conseqüentemente, com a de Rn-222 nos gases do solo.

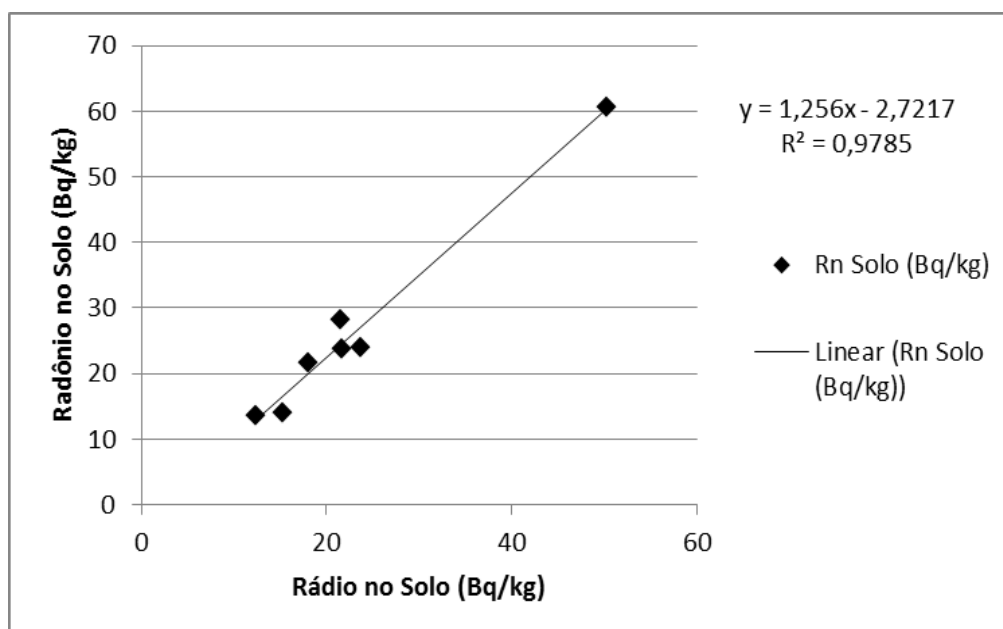


Figura 25 – Relação entre as Concentrações de Rn-222 nos gases contidos no solo e de Ra-226 no solo da Região Metropolitana de Belo Horizonte.

No entanto, os resultados obtidos no presente trabalho não indicaram correlação alguma entre U-238 no solo e Rn-222, nos gases contidos do solo, conforme mostra a Figura 26. Isto pode ser interpretado como decorrência do desequilíbrio radioativo entre o U-238 e o Ra-226 no solo.

Esse desequilíbrio radioativo pode ser explicado pelo fato de que muitos processos geológicos provocam fracionamentos químicos e provocando a dispersão

de radionuclídeos da cadeia do U-238. Ademais, esses desvios do equilíbrio radioativo secular, mais marcantes na biosfera, podem indicar que os isótopos de rádio têm seus próprios caminhos geoquímicos que podem ser tanto função dos nuclídeos pais como podem ser independentes. Em alguns casos, a introdução de Ra-226 no solo estudado pode ter ocorrido por meio de águas de superfície e subterrâneas, por exemplo.

As suítes graníticas Eral, Piquiri, Encruzilhada do Sul e Dom Feliciano, se formaram nos estágios finais da evolução do cinturão Dom Feliciano (650-550 Ma), devido a uma intensa granitogênese (610 e 570 Ma). As rochas presentes na região de Encruzilhada do Sul/RS são jovens e, conseqüentemente, a família do U-238 nelas contidas não atingiu o equilíbrio radioativo secular.

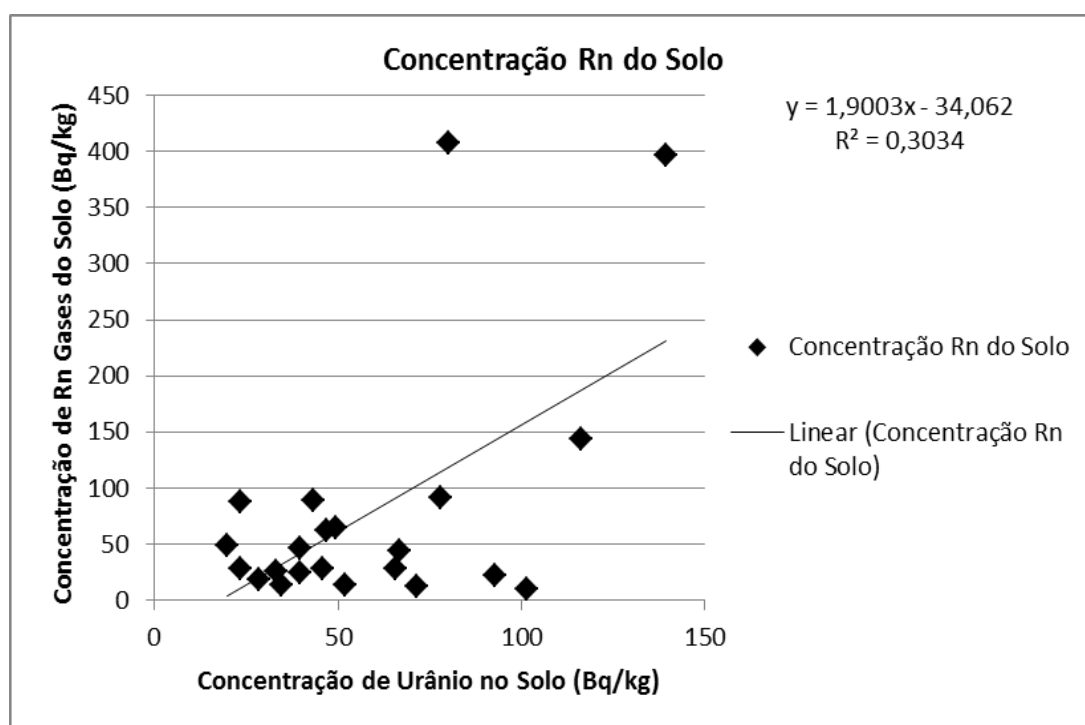


Figura 26 - Relação entre as Concentrações de U-238 no solo e Rn-222 nos gases contidos no solo, em Bq/kg, da Região de Encruzilhada do Sul/RS.

6.3 Concentrações de Radônio no Ar

Foram instalados 260 detectores CR-39 em 124 residências do município de Encruzilhada do Sul, para monitoramento de radônio em ar, tendo lá permanecido

por cerca de três meses, no período de 17/12/14 a 12/01/2015 até o período de 23/03/2015 a 26/03/2015.

Esses 260 detectores CR 39 foram tratados, revelados e contados com o auxílio do sistema de dosimetria de radônio e nêutrons, *TASLimagem*, do LAPOC/CNEN.

As leituras dos detectores CR39 foram feitas pelo LAPOC/CNEN e as concentrações de radônio no ar do interior de residências assim obtidas, tratadas com o programa gráfico *Surfer 8.0*, foram sobrepostas ao mapa geológico regional da Suíte Encruzilhada do Sul, e ao mapa das fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, Figuras 27 e 28, respectivamente, onde são apresentadas as curvas de isovalores para as concentrações de radônio no ar, em Bq/m³.

Pode ser observado na Figura 27, mapa regional da Suíte Encruzilhada do Sul, que os menores valores da concentração de radônio no ar encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita (até 58 Bq/m³). Já os valores mais elevados encontram-se na Suíte Encruzilhada (até 174 Bq/m³).

Pode ser observado na Figura 28, mapa das fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, que os menores valores da concentração de radônio no ar encontram-se na facie equigranular média a grossa e na facie equigranular média a fina (até 116 Bq/m³). Já os valores mais elevados encontram-se na facie heterogranular média a grossa (até 174 Bq/m³).

Os valores máximo, médio e mínimo da concentração de radônio no ar do interior de residências, em Bq/m³, calculados a partir do programa *SURFER 8.0* são: 173,50; 48,70 e 16,30, respectivamente. Esses valores foram empregados para estimar a dose por inalação de radônio a que a população do Município de Encruzilhada do Sul está submetida e o conseqüente risco radiológico de desenvolvimento de câncer fatal.

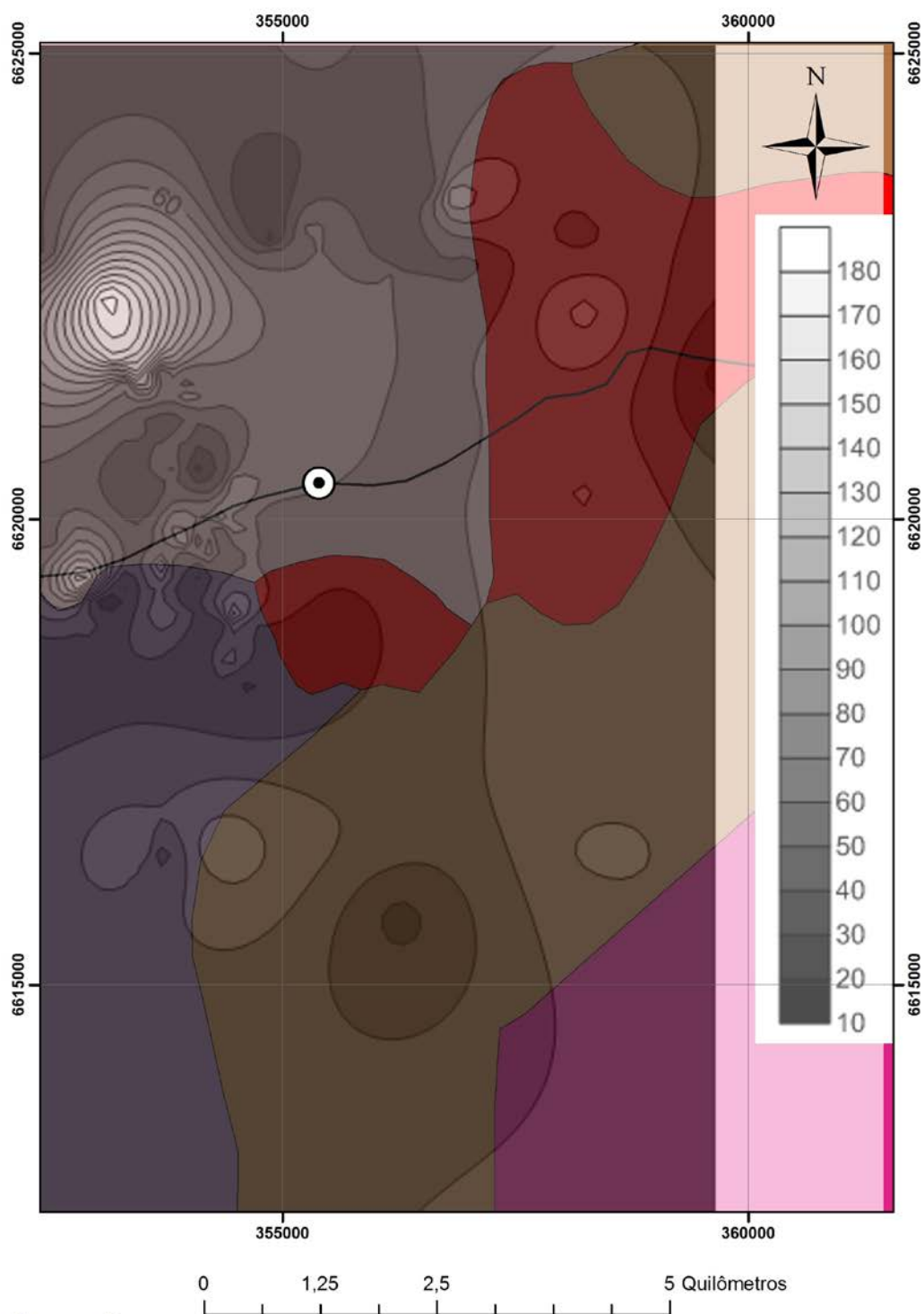
A WHO (2009) recomenda que as concentrações de radônio em ambientes internos sejam inferiores a 100 Bq/m³. Além disso, recomenda que as medidas das concentrações em ambientes internos devem ser feitas em dois

períodos: primavera-verão e outono-inverno. Já a EPA (2000) sugere a ação de intervenção em residências com valores de concentração acima de 148 Bq/m³.

Em edição anterior do ICRP, datada de 1993, ficou estabelecido, que concentrações de radônio no ar de até 200 Bq/m³ eram consideradas aceitáveis, de 200 a 400 Bq/m³ requeriam atenção, de 400 a 600 Bq/m³ requeriam remediação e, por último, aquelas acima de 600 Bq/m³ implicariam em intervenção. Esses valores foram posteriormente substituídos pelo parâmetro único de 300 Bq/m³, que está de acordo com as novas recomendações da OMS (WHO, 2009) e da AIEA (2014).

As concentrações de radônio em ambientes internos determinadas neste trabalho, tanto média (48,70 Bq/m³) como mínima (16,30 Bq/m³), estão abaixo das estipuladas pela WHO (2009), isto é, inferiores a 100 Bq/m³. Já o valor máximo de concentração de radônio medido em residência (173,50 Bq/m³) está acima do limite estabelecido pela WHO, porém, abaixo do nível de referência estabelecido pela AIEA (2014) de 300 Bq/m³.

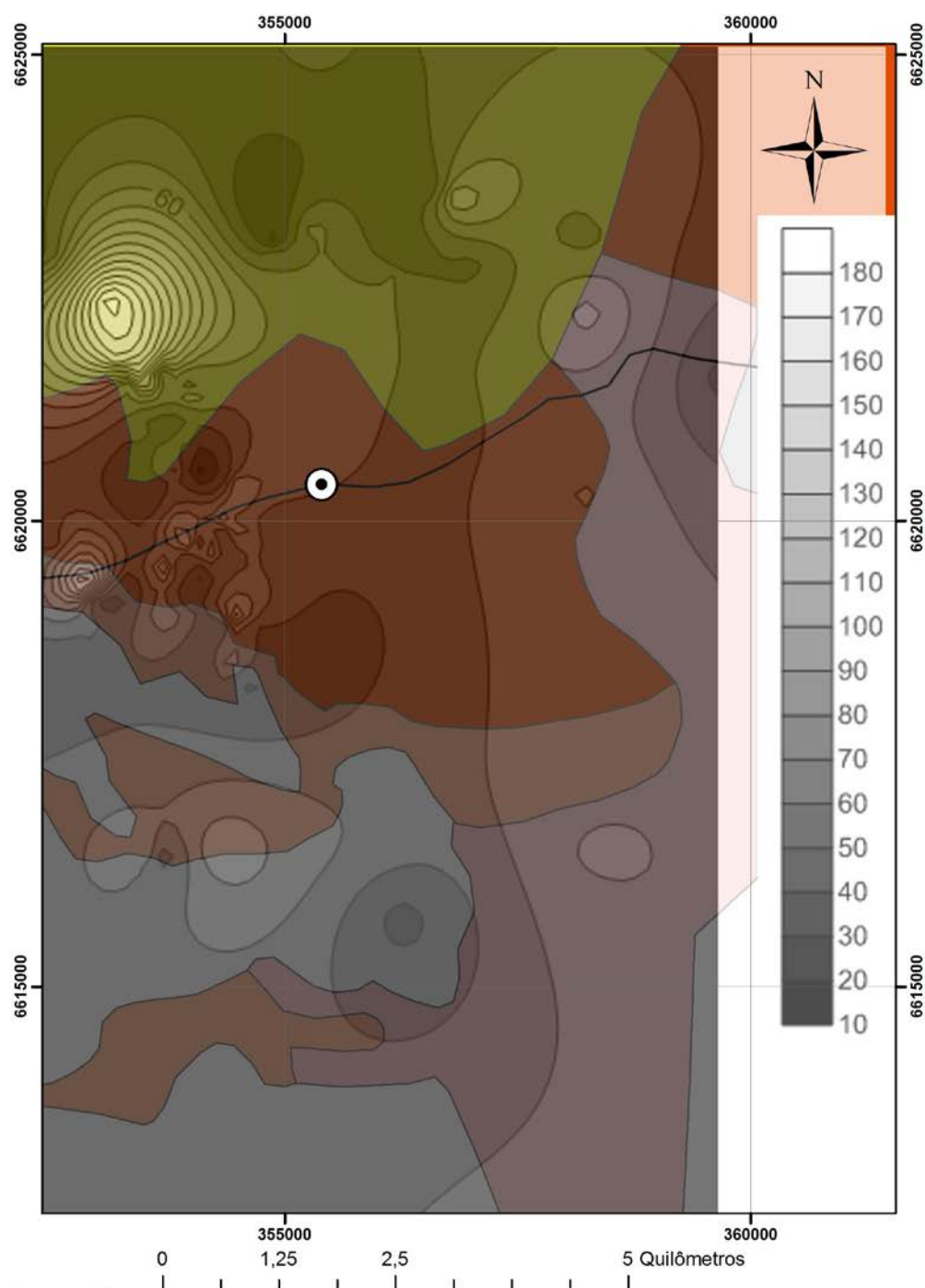
As concentrações de radionuclídeos de origem natural na maioria das rochas exploradas pelo seu conteúdo mineral (exceto o minério de urânio), não são significativamente maiores às presentes no solo da região. A concentração de radônio no ar é influenciada por fatores relacionados com a emissão (a porosidade da rocha, fluxo de ar e/ou água contendo radônio) e a remoção do radônio do ambiente (condições do sistema de ventilação).



Legenda

- | | | | | | |
|---|---------------------|-------------------------|-------------------------------|-------------------|---------------------------|
| ⊙ | Encruzilhada do Sul | Batólito Pelotas | 👉 | Suíte Cordilheira | |
| ~ | RS - 350 | 👉 | Complexo Arroio dos Ratos | 👉 | Suíte Encruzilhada do Sul |
| | | 👉 | Complexo Várzea do Capivarita | 👉 | Suíte Piquiri |

Figura 27 - Curvas de isovalores, para as concentrações de radônio no ar, em escala de cinza, em Bq/m³. Mapa Local da Suíte Encruzilhada do Sul.



Legenda

- | | | | |
|---|------------------------------------|---|--|
|  | Encruzilhada do Sul |  | Fácies heterogranular de matriz média a grossa |
|  | RS - 350 |  | Fácies porfírica de matriz média a fina |
| facies | |  | Granitóides híbridos |
|  | Fácies equigranular médio a fino |  | Dioritos e zonas ricas em enclaves máficos micro |
|  | Fácies equigranular médio a grosso |  | Porção Central |

Figura 28 - Curvas de isovalores, para as concentrações de radônio no ar, em escala de cinza, em Bq/m^3 . Mapa Local das Fácies da Suíte Encruzilhada do Sul.

Assim, as concentrações de atividade do radionuclídeo pai da cadeia de decaimento (U-238) no minério, embora de relativamente fácil determinação experimental, tende a ter uso limitado em prever as concentrações de radônio no ar, considerando a hipótese de equilíbrio radioativo entre U-238 e Rn-222. Este fato é ilustrado na Figura 29, que apresenta a concentrações de radônio em três tipos de atividades de mineração. Pode também ser observado nessa figura como o nível de referência de 300 Bq/m^3 estabelecido para o radônio pela AIEA (2014) pode ser muito excedido, mesmo quando as concentrações de U-238 no minério sejam muito baixas. Dependendo de fatores tais como tempo de exposição e fator de equilíbrio entre o radônio e seu progenitor, Ra-226, a dose de radiação recebida por um trabalhador em tais circunstâncias poderia se aproximar ou mesmo exceder o limite de dose anual estabelecido para indivíduos ocupacionalmente expostos pela CNEN, qual seja, 20 mSv. Estas considerações aplicam-se igualmente aos locais de trabalho com características semelhantes às de minas subterrâneas, por exemplo, túneis, instalações de tratamento de água subterrânea e cavernas turísticas (IAEA, 2006).

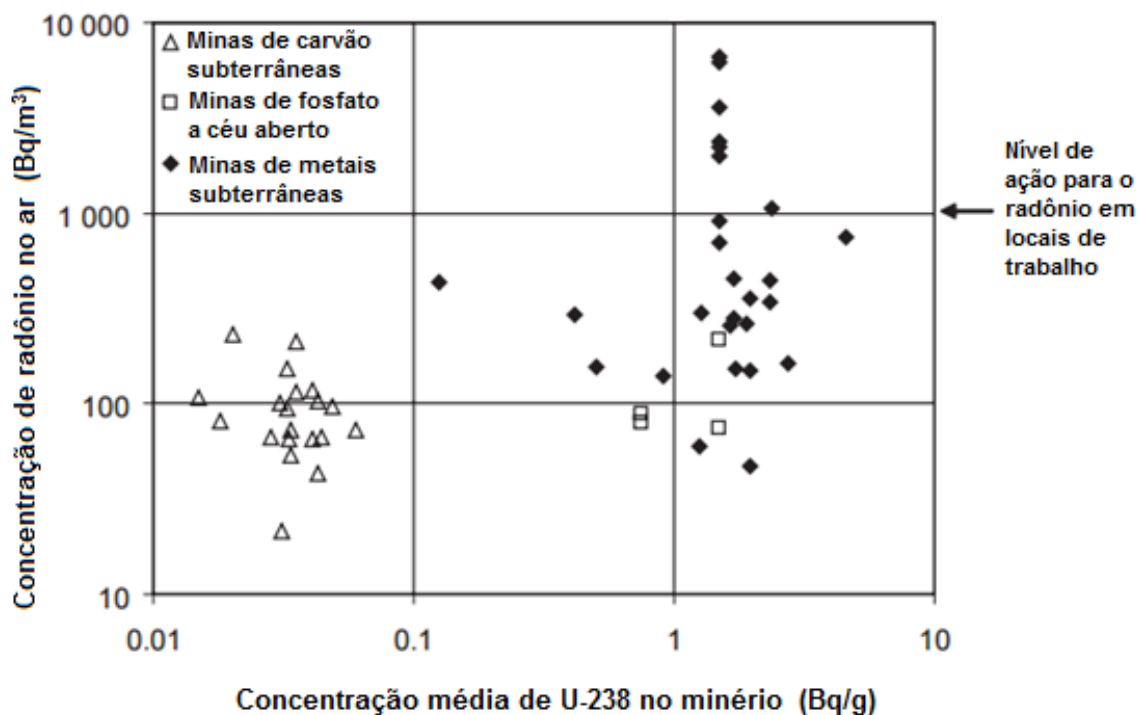


Figura 29 - Exemplos de concentrações de radônio em minas em operação.

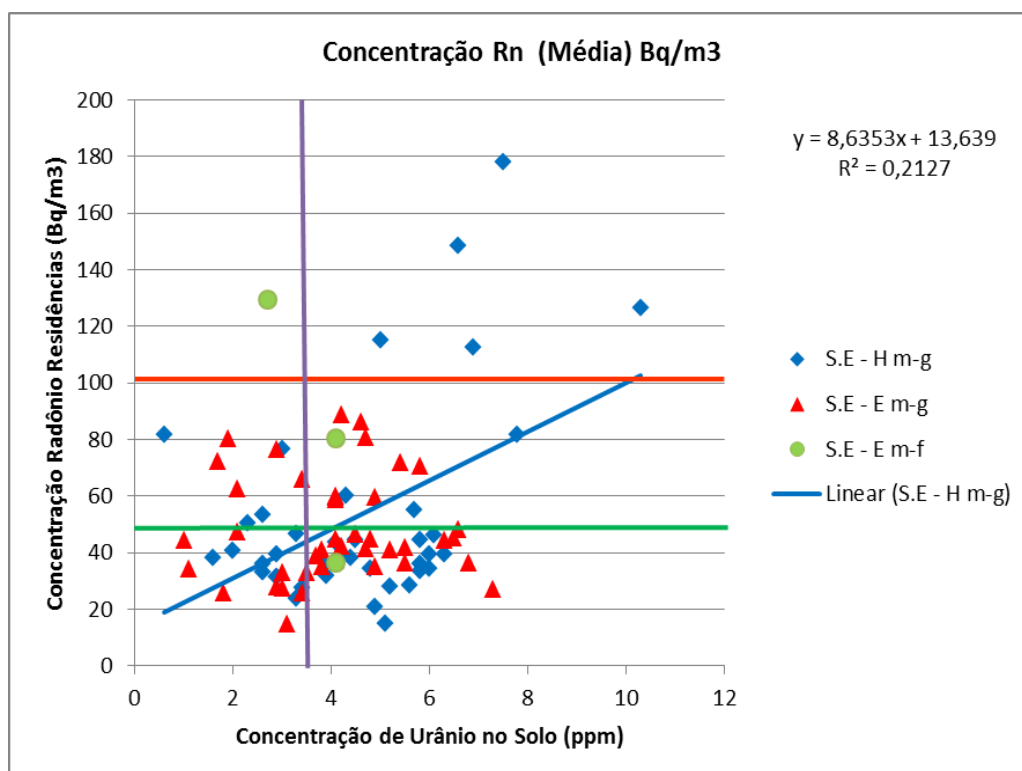
Fonte: adaptada de IAEA, 2006.

A Figura 30 apresenta todas as medidas de concentrações de radônio no ar realizadas em residências em Encruzilhada do Sul, em função das concentrações de urânio no solo, para as diferentes litologias da região estudada. As linhas horizontais vermelhas indicam o valor máximo da concentração de radônio no ar, considerado aceitável pela Organização Mundial de Saúde (WHO) e as linhas verdes indicam o valor médio de todas as concentrações desse gás medidas neste trabalho. A linha vertical roxa indica o valor médio de todas as concentrações de urânio no solo medidas neste trabalho.

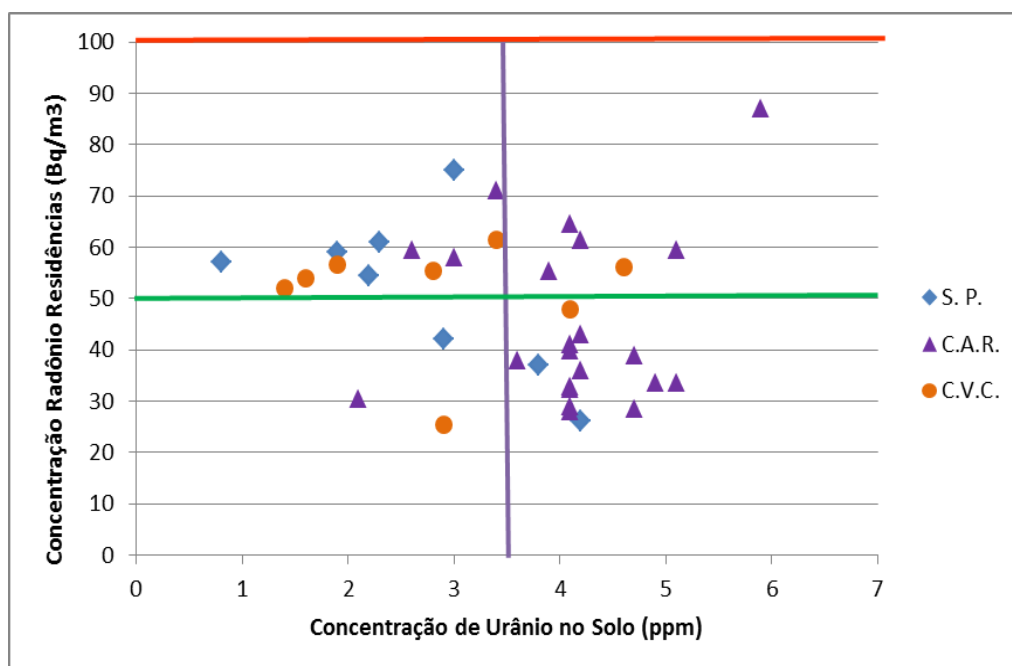
Na Figura 30 (a) são apresentados os resultados para: as fácies Heterogranular média a grossa (◆ S.E - H m-g), Equigranular média a grossa (▲ S.E - E m-g) e Equigranular média a fina (● S.E - E m-f). da Suíte Encruzilhada do Sul.

Essa Fácies é caracterizada pelo seu aspecto porfirítico, com diferenças expressivas entre o tamanho dos grãos de seus constituintes (ver petrografia). Tal característica faz com que essas rochas desenvolvam fraquezas mais predominantes e mais pronunciadas entre seus grãos, uma vez expostas ao processo intempérico, o que facilita a emissão de radônio em relação às demais fácies da mesma rocha. Isso pode indicar que, embora deva haver uma relação direta entre a concentração de radônio no ar e a de urânio no solo, visto que o radônio pertence à série de decaimento do urânio, essa relação direta das concentrações só se manifesta se as características da rocha são adequadas à emissão de radônio para o ar, isto é, a textura da rocha.

Na Figura 30 (b) são apresentados os resultados para a Suíte Piquiri (◆ S.P.), Complexo Arroio dos Ratos (▲ C.A.R.) e Complexo Varzea do Capivarita (● C.V.C). Não foi possível correlacionar a concentração de radônio no ar e a concentração de urânio no solo para as rochas apresentadas nesta figura.



(a)



(b)

Figura 30 – (a) Medidas de concentração de radônio no ar nas residências, em Bq/m³, em relação à concentração de urânio no solo, em ppm. Para três fácies da Suíte Encruzilhada do Sul, e (b) para a Suíte Piquiri (◆ S.P.), Complexo Arroio dos Ratos (▲ C.A.R.) e Complexo Várzea do Capivarita (● C.V.C).

6.4 Doses e os Riscos Radiológicos Associados.

O risco associado à exposição ao radônio no interior de residências não é tratado no Brasil da mesma forma que em países da América do Norte e Europa. Porém, com a preocupação crescente da questão da qualidade do ar nos ambientes, tem-se observado um maior interesse da área acadêmica nos últimos anos, o que poderá contribuir para uma reflexão das autoridades governamentais sobre a importância desse tema.

Estudos catalogados pelo UNSCEAR (2006) sobre concentrações média e máxima de radônio no ar, abrangendo alguns países, mostram que alguns valores encontram-se abaixo dos níveis aceitáveis em ambientes internos, enquanto outros excedem esses níveis, tendo sido reportado, no caso brasileiro, os valores médio e máximo de 82 Bq/m³ e 310 Bq/m³, respectivamente.

A Tabela 9 apresenta a média aritmética e o valor máximo das concentrações de radônio no ar em ambientes internos, expressas em Bq/m³, reportados por outros estudos brasileiros e internacionais. A título de comparação, foram incluídos os resultados deste estudo, realizado em Encruzilhada do Sul/RS.

De posse dos valores de concentração de radônio, C_{Rn} , medidos no interior de residências, em Bq/m³, foram calculados os valores de dose anual de radiação decorrente da inalação de radônio, D , em mSv/a, e de risco radiológico, R , a que os moradores da região estudada estão expostos. Para o cálculo de Dose, a seguinte expressão foi empregada:

$$D = C_{Rn} \cdot t \cdot f \cdot FCD$$

sendo f o fator de equilíbrio do radônio com seus filhos, considerado 0,4 para ambientes internos e t o tempo de exposição, em horas, considerado 7000 h por ano. O fator de conversão de dose, FCD é dado por $\left(\frac{9nSv}{Bq \cdot h \cdot m^{-3}}\right)$, e que leva em consideração o produto da dose devida à inalação de radônio que corresponde à energia absorvida de 1 J, qual seja, 2Sv/J, pela energia alfa potencial de Rn-222 em

equilíbrio com seus filhos, expressa em $(\text{J}/\text{m}^3)/(\text{Bq}/\text{m}^3)$, qual seja $5,54 \times 10^{-9} \text{ J}/\text{Bq}$ e pela taxa de respiração, considerada como da ordem de $0,8 \text{ m}^3/\text{h}$ (UNSCEAR, 2000).

Tabela 9 - Média aritmética e valor máximo das concentrações de radônio, obtidos em estudos brasileiros e internacionais.

Fonte: adaptada de Antoniazzi, 2013.

Local	Autor/Ano	Média Aritmética (Bq/m ³)	Valor Máximo (Bq/m ³)
Área rural de Poços de Caldas (MG)	Amaral, 1992	204	1046
Área rural de Poços de Caldas (MG)	Veiga, 2003	220	1024
Área urbana de Poços de Caldas (MG)	Veiga, 2003	61	920
Poços de Caldas (MG)	Neman, 2004	133	330
Região Metropolitana de BH (MG)	Santos, 2010	108	2664
Monte Alegre (PA)	Melo, 1999	116	338
São Paulo (SP)	Da Silva, 2005	131	615
Campo Largo (PR)	Corrêa, 2006	186	637
Encruzilhada do Sul (RS)	Santos, 2017	49	174
Outros países			
Argentina	Antoniazzi, 2013	35	211
Cuba	Antoniazzi, 2013	7,7	15,3
Paraguai	Antoniazzi, 2013	28	51
Índia	Antoniazzi, 2013	57	210
Indonésia	Antoniazzi, 2013	35	165
Islândia	Antoniazzi, 2013	10	26
Áustria	Antoniazzi, 2013	99	190
Nova Zelândia	Antoniazzi, 2013	22	80

O risco radiológico de desenvolver um câncer mortal R , é estimado a partir da dose anual decorrente da inalação de radônio, D , em mSv/a, multiplicada por 50 anos e pelo, fator de conversão dose-risco, 0,05/Sv, conforme ICRP (1993) e ICRP (2007). Assim:

$$R = D.50.\frac{0,05}{Sv}.10^{-3}$$

É oportuno observar que a expressão fator de risco é usada para definir a chance de uma pessoa sadia desenvolver uma doença, quando exposta a determinados fatores ambientais ou quando apresente fatores hereditários que propiciem a manifestação dessa doença. Tipos distintos de fatores de risco podem ocasionar o mesmo tipo de doença, por exemplo, tabagismo e obesidade são fatores de risco distintos que podem induzir o desenvolvimento de tumores cancerígenos, além de doenças cardiovasculares e respiratórias. Ou seja, vários fatores de risco podem estar envolvidos na origem de uma mesma doença. Estudos mostram, por exemplo, a associação entre álcool, tabaco e chimarrão e o câncer da cavidade oral. (INCA, 2002).

Cerca de 80% dos casos de câncer estão relacionados ao meio ambiente, onde diversos fatores de risco são encontrados. Entende-se por ambiente o meio em geral (água, terra e ar), o ambiente ocupacional (indústrias químicas e outros locais de trabalho), o ambiente de consumo (alimentos, medicamentos) e o ambiente social e cultural (estilo e hábitos de vida). Eles podem determinar diferentes tipos de câncer. (INCA, 2002).

A Tabela 10 apresenta os valores máximo, médio e mínimo, da concentração de radônio no ar, em Bq/m³, encontrados nas residências da região estudada, bem como os valores calculados de dose, em mSv/a e de risco radiológico para não fumantes, em %. Pode ser observado nessa tabela que os moradores de Encruzilhada do Sul/RS estão sujeitos a uma dose efetiva média, em função da exposição continuada à concentração de radônio em ambiente interno, de 1,2 mSv/a, o que corresponde a 0,3% de risco de câncer fatal após 50 anos, nessas condições e na ausência de outros fatores que contribuam para o risco de câncer.

Tabela 10 - Valores máximo, médio e mínimo de concentração de radônio no ar, Dose e Risco Radiológico em residências da região estudada.

Concentração de Radônio no Ar (Bq/m³)	Dose por Inalação de Radônio (mSv/a)	Risco Radiológico Associado (não fumantes) (%)
Valor Máximo: 174,0	4,4	1,1
Valor Médio: 49,0	1,2	0,3
Valor Mínimo: 16,0	0,4	0,1

A Tabela 11 apresenta o valor médio das concentrações de radônio, em Bq/m³, a dose devido à inalação de radônio, em mSv/a, calculada conforme UNSCEAR (2000) e o risco radiológico calculado conforme ICRP (1993, 2007), para os estudos realizados no Brasil e inclui o valor de concentração de radônio no ar considerado aceitável pela UNSCEAR (2000), ou seja, 100 Bq/m³, o que corresponde a uma dose por inalação de radônio em ambientes internos de 2,52 mSv/ano, calculado conforme se segue:

$$D \text{ (Sv/a)} = C_{Rn} \cdot f \cdot t \cdot FCD = 100 \text{ Bq/m}^3 \times 0,4 \times 7000\text{h} \times 9\text{nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}/\text{m}^3) = 2,52 \text{ mSv/ano}$$

Pode ser observado na Tabela 11 que a dose média a que a população de Encruzilhada do Sul/RS está exposta devido à inalação de radônio e o risco associado são inferiores aos reportados em outros estudos realizados no Brasil.

Tabela 11 - Comparação entre Valores Médios das Concentrações de Radônio, Dose por Inalação de Radônio e Risco Radiológico Associado a não Fumantes, em Algumas Regiões Brasileiras.

(Fonte: Adaptada de Antoniazzi, 2013)

Local	Valor Médio Concentração de Radônio no Ar (Bq/m³)	Dose por Inalação de Radônio (mSv/a)	Risco Radiológico Associado (não fumantes) (%)
Valor máximo recomendado para residências pelo UNSCEAR (2000)	100	2,52	0,63
Encruzilhada do Sul (RS)	49	1,23	0,30
Área rural de Poços de Caldas (MG)	204	5,14	1,28
Área rural de Poços de Caldas (MG)	220	5,54	1,38
Área urbana de Poços de Caldas (MG)	61	1,54	0,38
Poços de Caldas (MG)	133	3,35	0,83
Região Metropolitana de BH (MG)	108	2,72	0,68
Monte Alegre (PA)	116	2,92	0,73
São Paulo (SP)	131	3,30	0,82
Campo Largo (PR)	186	4,68	1,17

7 CONCLUSÕES

O presente trabalho de pesquisa teve por objetivos: (i) a determinação dos teores de urânio e tório e das concentrações de radônio no solo, no ar em ambientes internos e na água; (ii) o estabelecimento de relações entre os teores de urânio e as concentrações de radônio no solo, à luz das características geológicas da região do município de Encruzilhada do Sul, no Estado do Rio Grande do Sul e (iii) a avaliação da dose e do conseqüente risco radiológico a que a população de Encruzilhada do Sul está exposta em função da inalação de radônio.

Procurou-se, ainda, entender melhor os processos de aumento da concentração de radônio em ambientes internos e sua distribuição nos materiais naturais (rocha, ar, solo e água), por meio da utilização de diferentes detectores, estabelecendo uma sistemática para monitoração desse gás radioativo.

Em relação ao tório, resultado das medidas realizadas mostra que os menores valores de sua concentração encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita (até 20 ppm). Isto se deve ao fato das rochas desses Complexos serem metamórficas e não terem associação expressiva com esse elemento radioativo. Já os valores mais elevados encontram-se na Suíte Encruzilhada e na Suíte Piquiri (até 60 ppm), uma vez que as rochas dessas Suítes são graníticas e têm associação com o tório.

Observou-se, também, que, na Suíte Encruzilhada, os menores valores da concentração de tório encontram-se na facie equigranular média a grossa e na facie equigranular média a fina (até 40 ppm). Já os valores mais elevados encontram-se na facie heterogranular média a grossa (até 60 ppm). Os teores de

tório medidos neste trabalho em rochas metamórficas e graníticas estão dentro do intervalo de valores reportados na literatura para essas rochas.

Em relação à concentração de urânio, resultados de medidas realizadas mostram que os menores valores encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita (até 3,5 ppm). Isto se deve ao fato das rochas desses Complexos serem metamórficas e não terem associação expressiva com esse elemento radioativo. Já os valores mais elevados encontram-se na Suíte Encruzilhada e na Suíte Piquiri (até 11 ppm), uma vez que as rochas dessas Suítes são graníticas e têm associação com o urânio.

Além disso, observou-se que na Suíte Encruzilhada do Sul, os menores valores da concentração de urânio encontram-se na facie equigranular média a grossa e na facie equigranular média a fina, (até 7 ppm). Já os valores mais elevados encontram-se na facie heterogranular média a grossa (até 11 ppm). Os teores de urânio medidos neste trabalho em rochas metamórficas e graníticas estão dentro do intervalo de valores reportados na literatura, para essas rochas.

A água da Amostra 2 (água de cacimba utilizada para consumo doméstico) apresenta concentração de radônio de 239,0 kBq/m³ o que, de acordo com o reportado na literatura, geraria uma contribuição de cerca de 24 Bq/m³ para a concentração total de radônio no ar do interior da residência. Já a água da Amostra 4 (fornecida pela CORSAN e utilizada para consumo doméstico) apresenta concentração de radônio de 322,3 kBq/m³, o que geraria uma contribuição de cerca de 32 Bq/m³ para a concentração total de radônio no ar do interior da residência, ou seja, um fator de 10⁻⁴ seria aplicável. No entanto, a água da amostra 2 retirada da cacimba é armazenada em caixa d'água, antes de ser consumida e, do mesmo modo, a água fornecida pela CORSAN (amostra 4) é armazenada em uma caixa d'água antes da distribuição à população. Assim, o radônio nela contido possui tempo suficiente para degasar (retirar gases de algum lugar ou substância) ou decair, contribuindo muito pouco (ou nada) para o aumento da concentração de radônio no ar em ambientes internos.

Os resultados de concentração de radônio em água indicam que o aquífero está em contato com uma rocha com elevado teor de Ra-226, que gera

Rn-222, por decaimento radioativo. Essa hipótese explicaria o fato de terem sido medidas concentrações de radônio no ar, extraído do solo, superiores às que seriam esperadas considerando a hipótese de equilíbrio radioativo secular.

Assim, as concentrações de Rn-222 superiores às esperadas nos gases do solo, em função das concentrações de U-238 presentes, teriam sido agregadas ao solo, onde foram realizadas as medidas, por águas contendo Ra-226 lixiviado de outras regiões e ali decaindo em Rn-222.

Em relação à concentração de radônio no solo, os resultados experimentais obtidos neste trabalho mostram que os menores valores encontram-se no Complexo Arroio dos Ratos e no Complexo Várzea do Capivarita (até 136 kBq/m³). Isto se deve ao fato das rochas desses Complexos serem metamórficas, e não terem associação expressiva com o urânio e com seus produtos de decaimento radioativo. Já os valores mais elevados encontram-se na Suíte Encruzilhada (até 408 kBq/m³), uma vez que as rochas dessa Suíte são graníticas, têm associação com o urânio e, conseqüentemente, apresentam valores elevados de concentração de radônio no solo.

Constatou-se, também, que, na Suíte Encruzilhada do Sul, os menores valores da concentração de radônio no solo encontram-se na facie equigranular média a grossa e na facie equigranular média a fina (até 272 kBq/m³). Já os valores mais elevados encontram-se na facie heterogranular média a grossa, (408 kBq/m³). Esses valores de concentração estão dentro da faixa dos reportados na literatura, para rochas graníticas.

Em relação à concentração de radônio no ar em residências, os menores valores encontram-se naquelas edificadas sobre as rochas do Complexo Arroio dos Ratos e do Complexo Várzea do Capivarita (até 58 Bq/m³). Isto se deve ao fato das rochas desses Complexos serem metamórficas e não terem associação expressiva com o urânio e com seus produtos de decaimento radioativo e, conseqüentemente, os valores de concentração de radônio no ar são baixos. Já os valores mais elevados encontram-se nas residências edificadas sobre a Suíte Encruzilhada (até 174 Bq/m³), uma vez que as rochas dessa Suíte são graníticas, têm associação com o urânio.

Observa-se, também que, na Suíte Encruzilhada do Sul, os menores valores da concentração de radônio no ar encontram-se tanto na facie equigranular média a grossa como na facie equigranular média a fina (116 Bq/m^3 , correspondendo a uma dose de $2,9 \text{ mSv/a}$). Já os valores mais elevados encontram-se na facie heterogranular média a grossa ($173,5 \text{ Bq/m}^3$, correspondendo a uma dose de $4,3 \text{ mSv/a}$). As diferenças expressivas entre o tamanho dos grãos encontrados nessa Facie propicia o desenvolvimento de fraquezas mais pronunciadas entre seus grãos, no processo de intemperismo, o que facilita a emanção de radônio em relação às demais fácies da mesma rocha.

Os valores médio e mínimo da concentração de radônio no ar em residências, 49 Bq/m^3 ($1,22 \text{ mSv/a}$) e $16,30 \text{ Bq/m}^3$ ($0,4 \text{ mSv/a}$), respectivamente, são inferiores ao valor considerado aceitável pela WHO de 100 Bq/m^3 ($2,52 \text{ mSv/a}$). O valor máximo de concentração de radônio em ambientes internos medidos neste trabalho e acima citado, no entanto, é superior a 100 Bq/m^3 , porém, inferior ao nível de referência estabelecido pela AIEA (2014) de 300 Bq/m^3 , que corresponde a uma dose por inalação de radônio de aproximadamente $7,5 \text{ mSv/a}$

Na Suite Piquiri, os teores de tório (até 60 ppm) e urânio (até 11 ppm) medidos são mais elevados dos encontrados na Suite Encruzilhada do Sul. No entanto, as concentrações de radônio no ar em residências de até 80 Bq/m^3 (2 mSv/a) são consideradas aceitáveis. Isso pode ser explicado pelo fato de que as rochas dessa Suíte são mais novas (recentes) e, possuem menos fraturas, poros e interstícios, dificultando, assim, a emanção do radônio. Além disso, a maioria dessas rochas não apresenta feições de alteração clara e expressiva geograficamente.

As concentrações de radônio no solo e no ar são influenciadas por fatores relacionados à emanção (porosidade da rocha, fluxo de ar e/ou água contendo radônio) e à remoção do radônio do ambiente (ventilação natural e condições de sistemas de ventilação, por exemplo). Com isso, as concentrações de urânio e tório no solo não são as mais adequadas para estimar as concentrações de radônio no solo e no ar.

Por outro lado, a probabilidade de detectar equilíbrio radioativo secular entre Ra-226 e Rn-222 no solo é maior, mesmo que o Ra-226 não esteja em equilíbrio com o U-238.

Os moradores de Encruzilhada do Sul/RS, por estarem sujeitos a uma concentração média de radônio no ar de 49 Bq/m^3 , apresentam 0,3% de risco de desenvolver câncer fatal após 50 anos de exposição nessas condições e na ausência de outros fatores não radiológicos que contribuam para o risco de câncer, como o fumo por exemplo. Quando comparado com outros estudos nacionais reportados na literatura, pode-se afirmar que a população de Encruzilhada do Sul/RS está exposta à menor dose anual ($1,2 \text{ mSv/a}$) e ao menor risco radiológico (0,3%).

A dose média anual, decorrente da inalação de radônio a que a população de Encruzilhada do Sul/RS está exposta não é superior ao valor aceitável pela UNSCEAR (2000), ou seja, de $2,5 \text{ mSv/a}$, e que corresponde à permanência em ambientes internos com concentração de radônio de 100 Bq/m^3 , durante 7000 horas por ano.

O conhecimento dos aspectos geológicos de uma região é uma ferramenta importante para auxiliar na identificação de áreas onde se possam esperar concentrações maiores ou menores de radônio no ambiente interno e, portanto, implantar, se necessário, medidas de proteção da população contra os efeitos nocivos associados à inalação de radônio em residências.

7.1 Sugestões para Trabalhos Futuros

A avaliação de trabalho disponível na literatura, que mostra uma boa correlação entre a concentração de Rn-222 no ar contido no solo e medidas de concentração de Ra-226 no solo, juntamente com os resultados obtidos neste trabalho de pesquisa, permitem sugerir que estimativas da concentração de Rn-222 no solo sejam feitas a partir de medidas de concentração de Ra-226, e não somente de U-238, no solo.

Caso comprovada a hipótese de equilíbrio radioativo secular por meio de considerações geológicas, o desequilíbrio porventura detectado entre concentrações de U-238 e Rn-222 no solo de uma região indicam processos de lixiviação do Ra-226 que levam ao acréscimo ou decréscimo da concentração desse radionuclídeo no solo sob estudo.

A Organização Mundial de Saúde recomenda que as medidas de concentração de radônio no interior de residências sejam realizadas em intervalos de seis meses. Este trabalho foi realizado apenas no verão (três meses), devido à limitação financeira para sua execução. Sugere-se, portanto, que os dados aqui obtidos sejam complementados por medidas realizadas nas demais estações do ano, de modo a avaliar as possíveis diferenças sazonais e seu impacto nas doses de radiação recebidas pela população de Encruzilhada do Sul devido à inalação de radônio em ambientes fechados.

A metodologia aplicada neste trabalho, envolvendo associações entre a radioatividade natural e os aspectos geológicos (litologia e pedologia) de qualquer região objeto de estudo pode ser estendida a outros trabalhos de pesquisa relacionados à monitoração radiológica ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Antoniuzzi, B. N.; Silva, N. C.; Cunha T. N.; Otero, U. B.. (2013). *Projeto Planalto Poços de Caldas: pesquisa câncer e radiação natural: incidência e comportamento de risco*. Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.
- Appleton, J. D. (2007). *Radon: sources, health risks, and hazard mapping*. Royal Swedish Academy of Sciences. v. 36, n. 1, p. 85 – 89.
- Bertolo, A.; VERDI, L. (2001). *Validation of a geographic information system for the evaluation of the soil radon exhalation potential in south-tyrol and Veneto (Italy)*. Radiation Protection Dosimetry, vol. 97, n. 4, p. 321 – 324,.
- Bonotto, D. M.. (2004). *Radioatividade nas águas: da Inglaterra ao Guarani*. São Paulo: ed. UNESP.
- Brasil. (1997). Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), Geological Survey of Canadá (GSC), e Paterson, Grant & Warson Limited (PGW).. *Brazil Airbornw Radiometric Mapping Project (BARMP)*. Technical Report and Survey Atlas, Ottawa, Canada.
- Buffon, S. A. (2002). *Integração de Dados Geofísicos e Geológicos na Avaliação Ambientale Epidemiológica de Radiações Naturais (Radônio) no Escudo Sul-Riograndense (RS – Brasil)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 173 p.
- Castro, M. S. M., Vieira, V. A., e Assunção, R. M.. (2004). *Padrões espaço-temporais da mortalidade por câncer de pulmão no Sul do Brasil*. Revista Brasileira de Epidemiologia. Vol. 7(2). pp.131-143.
- CNEN (2005). Posição Regulatória NN 3.01/007 “Níveis de Intervenção e de Ação para Exposição Crônica” comissão Nacional de Energia Nuclear, Rev.1.
- Cohen, B. L. (1980). *Health effects of radon from insulating buildings*, Health Physics, vol. 39, pp. 937-941.

- Cohen, B. L. (1992). *Compilation and integration of studies of radon levels in U. S homes by states and counties*. Critical Rev. Environmental Control, vol. 23, 243-364.
- Dickson, B. L. & Scott, K. M.. (1997). *Interpretation of Aerial Gamma-ray Surveys-assign the Geochemical Factors*. AGSO Journal of Australian Geology & Geophysics. Vol 17(2). P. 187 - 200.
- Eisenbud, M.; Gesell, T..(1997). *Environmental Radioactivity: from natural, industrial and military sources*. 4. ed. San Diego: Academic Press. Califórnia.
- EPA (1992). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Citizen's Guide to Radon"*.402-K-92-001.EPA (1992). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Consumer's Guide to Radon Reduction"*. 402-K-92-003.
- EPA (1992). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Indoor Radon and Radon Decay Product Measurements Device Protocols"*. 402-R-92-004.
- EPA (1993). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Home"*. 40.-R-92-003.
- EPA (1993).ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Home Buyer and Seller's Guide to Radon"*. 402-K-93-003.
- EPA (2006). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Consumer's Guide to Radon Reduction: How to Fix your Home"*. 402-K-06-094.
- EPA (2009). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Citizen's Guide to Radon"*.402-K-09-001.
- EPA (2009). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *"Home Buyer and Seller's Guide to Radon"*. 402-K-09-002.
- Ferreira, A. O.. (2013). *Avaliação da radioatividade natural em algumas rochas graníticas do Estado do Paraná e sua utilização na Construção Civil*. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN, São Paulo.
- Fonseca, A. C.. (1999). *Geoquímica dos Solos*. In: Guerra, A. J. T., Silva. A. S., Botelho, R. G. M. Erosão e Corrosão de Solos – Conceitos, temas e aplicações. Bertrand Brasil. Rio de Janeiro. pp.165 - 194.
- Fraenkel, M. O.. (1974). *Boletim nº 11 – Prospecção de Urânio na Região de Cerro Partido, Encruzilhada do Sul*. CNEN/DEM. RJ.
- Gregg, L. T. Holmes, J. J.. (1990). *Randon Detection and Measurement in soil andgroundwader*. In Investigations is Geophysics, nº 5. SEG. pp. 251 - 262.
- Gundersen, L. C..(1993). *Radon in sheared metamorphic and igneous rocks*. Field Studies of Radon in Rocks, Soils and Water. p. 39 - 50, Flórida.
- Heilbron Filho, P. F. L. (2017) *Comunicação Pessoal*. Solução da Equação de Bateman Empregando o *Software Mathematica*.

- Hess, C. T., Michel, J., Horto, T. R., Prichard, H. M., Coniglio, W. A. (1985). *The Occurrence of Radioactivity in Public Water Supplies in the United States*. Health Physics, vol. 48, pp.553-586.
- IAEA (1989). *Radiation Monitoring in the Mining and Milling of Radioactive Ores*. International Atomic Energy Agency. Safety Report Series n° 95, Vienna.
- IAEA (2003). *Radiation protection against radon in workplaces other than mines*. International Atomic Energy Agency. Viena.
- IAEA (2006). *Assessing the need for radiation protection measures in work involving minerals and raw materials*. International Atomic Energy Agency. Safety reports series n°. 49, Viena.
- IAEA (2012). *Sources and measurements of radon and radon progeny applies to climate and air quality studies*. International Atomic Energy Agency. Proceedings Series, Viena, Áustria.
- IAEA (2014). *Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, General Safety Requirements, n° GSR Part 3*, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP (1993). *Protection Against Radon-222 at Home and Work*. International Commission on Radiological Protection. Publication 65. Pergamon Press, Oxford and New York.
- ICRP (2007). *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiation Protection*. International Commission on Radiological Protection. Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4).
- ICRP (2009). *Application of the commission's recommendations for the protection of people in emergency exposure situations*. International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 109, vol. 39, n° 1.
- INCA (2002). *Estimativa da Incidência e Mortalidade por Câncer no Brasil*. Instituto Nacional do Câncer. Disponível em <http://www.inca.gov.br/cancer/epidemiologia/estimativa2002>.
- Jacobs, M. G.. (2012). *Enclaves microgranulares máficos e rochas híbridas associadas com os granitóides da Suíte Encruzilhada do Sul/RS*. Trabalho de conclusão de graduação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências. Curso de Geologia. <http://hdl.handle.net/10183/66302>.
- Javaroni, J. H.; Maciel, A. C. (1985) *Prospecção e pesquisa de urânio no Brasil: atuação da Nuclebrás (1975 – 1985)*. In: DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral) (Ed.) *Principais depósitos minerais do Brasil*. Brasília, v.1, p.81-7.
- Kaplan, I.. (1978). *Física Nuclear*. 2 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois.

- Kemski, J.; Siehlb, A.; Stegemannb, R.; Valdivia-Manchegob, M.. (2001). *Mapping the geogenic radon potential in Germany*. The Science of the Total Environment, The Science of the Total Environment, vol. 272, pp. 217 – 230.
- Landim, P. M. B., Monteiro, R. C., Corsi, A. C.. (2002). *Introdução à confecção de mapas pelo software SURFER*. DGA, IGCE, UNESP/Rio Claro. Laboratório de Geomatemática. Texto Didático 08, 21 pp. Disponível em <http://www.rc.unesp.br/aplicada/textodi.html>.
- Lara, E. G.. (2013). *Radônio nos gases do solo: Distribuição e correlação com litologias e pedologias da RMBH – Região metropolitana de Belo Horizonte*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, MG.
- Lara, E., Rocha, Z., Santos, T. O., Rios, F. J. and Oliveira, A. H.. (2015). *Soil Features and Indoor Radon Concentration Prediction: Radon in Soil Gas, Pedology, Permeability and Ra-226 Content*. Radiation Protection Dosimetry. Vol. 167, n° 1-3, pp. 126-129.
- Liu, S. C., Mcafee, J. R.. (1984). *Radon-222 and tropospheric vertical transport*. Journal of Geophysical Research, vol. 89, n° D5, pp.7291-7297.
- Loch, G. G., Hiromoto, G., Rodrigues Jr., O. e Bevilacqua, J. S.. (2013). *Análise de Soluções Numericas para a Equação de Bateman*. IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety – IRPA 2013. Sociedade Brasileira de Proteção Radiológica – SBPR, Rio de Janeiro/RJ.
- Lowder, W. M.. (1989). - "*Natural Environmental Radioactivity and Radon Gas*" – *Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences*, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14, 1989 – World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. – pp. 1-17.
- Mattsson, S. and Nilsson, M.. (2015). *On the Estimation of Radiation-Induced Cancer Risks from Very Low Doses of Radiation and How to Communicate these Risk* Radiation Protection Dosimetry, Vol 165, No 1-4, pp 17-21.
- Moreira-Nordemann, L. M. (1977) *Estude de la vitesse d'alteration dès roches au moyen de l'uranium utilize comme traceur naturel. Application a deux bassin Du nordest Du Bresil*. Paris. 162p. Tese (Doctorat d'État), Université Pierre et Marie Curie.
- Nazaroff, W. W. and Nero Jr., A. V.. (1988). *Radon and its Decay Products in Indoor Air*, J. Wiley, New York.
- NCRP (1988). *Measurements of Radon and Radon Daughters in Air*. National Council on Radiation Protection and Measuremnts. Report 97, NCRP Publications, New York, N.Y.
- Neuberger, J.. (1991). *Residential radon exposure and lung cancer: An overview of published studies*, Cancer Detect. Prev., vol 15, 435-443.

- Orlandi, H.I. e Moreira, J.M.L. (2009). *Estudo da Transmutação de Alguns Rejeitos Radioativos utilizando as Equações de Bateman*. International Nuclear Atlantic Conference- INAC 2009, Rio de Janeiro/RJ.
- Osmond, J. K.; Rydell, H. S.; Kaufman, M. I. (1968). Uranium disequilibrium in groundwater: an isotope dilution approach in hydrologic investigations. *Science*, v.162, p.997-9.
- Pauli, F. W.. (1975). Heavy metal humates and their behavior against hydrogen sulfide. *Soil Science*, v.119, p.98-105.
- Pereira, J. F. A., Estrada, J. J. S., Binns, D. A. C. e Urban, M.. (1983). *Técnica de Medida de Radônio no Ar Utilizando um Detector Plástico de Traços*. IRD/CNEN. RJ.
- Pertlik, F.; Roger, J. J. N.; Adams, J. A. S. Uranium. In: WEDEPOHL, K. H. (Ed.) *Handbook of Geochemistry*. Berlin: Springer Verlag, 1974.
- Philipp, R.. (2013) Material didático da disciplina Geologia de Rochas Graníticas - GEOP-069, do Programa de Pós-Graduação em Geociências/Ufrgs.
- Radiation Solutions Inc.. (2013). *RS-125/230 Super-Spec User Manual - Revision 4.00*. Ontario/Canada. Radiation Solutions Inc..
- Santos, C. E. L.. (2008). *Determinação dos processos de enriquecimento e das concentrações de radônio em minas subterrâneas de fluorita e carvão do estado de Santa Catarina: critérios para avaliação dos riscos radiológicos*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Santos, R.N., Marques, L.S., Brenha-Ribeiro, F.. (2000). *Estudo do equilíbrio Radioativo das Séries do U-238 e Th-232 em Rochas Vulcânicas das Ilhas da Trindade e de Martin Vaz*. *Geochimica Brasiliensis*, 14(1): 135-153.
- Santos, T. O.. (2010). *Distribuição da concentração de Radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, MG.
- Saphymo GmbH. (2010). *AlphaGUARD - Portable Radon Monitor. User Manual*. 10/2010. Frankfurt/Germany. <http://www.shaphymo.de>.
- Tanner, A. B.. (1978). *Radon migration in the ground: A supplementary review*, Natural Radiation Environment III, Symposium Proceeding, vol. 1, pp.5-56, Houston, Texas.
- Texas Instruments. (1973). *Projeto Aerogeofísico Camaquã: Estado do Rio Grande do Sul*. DNPM/CPRM e CNEN/CPRM. Relatório final, texto e anexo. 4 vol. RJ.
- Track Analysis Systems Ltd. (2012). *TASLIMAGE - Radon and Neutron dosimetry system*: Bristol/UK. Track Analysis Systems Ltd.

- UNSCEAR (1988). *Source, Effects and Risks of Ionizing Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, United Nations, New York.
- UNSCEAR (1993). *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York.
- UNSCEAR (2000). *Source and Effects of Ionizing Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, United Nations, New York.
- WHO (2009). *Who Handbook on Indoor Radon: A Public health Perspective*. World Health Organization. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, France.
- Wilford, J. R., Bierwirth, P. N., e Craig, M. A.. (1997). *Applications of Airborne Gamma-rar Spectrometry in Soil/Regolith Mapping and Applied Geomorphology*. AGSO Journal of Australian Geology & Geophysics. Vol. 17(2). pp. 201 - 216.

ANEXO A: QUESTIONÁRIO PARA REGISTRO DA INSTALAÇÃO DOS DETECTORES CR 39 NAS RESIDÊNCIAS.

O formulário a seguir foi utilizado para registro da instalação dos detectores CR 39, nas residências.

**ESTUDO DOS GASES DO SOLO E SUA REPERCUSSÃO NOS AMBIENTES
INTERNOS DE RESIDÊNCIAS, ESCOLAS, IGREJAS, AMBIENTES
OCUPACIONAIS E OUTROS NO MUNICÍPIO DE ENCRUZILHADA DO SUL – RS.
UFRGS – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

INSTALAÇÃO DE DETECTORES DE TRAÇOS TIPO CR-39

NOME: _____
ENDEREÇO: _____

TIPO DE CONSTRUÇÃO:

RESIDÊNCIA URBANA _____ RESIDÊNCIA RURAL _____
ESCOLA _____ AMBIENTES OCUPACIONAIS _____ OUTROS _____
RECENTE (MENOS DE 10 ANOS) _____ ANTIGA (MAIS DE 10 ANOS) _____
ALVENARIA _____ MADEIRA _____ MISTA _____

TIPO DE PISO:

PISO FRIO (CERÂMICA/LAJOTA) _____ MADEIRA _____ FORRAÇÃO _____
NÚMERO DE PAVIMENTO (ANDARES) _____
NÚMERO DE PESSOAS _____

INSTALAÇÃO DO DETECTOR:

DATA DE COLOCAÇÃO DO DETECTOR ____/____/____

DATA DE RETIRADA DO DETECTOR ____/____/____

NÚMERO DO DETECTOR:

SALA OU COZINHA _____

QUARTO _____

COORDENADAS:

LO: _____

NS: _____

ANEXO B: RESULTADOS DE MEDIDAS DE CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO EM AMBIENTES INTERNOS OBTIDAS POR MEIO DO EMPREGO DE DETECTORES DE TRAÇOS

Na Tabela 12 são apresentados os resultados das medidas de concentração de radônio no ar ambiente no quarto e na sala/cozinha, das residências do município de Encruzilhada do Sul/RS, obtidas com os detectores de traços CR 39. Também são apresentadas as coordenadas geográficas das residências, o número do detector CR 39 instalado e o local de instalação, quarto (peça que permanece mais tempo fechada) e sala/cozinha (peça com maior permanência/convívio de pessoas).

Tabela 12 - Resultados obtidos com o detector de traços CR 39.

		CR-39 (Sala/Cozinha)	CR-39 (Quarto)	Concentração Rn (Sala/Cozinha) Bq/m ³	Concentração Rn (Quarto) Bq/m ³	Concentração Rn (Média) Bq/m ³
22J mE	mS					
354299	6620534	1517	1563	35	34	34,5
353640	6619579	1466	1116	58	62	60
353802	6619536	1411	1423	47	43	45
354063	6620547	1566	1503	18	12	15
354406	6618503	1467	1080	70	49	59,5
353739	6619018	1131	1168	54	75	64,5
352388	6619445	1457	1384	50	61	55,5
352460	6619591	1508	1473	42	81	61,5
354460	6620383	1393	1074	70	75	72,5
354357	6618913	1518	1158	39	27	33
354574	6618282	1151	1091	24	32	28
354651	6618860	1525	1144	34	44	39
353561	6621021	1425	1514	37	39	38
353987	6620871	1152	1145	38	19	28,5
354225	6620580	1127	1524	23	31	27

Tabela 12 - Resultados obtidos com o detector de traços CR 39 (cont.).						
22J mE	mS	CR-39 (Sala/Cozinha)	CR-39 (Quarto)	Concentração Rn (Sala/Cozinha) Bq/m ³	Concentração Rn (Quarto) Bq/m ³	Concentração Rn (Média) Bq/m ³
352853	6619298	1418	1558	105	154	129,5
353504	6619772	1463	1561	47	36	41,5
352796	6618815	1422	1520	27	53	40
353065	6619255	1140	1409	31	42	36,5
354038	6619774	1483	1128	29	23	26
354263	6620272	1417	1464	46	39	42,5
356031	6616612	1064	1160	24	72	48
353303	6620207	1516	1511	39	27	33
352544	6619741	1169	1481	34	55	44,5
358242	6617326	1129	1470	54	58	56
353521	6616437	1083	1530	56	60	58
355405	6616437	1437	1072	55	49	52
358242	6616437	1184	1544	57	66	61,5
358242	6615506	1081	1379	44	67	55,5
358242	6623168	1172	1515	56	28	42
358242	6622237	1085	1435	66	84	75
357310	6612242	1381	1148	56	52	54
358242	6621242	1455	1448	56	53	54,5
358242	6620290	1413	1408	58	64	61
358242	6619358	1477	1390	55	59	57
358242	6618363	1175	1442	52	61	56,5
354031	6620741	1065	1458	31	35	33
353671	6616396	1443	1421	27	38	32,5
353971	6621162	1392	1398	43	38	40,5
353991	6621341	1484	1389	92	61	76,5
353628	6621598	1488	1188	28	51	39,5
352966	6618860	1126	1502	29	57	43
353998	6619763	1132	1456	71	102	86,5
353723	6619503	1478	1170	74	104	89
352949	6619209	1498	1499	31	27	29
353033	6619279	1073	1434	64	97	80,5
353316	6619347	1171	1436	19	38	28,5
353550	6620139	1453	1493	38	32	35
354387	6619754	1537	1548	42	28	35
353647	6620108	1433	1496	28	54	41
353884	6619975	1509	1180	54	99	76,5
358379	6623333	1092	1087	33	85	59
356736	6620977	1556	1395	45	47	46
357018	6622796	1471	1460	30	44	37
356250	6615730	1187	1494	25	26	25,5
354145	6618522	1396	1492	35	26	30,5

Tabela 12 - Resultados obtidos com o detector de traços CR 39 (cont.).						
22J mE	mS	CR-39 (Sala/Cozinha)	CR-39 (Quarto)	Concentração Rn (Sala/Cozinha) Bq/m ³	Concentração Rn (Quarto) Bq/m ³	Concentração Rn (Média) Bq/m ³
354180	6618749	1487	1468	35	32	33,5
354334	6619069	1472	1504	49	70	59,5
354452	6618966	1407	1482	61	113	87
354155	6619729	1512	1550	58	104	81
353858	6619206	1166	1378	34	39	36,5
353835	6620672	1163	1383	32	52	42
353828	6619145	1420	1533	40	36	38
353873	6619566	1454	1549	36	42	39
354260	6619452	1089	1159	53	37	45
354267	6616463	1410	1465	71	71	71
354507	6619877	1475	1173	78	66	72
354338	6620003	1431	1510	106	55	80,5
353594	6620317	1486	1394	29	46	37,5
352703	6619805	1130	1490	77	55	66
352404	6618555	1185	1183	27	40	33,5
353862	6619363	1480	1402	35	47	41
353925	6619493	1545	1149	40	51	45,5
356067	6624897	1414	1441	41	31	36
355365	6625088	1157	1427	29	60	44,5
355158	6624251	1491	1501	46	17	31,5
354474	6619861	1440	1397	46	95	70,5
354105	6619435	1182	1536	30	22	26
354399	6619450	1137	1438	42	53	47,5
354294	6619652	1489	1181	50	69	59,5
354313	6619655	1426	1445	45	48	46,5
354460	6619960	1139	1451	54	43	48,5
354303	6619877	1415	1155	31	38	34,5
354991	6620711	1554	1523	72	47	59,5
354356	6620485	1513	1380	17	38	27,5
353803	6621013	1449	1462	26	29	27,5
353985	6621490	1419	1153	38	34	36
353774	6620570	1400	1461	52	66	59
353685	6620391	1560	1452	28	45	36,5
353911	6620935	1557	1432	42	68	55
353970	6620878	1391	1528	38	49	43,5
353381	6620887	1405	1176	60	33	46,5
353513	6621114	1095	1534	39	40	39,5
353179	6621732	1539	1406	82	215	148,5
353097	6622385	1495	1447	139	217	178
352458	6622851	1479	1553	49	30	39,5
353360	6621590	1430	1507	58	172	115

Tabela 12 - Resultados obtidos com o detector de traços CR 39 (cont.).						
22J mE	mS	CR-39 (Sala/Cozinha)	CR-39 (Quarto)	Concentração Rn (Sala/Cozinha) Bq/m ³	Concentração Rn (Quarto) Bq/m ³	Concentração Rn (Média) Bq/m ³
353572	6621738	1429	1459	48	197	122,5
353294	6621488	1136	1559	69	51	60
353814	6621657	1552	1541	99	64	81,5
353517	6621524	1555	1547	127	126	126,5
353294	6620744	1143	1476	33	40	36,5
353294	6620744	1538	1540	45	44	44,5
353383	6620783	1403	1521	31	38	34,5
353822	6621066	1386	1078	37	30	33,5
353861	6621094	1535	1543	35	41	38
353352	6620758	1177	1387	20	28	24
354807	6619984	1167	1474	41	41	41
353949	6619560	1071	1399	44	45	44,5
354887	6622946	1428	1075	34	45	39,5
354884	6622969	1469		18	12	15
354669	6623483	1385	1135	22	20	21
355275	6623170	1505	1506	53	54	53,5
356232	6622733	1069	1562	30	36	33
356205	6622694	1076	1382	39	62	50,5
356154	6622864	1070	1565	26	37	31,5
356818	6623480	1388	1439	102	61	81,5
356616	6623588	1500	1519	27	37	32
355041	6623412	1141		29	27	28
353949	6619566	1138		24	32	28
353723	6619921	1079	1067	31	94	62,5
355589	6618873	1497	1077	41	31	36
359676	6621555	1178	1546	26	26	26

ANEXO C: RESULTADOS DE MEDIDAS DE CONCENTRAÇÃO DE ATIVIDADE DE RADÔNIO NO SOLO UTILIZANDO O DETECTOR ALPHAGUARD.

Na Tabela 13 são apresentados os resultados das medidas de concentração de radônio no solo, na região do município de Encruzilhada do Sul/RS, com o detector AlphaGUARD. Também, são apresentadas as coordenadas geográficas dos locais de medição e os resultados do espectrômetro RS 125 (cps, taxa de dose, urânio, tório e potássio) para esses locais.

Tabela 13 - Resultados obtidos com o detector AlphaGUARD.

22J mE	mS	Ponto	Corrida	Rn+Tn - Máx. (kBq/m3)	Rn+Tn - Méd (kBq/m3).	Rn+Tn - Mín. (kBq/m3)	Rn - Máx. (kBq/m3)	Rn - Méd. (kBq/m3)	Rn - Mín. (kBq/m3)	cps	Taxa Dose (nSv/h)	U (ppm)	Th (ppm)	K (%)
351010	6625765	2	22	589,82	522,24	311,29	462,84	396,28	352,25	678	266,4	11,3	41,4	3,8
354646	6624592	6	25	204,8	186,37	148,48	159,74	143,33	116,73	672	305,6	9,4	53,9	4,3
356330	6624245	8	3	224,25	189,53	154,62	55,04	44,03	38,91	387	145,6	5,4	27,3	1,4
357283	6624180	9	1	95,23	69,48	51,2	38,14	27,52	11,39	218	96,7	3,7	17,1	1,2
352447	6622809	14	21	843,77	826,8	802,81	452,6	407,73	335,87	685	274,8	6,5	45,6	5,3
354855	6622921	16	26	77,82	64,03	45,82	15,8	10,02	6,2	626	245,2	8,2	43,1	3,2
354855	6622921	16	26	52,48	41,4	26,62	44,8	36,91	36,91					
352969	6621971			88,57	76,36	64	42,72	22,21	12,48	632	236,3	7,5	43,9	2,8
357920	6622940	29	7	27,64	18,62	12,28	19,07	13,16	6,3	180	68	2,8	11	1,2
350128	6621500	31	26	130,04	111,97	97,79	103,93	88,49	76,28	456	195,9	3,5	36,8	3,7
350715	6621421	32	29	638,97	545,3	475,13	41,72	12,05	2,7	536	232,3	5,8	44,3	3,8
354673	6621605	36	17	108,54	87,68	76,28	33,53	27,68	19,45	232	59	1,9	11,0	0,7
354673	6621605			84,48	78,08	71,68	32,25	26,16	19,32					
349785	6619935	41	25	121,34	93,26	58,11	112,64	91,47	58,36	497	196,2	6,3	34,2	3,2
353986	6620369	46	13	147,45	112,23	72,19	79,87	64,61	53,76	318	121,4	4	18,1	2,3
355424	6620230	47	19	335,87	290,47	238,59	40,45	28,22	17,53	446	210,5	5,3	35,4	3,8
355424	6620230			105,47	83,39	48,9	89,08	81,15	73,21					
356550	6620690	48	5	206,85	183,8	154,62	64,76	46,75	29,31	351	138	3,2	22,1	3,2
357210	6620390	49	11	32,38	28,32	24,19	26,62	24,5	19,32	219	82,1	3,2	15	1,2
351586	6619405	53	11	32,38	26,13	12,22	29,7	25,12	19,32	293	111,5	2,7	21,1	1,6
352430	6619208	54	7	27,65	21,91	16,51	19,07	13,22	6,3	295	107,9	4,2	15,2	1,8
351710	6618812	63	13	147,45	105,01	36,09	73,73	62,48	53,76	324	119,8	3,8	21,5	1,8
352506	6618300	64	18	130,04	111,97	97,79	103,93	87,11	76,28	414	168,4	1,9	32,2	3,5
354646	6617610	76	19	87,55	64,58	47,1	23,93	18,04	7,74	248	84,3	2,3	13	2
356310	6615586	87	21	120,83	87,86	63,74	60,16	49,19	40,96	189	62,3	1,6	11	3,2

ANEXO D: PLANILHA COM RESULTADOS OBTIDOS UTILIZANDO O ESPECTRÔMETRO RS 125.

Na Tabela 14 são apresentados os resultados obtidos com o espectrômetro RS 125, quais sejam, contagem por segundo (cps), taxa de dose, teor de urânio, teor de tório e teor de potássio na região do município de Encruzilhada do Sul/RS. Também, são apresentadas as coordenadas geográficas dos locais de medição.

Tabela 14 - Planilha com resultados obtidos com o espectrômetro RS 125.

22J mE	mS	cps	Taxa Dose (nSv/h)	U (ppm)	Th (ppm)	U+Th (ppm)	K (%)
351012	6625765	664	263,4	10,9	41,3	52,2	3,6
351150	6624120	498	187,6	5,4	22,7	28,1	3,5
353556	6623830	548	210,0	8,9	39	47,9	1,6
354580	6624116	728	293,9	8,6	53,6	62,2	4,0
355176	6624313	345	142,5	2,7	19,8	22,5	3,8
356332	6624246	382	146,5	5,2	27,6	32,8	1,4
357285	6624181	215	96,8	3,6	17,1	20,7	1,1
357816	6623997	220	78,8	3,6	13,9	17,5	0,6
351633	6623616	642	252,3	6,5	51,3	57,8	2,6
352045	6623192	542	200,9	4,9	41,0	45,9	2,2
353474	6623842	645	247,8	5,4	50,7	56,1	3,0
354760	6623480	586	251,8	7,4	43,2	50,6	3,9
355449	6622943	257	90,4	1,8	21,6	23,4	0,5
356883	6623287	418	160,4	8,9	21,5	30,4	2,0
357120	6623284	306	90,4	0,3	19,3	19,6	1,6
358599	6623235	266	102,4	2,2	15,1	17,3	2,5
350824	6622126	456	174,4	5,7	27,2	32,9	3,0
352439	6622810	686	298,4	6,2	59,94	66,14	4,1
353220	6622230	630	255,3	6,8	53,6	60,4	4,8
354810	6622831	614	234,0	7,1	42,2	49,3	3,1

Tabela 14 - Resultados obtidos com o espectrômetro RS 125 (cont.)

22J mE	mS	cps	Taxa Dose (nSv/h)	U (ppm)	Th (ppm)	U+Th (ppm)	K (%)
355997	6622492	288	107,5	1,6	22,9	24,5	4,1
356803	6622214	254	72,9	1,2	16,7	17,9	0,7
357922	6622937	178	67,0	2,5	10,8	13,3	1,0
358813	6622107	226	83,5	3,0	10,6	13,6	1,9
350129	6621499	452	193,9	2,5	35,8	38,3	3,8
350712	6621422	530	229,1	5,1	43,1	48,2	3,5
353552	6621120	425	176,0	2,9	38,9	41,8	4,0
354675	6621602	243	63,5	4,0	10,9	14,9	0,1
355480	6620930	417	170,9	3,5	25,2	28,7	4,2
356644	6621424	327	130,0	2,1	27,1	29,2	1,8
357578	6621447	192	71,6	1,6	11,1	12,7	1,6
358579	6621354	186	67,2	2,2	8,8	11,0	1,6
349785	6619936	487	192,6	6,0	33,8	39,8	2,7
350634	6620039	394	147,4	5,7	22,5	28,2	2,3
353505	6619633	355	144,3	3,5	24,3	27,8	2,6
353980	6619633	354	125,8	2,3	24,4	26,7	2,0
355436	6620251	425	183,8	4,0	30,3	34,3	3,7
356551	6620691	349	136,0	3,0	21,2	24,2	3,0
357210	6620391	217	81,2	2,9	14,9	17,8	0,9
358686	6620653	183	56,6	2,3	7,8	10,1	1,0
350042	6619263	460	160,0	6,7	30,0	36,7	1,7
350377	6619365	445	169,0	8,0	28,4	36,4	1,5
351575	6619412	312	111,3	2,1	21,4	23,5	1,7
352430	6619412	370	169,1	3,8	28,8	32,6	3,3
353116	6619168	370	164,4	3,8	22,5	26,3	4,2
354157	6619395	310	121,1	3,0	22,8	25,8	1,7
355175	6619044	427	183,9	3,6	27,7	31,3	4,5
356094	6620680	416	173,4	5,4	26,7	32,1	3,2
357378	6619997	260	102,1	2,5	18,9	21,4	1,5
358436	6619638	215	76,8	0,8	18,0	18,8	0,8
349994	6618829	483	157,0	4,4	25,3	29,7	2,9
350336	6618551	496	201,8	8,5	39,7	48,2	1,0
351710	6618809	321	118,3	3,5	21,3	24,8	1,6
352506	6618301	410	164,9	1,7	31,4	33,1	3,3
353493	6617936	320	106,4	3,3	16,2	19,5	2,0
355122	6618460	329	133,1	3,8	17,5	21,3	3,2
355711	6618816	349	130,2	0,9	24,8	25,7	2,7
358071	6617542	249	85,7	1,9	14,1	16,0	1,8
358490	6618356	258	88,7	1,9	18,7	20,6	1,0
353454	6617731	292	106,9	3,0	15,3	18,3	2,4
354647	6617609	246	83,3	2,1	12,6	14,7	1,8

Tabela 14 - Resultados obtidos com o espectrômetro RS 125 (cont.)

22J mE	mS	cps	Taxa Dose (nSv/h)	U (ppm)	Th (ppm)	U+Th (ppm)	K (%)
355516	6617659	357	138,1	0,4	26,3	26,7	3,1
358690	6617333	276	107,7	4,6	20,4	25	0,7
351964	6614684	408	144,5	5,1	24,2	29,3	2,0
352523	6615313	428	193,7	3,5	35,3	38,8	3,5
353536	6616576	375	137,1	3,0	31	34	3,1
354057	6615951	322	119,6	3,8	20,6	24,4	1,7
356309	6615586	187	61,7	1,4	10,8	12,2	1,1
358563	6616455	226	75,7	3,4	13,9	17,3	0,5
349557	6613460	395	159,5	7,1	28,0	35,1	1,4
350648	6614242	312	118,0	4,1	19,1	23,2	1,9
351612	6614175	408	154,1	5,7	27,6	33,3	1,7
352974	6613863	288	102,1	2,3	17,7	20,0	1,8
353347	6614937	254	84,6	3,5	13,7	17,2	1,1
356606	6615338	173	73,2	1,7	12,3	14	1,4
357520	6615378	222	90,4	2,4	11,6	14	2,3
358580	6615412	192	65,5	2,8	10,5	13,3	0,8
354299	6620534	384	182,1	4,8	31,4	36,2	3,0
353640	6619579	452	210,5	4,1	34,5	38,6	4,5
353802	6619536	520	230,0	4,8	39,4	44,2	4,4
354063	6620547	360	147,2	3,1	26,1	29,2	2,6
354406	6618503	380	149,4	2,6	26,9	29,5	2,8
353739	6619018	374	158,3	4,1	23,3	27,4	3,6
352388	6619445	460	226,4	3,9	41,2	45,1	4,2
352460	6619591	448	208,4	4,2	35,7	39,9	4,1
354460	6620383	470	202,6	1,7	37,4	39,1	4,4
354357	6618913	356	149,5	4,1	27,5	31,6	2,1
354574	6618282	310	151,1	4,1	25,0	29,1	2,7
354651	6618860	344	152,2	4,7	21,6	26,3	3,2
353561	6621021	358	132,5	1,6	24,5	26,1	2,7
353987	6620871	374	181,9	5,6	28,0	33,6	3,4
354225	6620580	464	200,3	7,3	31,3	38,6	3,2
352853	6619298	324	139,3	2,7	21,5	24,2	3,3
353504	6619772	488	223,3	4,7	38,2	42,9	4,3
352796	6618815	374	158,0	4,1	22,8	26,9	3,6
353065	6619255	374	159,2	4,1	23,1	27,2	3,6
354038	6619774	340	132,4	3,4	21,9	25,3	2,5
354263	6620272	472	190,6	4,2	34,7	38,9	3,1
356031	6616612	244	102,3	4,1	15,4	19,5	1,6
353303	6620207	362	142,9	3,0	25,1	28,1	2,6
352544	6619741	388	167,7	1,0	29,2	30,2	3,0
358242	6617326	276	107,7	4,6	20,7	25,3	0,7

Tabela 14 - Resultados obtidos com o espectrômetro RS 125 (cont.)

22J mE	mS	cps	Taxa Dose (nSv/h)	U (ppm)	Th (ppm)	U+Th (ppm)	K (%)
353521	6616437	375	137,1	3,0	21,0	24	3,1
355405	6616437	187	61,7	1,4	10,8	12,2	1,1
358242	6616437	226	75,7	3,4	13,9	17,3	0,5
358242	6615506	192	65,5	2,8	10,5	13,3	0,8
358242	6623168	266	102,4	2,9	15,1	18	2,5
358242	6622237	226	83,5	3,0	10,6	13,6	1,9
357310	6612242	192	71,6	1,6	11,1	12,7	1,6
358242	6621242	186	67,2	2,2	8,8	11	1,6
358242	6620290	183	56,6	2,3	7,8	10,1	1,0
358242	6619358	215	76,8	0,8	18	18,8	0,8
358242	6618363	258	88,7	1,9	18,7	20,6	1,0
354031	6620741	292	111,4	3,5	16,0	19,5	2,3
353671	6616396	372	158,2	4,1	21,9	26	3,4
353971	6621162	384	152,8	2,0	25,5	27,5	3,6
353991	6621341	578	269,6	3,0	46,9	49,9	6,2
353628	6621598	530	243,1	2,9	43,8	46,7	5,1
352966	6618860	374	159,1	4,2	22,1	26,3	3,4
353998	6619763	314	146,7	4,6	23,4	28,0	1,9
353723	6619503	370	158,3	4,2	22,8	27,0	3,4
352949	6619209	372	159,2	4,1	23,1	27,2	3,6
353033	6619279	374	159,2	4,1	23,1	27,2	3,6
353316	6619347	312	117,3	4,7	14,4	19,1	2,5
353550	6620139	442	212,6	4,9	39,8	44,7	3,2
354387	6619754	344	132,8	3,8	33,1	36,9	3,0
353647	6620108	342	148,0	3,8	33,1	36,9	2,8
353884	6619975	368	146,0	2,9	22,4	25,3	2,8
358379	6623333	230	106,6	1,9	15,1	17,0	2,8
356736	6620977	312	113,2	6,1	12,0	18,1	2
357018	6622796	310	137,7	3,8	19,2	23,0	3,2
356250	6615730	180	61,8	2,9	9,4	12,3	0,8
354145	6618522	382	182,0	2,1	33,9	36,0	3,6
354180	6618749	328	163,8	4,9	25,8	30,7	3,0
354334	6619069	424	185,5	5,1	32,6	37,7	2,9
354452	6618966	394	192,4	5,9	30,7	36,6	3,4
354155	6619729	328	146,7	4,7	26,4	31,1	1,9
353858	6619206	356	159,9	5,5	24,2	29,7	2,8
353835	6620672	356	159,9	5,5	24,2	29,7	2,8
353828	6619145	398	197,5	3,6	35,3	38,9	3,7
353873	6619566	360	147,9	3,7	24,1	27,8	2,8
354260	6619452	460	220,5	4,1	44,1	48,2	3,1
354267	6616463	414	175,3	3,4	27,9	31,3	3,9

Tabela 14 - Resultados obtidos com o espectrômetro RS 125 (cont.)

22J mE	mS	cps	Taxa Dose (nSv/h)	U (ppm)	Th (ppm)	U+Th (ppm)	K (%)
354507	6619877	468	233,2	5,4	38,2	43,6	4,9
354338	6620003	380	156,7	1,9	25,3	27,2	3,9
353594	6620317	458	196,1	4,1	38,6	42,7	2,7
352703	6619805	370	172,6	3,4	21,8	25,2	5
352404	6618555	480	132,8	5,1	22,0	27,1	1,7
353862	6619363	404	182,0	4,1	28,6	32,7	3,9
353925	6619493	390	160,0	6,5	25,8	32,3	2,1
356067	6624897	288	111,0	5,8	18,9	24,7	0,7
355365	6625088	352	155,7	5,8	25,6	31,4	2,1
355158	6624251	246	88,2	2,9	14,7	17,6	1,3
354474	6619861	438	193,2	5,8	27,8	33,6	4,1
354105	6619435	330	133,0	1,8	24,0	25,8	2,7
354399	6619450	326	130,7	2,1	23,0	25,1	2,6
354294	6619652	360	146,2	4,1	23,1	27,2	2,8
354313	6619655	463	199,9	4,5	32,8	37,3	4,0
354460	6619960	450	201,4	6,6	33,5	40,1	3,1
354303	6619877	356	132,2	1,1	24,8	25,9	2,8
354991	6620711	448	190,3	4,9	29,3	34,2	4,0
354356	6620485	402	169,7	3,0	33,5	36,5	2,6
353803	6621013	330	149,7	3,4	23,7	27,1	3,2
353985	6621490	380	149,4	2,6	24,7	27,3	3,3
353774	6620570	424	184,4	4,1	37,4	41,5	2,3
353685	6620391	432	192,1	6,8	29,4	36,2	3,3
353911	6620935	360	154,6	5,7	22,0	27,7	2,9
353970	6620878	420	205,8	4,1	35,7	39,8	3,9
353381	6620887	424	177,4	3,3	28,7	32,0	4,0
353513	6621114	438	207,6	6,0	28,8	34,8	4,7
353179	6621732	568	239,3	6,6	37,1	43,7	4,7
353097	6622385	740	310,7	7,5	56,2	63,7	4,9
352458	6622851	311	121,3	4,2	16,9	21,1	2,4
353360	6621590	510	171,3	5,0	28,0	33,0	3,0
353572	6621738	450	138,3	6,9	33,7	40,6	5,3
353294	6621488	540	216,5	4,3	35,5	39,8	4,6
353814	6621657	570	269,1	7,8	40,1	47,9	5,5
353517	6621524	625	342,5	10,3	55,1	65,4	6,0
353294	6620744	364	168,2	3,9	23,4	27,3	4,2
353383	6620783	399	166,7	4,5	24,1	28,6	3,7
353822	6621066	438	207,6	6,0	28,8	34,8	4,7
353861	6621094	434	204,6	5,8	28,8	34,6	4,3
353352	6620758	475	204,1	4,4	32,8	37,2	4,3
354807	6619984	424	177,4	3,3	28,7	32,0	4,0

Tabela 14 - Resultados obtidos com o espectrômetro RS 125 (cont.)

22J mE	mS	cps	Taxa Dose (nSv/h)	U (ppm)	Th (ppm)	U+Th (ppm)	K (%)
353949	6619560	354	139,4	5,2	17,9	23,1	3,0
354887	6622946	564	250,3	6,3	51,3	57,6	2,6
354884	6622969	564	250,3	6,3	51,3	57,6	2,6
354669	6623483	478	114,5	5,1	20,5	25,6	0,9
355275	6623170	320	107,5	4,9	16,5	21,4	1,3
356232	6622733	386	148,8	2,6	29,1	31,7	2,3
356205	6622694	386	148,8	2,6	29,1	31,7	2,3
356154	6622864	284	82,3	2,3	13,8	16,1	1,4
356818	6623480	344	160,0	2,9	30,1	33,0	2,7
356616	6623588	252	83,6	0,6	18,1	18,7	1,3
355041	6623412	476	183,5	3,9	28,9	32,8	4,0
353949	6619566	354	139,4	5,2	17,2	22,4	3,0
353723	6619921	370	147,9	2,9	25,4	28,3	2,9
355589	6618873	300	120,0	2,1	21,5	23,6	2,3
359676	6621555	256	115,6	4,2	18,1	22,3	1,8

ANEXO E: SOLUÇÃO UTILIZANDO O SOFTWARE MATHEMATICA PARA A EQUAÇÃO DE BATEMAN

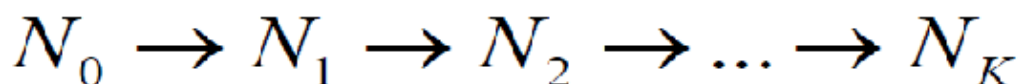
A modelagem matemática do problema do decaimento radioativo é dada pelas equações de Bateman, um sistema de Equações Diferenciais Ordinárias de Primeira Ordem com coeficientes constantes, que representam as constantes de decaimento radioativo de cada elemento presente na cadeia. (Loch *et al.*, 2013). As constantes de decaimento $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_k$, são calculadas em função das meias vidas ($T_{1/2}$), pela expressão $\ln 2/T_{1/2}$.

O *software Mathematica* possui uma extensiva coleção de funções matemáticas, abrange todas as formas de computação técnica e permite obter uma solução numérica da equação de Bateman.

Cadeias de decaimento constituem um sistema de equações acopladas que apresentam dificuldade de solução devido à grande diferença de magnitude entre os parâmetros (até 10 ordens de magnitude para a meia-vida). O algoritmo de Bateman é utilizado por sua estabilidade (Loch *et al.*, 2013).

Considerando os isótopos da cadeia como N_i , $i = 0, 1, \dots, K$, e a cadeia com K decaimentos, cujas constantes de decaimento são, respectivamente, $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_k$, a solução proposta por Bateman é da forma:

Esquema de Decaimento



O sistema de equações tem a seguinte forma

$N(0) = N_0 =$ Quantidade do Primeiro Elemento

$$\frac{dN_1(t)}{dt} = \lambda_0 N_0 - \lambda_1 N_1(t)$$

$$\frac{dN_2(t)}{dt} = \lambda_1 N_1(t) - \lambda_2 N_2(t)$$

$$\frac{dN_3(t)}{dt} = \lambda_2 N_2(t) - \lambda_3 N_3(t)$$

$$\frac{dN_k(t)}{dt} = \lambda_{k-1} N_{k-1}(t)$$

A solução geral para cada posição na cadeia é dada por

$$N_i(t) = \lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_{K-1} N_0 \sum_{j=0}^K \frac{e^{-\lambda_j t}}{\prod_{\substack{k=1 \\ k \neq j}}^K (\lambda_k - \lambda_j)}$$

Cabe lembrar que, no instante inicial $t = 0$ existe apenas uma quantidade qualquer do elemento pai da cadeia (U-238) e os outros radionuclídeos não existem previamente e são produzidos pela sequência de decaimentos (Loch *et al.*, 2013).

A Figura 32 mostra o tempo necessário para alcançar o equilíbrio radioativo secular dos radionuclídeos da cadeia do U-238, utilizando o *software mathematica*, para solução das equações de Bateman (Heilbron Filho, 2017).

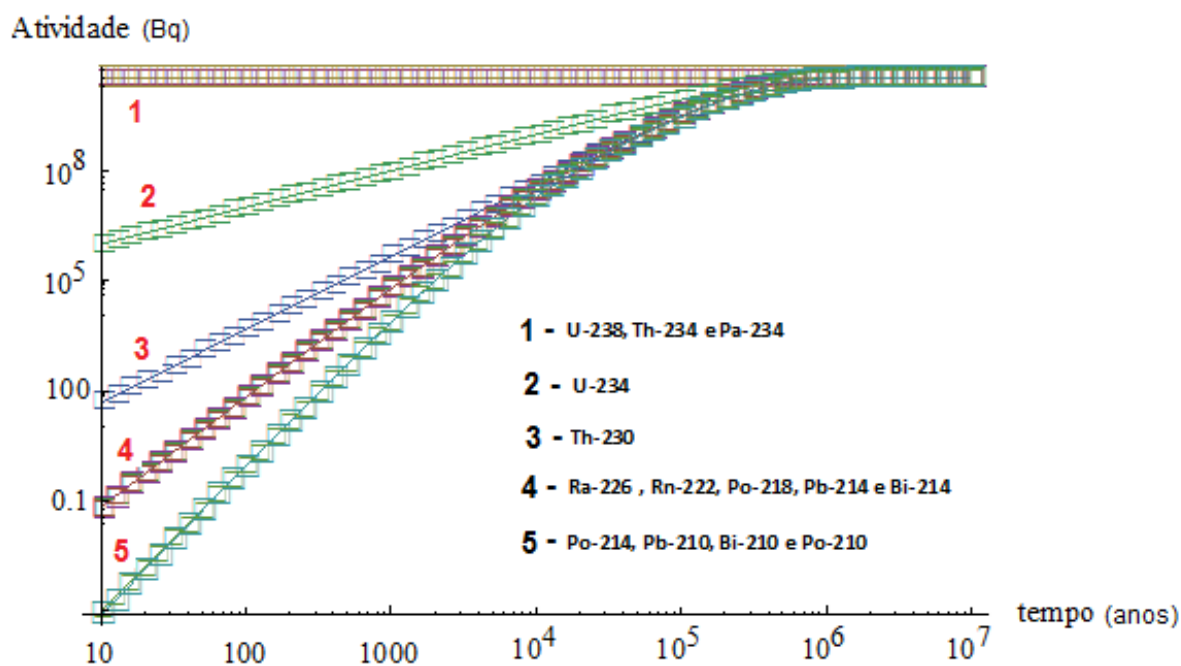


Figura 31 - Tempo necessário para alcançar equilíbrio secular dos radionuclídeos da cadeia do U-238.

A seguir é apresentado o algoritmo, utilizando o *software Mathematica*, para a solução da equação de Bateman, e que deu origem a Figura 32 (Heilbron Filho, 2017).


```

{λ[1] = 0.693 / (4.49 * 109 * 365 * 24 * 3600), λ[2] = 0.693 / (24.1 * 24 * 3600),
 λ[3] = 0.693 / (1.18 * 60), λ[4] = 0.693 / (2.48 * 105 * 365 * 24 * 3600),
 λ[5] = 0.693 / (7.5 * 104 * 365 * 24 * 3600), λ[6] = 0.693 / (1622 * 365 * 24 * 3600),
 λ[7] = 0.693 / (3.825 * 24 * 3600), λ[8] = 0.693 / (3.05 * 60),
 λ[9] = 0.693 / (26.8 * 60), λ[10] = 0.693 / (19.7 * 60), λ[11] = 0.693 / (63.7 * 10-6),
 λ[12] = 0.693 / (21.4 * 365 * 24 * 3600 * 60), λ[13] = 0.693 / (5.01 * 24 * 3600),
 λ[14] = 0.693 / (138.378 * 24 * 3600), N1[0] = 7.55999 * 1027}

{4.89418 * 10-10, 3.32815 * 10-7, 0.00978814, 8.86084 * 10-14, 2.92998 * 10-13,
 1.3548 * 10-11, 2.09695 * 10-6, 0.00378689, 0.00043097, 0.000586294,
 10879.1, 1.71144 * 10-11, 1.60096 * 10-6, 5.79632 * 10-9, 7.55999 * 1027}

λ[1]
4.89418 * 10-10

prod[i_, j_] := If[i == j, 1,  $\frac{\lambda[j]}{\lambda[j] - \lambda[i]}$ ]

α[i_, n_] :=  $\prod_{j=1}^n \text{prod}[i, j]$ 

B[n_, t_] :=  $\left(\frac{N1[0]}{\lambda[n]}\right) * \sum_{i=1}^n \lambda[i] \alpha[i, n] e^{-\lambda[i]t}$ 

U238 = Table[{10t, B[1, 10t * 365 * 24 * 3600] * λ[1]}, {t, 1, 7, 0.1}]

{{10., 3.7 * 1010}, {12.5893, 3.7 * 1010}, {15.8489, 3.7 * 1010}, {19.9526, 3.7 * 1010},
 {25.1189, 3.7 * 1010}, {31.6228, 3.7 * 1010}, {39.8107, 3.7 * 1010}, {50.1187, 3.7 * 1010},
 {63.0957, 3.7 * 1010}, {79.4328, 3.7 * 1010}, {100., 3.7 * 1010}, {125.893, 3.7 * 1010},
 {158.489, 3.7 * 1010}, {199.526, 3.7 * 1010}, {251.189, 3.7 * 1010}, {316.228, 3.7 * 1010},
 {398.107, 3.7 * 1010}, {501.187, 3.7 * 1010}, {630.957, 3.7 * 1010}, {794.328, 3.7 * 1010},
 {1000., 3.7 * 1010}, {1258.93, 3.7 * 1010}, {1584.89, 3.7 * 1010}, {1995.26, 3.7 * 1010},
 {2511.89, 3.7 * 1010}, {3162.28, 3.7 * 1010}, {3981.07, 3.7 * 1010}, {5011.87, 3.7 * 1010},
 {6309.57, 3.69999 * 1010}, {7943.28, 3.69999 * 1010}, {10000., 3.69999 * 1010},
 {12589.3, 3.69999 * 1010}, {15848.9, 3.69999 * 1010}, {19952.6, 3.69999 * 1010},
 {25118.9, 3.69998 * 1010}, {31622.8, 3.69998 * 1010}, {39810.7, 3.69998 * 1010},
 {50118.7, 3.69997 * 1010}, {63095.7, 3.69996 * 1010}, {79432.8, 3.69995 * 1010},
 {100000., 3.69994 * 1010}, {125893., 3.69993 * 1010}, {158489., 3.69991 * 1010},
 {199526., 3.69988 * 1010}, {251189., 3.69985 * 1010}, {316228., 3.69982 * 1010},
 {398107., 3.69977 * 1010}, {501187., 3.69971 * 1010}, {630957., 3.69964 * 1010},
 {794328., 3.69954 * 1010}, {1. * 106, 3.69943 * 1010}, {1.25893 * 106, 3.69928 * 1010},
 {1.58489 * 106, 3.69909 * 1010}, {1.99526 * 106, 3.69886 * 1010}, {2.51189 * 106, 3.69856 * 1010},
 {3.16228 * 106, 3.69819 * 1010}, {3.98107 * 106, 3.69773 * 1010}, {5.01187 * 106, 3.69714 * 1010},
 {6.30957 * 106, 3.6964 * 1010}, {7.94328 * 106, 3.69546 * 1010}, {1. * 107, 3.69429 * 1010}}

```

```
Th234 = Table[{10t, B[2, 10t * 365 * 24 * 3600] * λ[2]}, {t, 1, 7, 0.1}]
```

```
{ {10., 3.7 × 1010}, {12.5893, 3.7 × 1010}, {15.8489, 3.7 × 1010}, {19.9526, 3.7 × 1010},
{25.1189, 3.7 × 1010}, {31.6228, 3.7 × 1010}, {39.8107, 3.7 × 1010}, {50.1187, 3.7 × 1010},
{63.0957, 3.7 × 1010}, {79.4328, 3.7 × 1010}, {100., 3.7 × 1010}, {125.893, 3.7 × 1010},
{158.489, 3.7 × 1010}, {199.526, 3.7 × 1010}, {251.189, 3.7 × 1010}, {316.228, 3.7 × 1010},
{398.107, 3.7 × 1010}, {501.187, 3.7 × 1010}, {630.957, 3.7 × 1010}, {794.328, 3.7 × 1010},
{1000., 3.7 × 1010}, {1258.93, 3.7 × 1010}, {1584.89, 3.7 × 1010}, {1995.26, 3.7 × 1010},
{2511.89, 3.7 × 1010}, {3162.28, 3.7 × 1010}, {3981.07, 3.7 × 1010}, {5011.87, 3.7 × 1010},
{6309.57, 3.69999 × 1010}, {7943.28, 3.69999 × 1010}, {10000., 3.69999 × 1010},
{12589.3, 3.69999 × 1010}, {15848.9, 3.69999 × 1010}, {19952.6, 3.69999 × 1010},
{25118.9, 3.69998 × 1010}, {31622.8, 3.69998 × 1010}, {39810.7, 3.69998 × 1010},
{50118.7, 3.69997 × 1010}, {63095.7, 3.69996 × 1010}, {79432.8, 3.69995 × 1010},
{100000., 3.69994 × 1010}, {125893., 3.69993 × 1010}, {158489., 3.69991 × 1010},
{199526., 3.69988 × 1010}, {251189., 3.69985 × 1010}, {316228., 3.69982 × 1010},
{398107., 3.69977 × 1010}, {501187., 3.69971 × 1010}, {630957., 3.69964 × 1010},
{794328., 3.69954 × 1010}, {1. × 106, 3.69943 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.69928 × 1010},
{1.58489 × 106, 3.69909 × 1010}, {1.99526 × 106, 3.69886 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69856 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69819 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69773 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.69714 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.6964 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69546 × 1010}, {1. × 107, 3.69429 × 1010}}
```

```
Pa234 = Table[{10t, B[3, 10t * 365 * 24 * 3600] * λ[3]}, {t, 1, 7, 0.1}]
```

General:unfl: Underflow occurred in computation. »

General:unfl: Underflow occurred in computation. »

General:unfl: Underflow occurred in computation. »

General:stop: Further output of General:unfl will be suppressed during this calculation. »

```
{ {10., 3.7 × 1010}, {12.5893, 3.7 × 1010}, {15.8489, 3.7 × 1010}, {19.9526, 3.7 × 1010},
{25.1189, 3.7 × 1010}, {31.6228, 3.7 × 1010}, {39.8107, 3.7 × 1010}, {50.1187, 3.7 × 1010},
{63.0957, 3.7 × 1010}, {79.4328, 3.7 × 1010}, {100., 3.7 × 1010}, {125.893, 3.7 × 1010},
{158.489, 3.7 × 1010}, {199.526, 3.7 × 1010}, {251.189, 3.7 × 1010}, {316.228, 3.7 × 1010},
{398.107, 3.7 × 1010}, {501.187, 3.7 × 1010}, {630.957, 3.7 × 1010}, {794.328, 3.7 × 1010},
{1000., 3.7 × 1010}, {1258.93, 3.7 × 1010}, {1584.89, 3.7 × 1010}, {1995.26, 3.7 × 1010},
{2511.89, 3.7 × 1010}, {3162.28, 3.7 × 1010}, {3981.07, 3.7 × 1010}, {5011.87, 3.7 × 1010},
{6309.57, 3.69999 × 1010}, {7943.28, 3.69999 × 1010}, {10000., 3.69999 × 1010},
{12589.3, 3.69999 × 1010}, {15848.9, 3.69999 × 1010}, {19952.6, 3.69999 × 1010},
{25118.9, 3.69998 × 1010}, {31622.8, 3.69998 × 1010}, {39810.7, 3.69998 × 1010},
{50118.7, 3.69997 × 1010}, {63095.7, 3.69996 × 1010}, {79432.8, 3.69995 × 1010},
{100000., 3.69994 × 1010}, {125893., 3.69993 × 1010}, {158489., 3.69991 × 1010},
{199526., 3.69988 × 1010}, {251189., 3.69985 × 1010}, {316228., 3.69982 × 1010},
{398107., 3.69977 × 1010}, {501187., 3.69971 × 1010}, {630957., 3.69964 × 1010},
{794328., 3.69954 × 1010}, {1. × 106, 3.69943 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.69928 × 1010},
{1.58489 × 106, 3.69909 × 1010}, {1.99526 × 106, 3.69886 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69856 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69819 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69773 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.69714 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.6964 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69546 × 1010}, {1. × 107, 3.69429 × 1010}}
```

```

U234 = Table[{10t, B[4, 10t * 365 * 24 * 3600] * λ[4]}, {t, 1, 7, 0.1}]
({{10., 1.02405 × 106}, {12.5893, 1.29174 × 106}, {15.8489, 1.62875 × 106},
{19.9526, 2.05302 × 106}, {25.1189, 2.58712 × 106}, {31.6228, 3.25952 × 106},
{39.8107, 4.10599 × 106}, {50.1187, 5.17162 × 106}, {63.0957, 6.51311 × 106},
{79.4328, 8.20188 × 106}, {100., 1.03278 × 107}, {125.893, 1.3004 × 107},
{158.489, 1.63729 × 107}, {199.526, 2.06136 × 107}, {251.189, 2.59517 × 107},
{316.228, 3.26708 × 107}, {398.107, 4.1128 × 107}, {501.187, 5.17722 × 107},
{630.957, 6.5168 × 107}, {794.328, 8.20255 × 107}, {1000., 1.03237 × 108},
{1258.93, 1.29923 × 108}, {1584.89, 1.63492 × 108}, {1995.26, 2.05708 × 108},
{2511.89, 2.58787 × 108}, {3162.28, 3.25501 × 108}, {3981.07, 4.09316 × 108},
{5011.87, 5.14561 × 108}, {6309.57, 6.46626 × 108}, {7943.28, 8.12207 × 108},
{10000., 1.01959 × 109}, {12589.3, 1.27898 × 109}, {15848.9, 1.60287 × 109},
{19952.6, 2.00646 × 109}, {25118.9, 2.508 × 109}, {31622.8, 3.1292 × 109},
{39810.7, 3.89536 × 109}, {50118.7, 4.83531 × 109}, {63095.7, 5.98077 × 109},
{79432.8, 7.36499 × 109}, {100000., 9.02013 × 109}, {125893., 1.0973 × 1010},
{158489., 1.32389 × 1010}, {199526., 1.58131 × 1010}, {251189., 1.8661 × 1010},
{316228., 2.17084 × 1010}, {398107., 2.48353 × 1010}, {501187., 2.78791 × 1010},
{630957., 3.06522 × 1010}, {794328., 3.29773 × 1010}, {1. × 106, 3.47335 × 1010},
{1.25893 × 106, 3.58973 × 1010}, {1.58489 × 106, 3.65516 × 1010},
{1.99526 × 106, 3.68504 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69546 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69786 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69788 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.69734 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.6966 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69567 × 1010}, {1. × 107, 3.6945 × 1010}}

Th230 = Table[{10t, B[5, 10t * 365 * 24 * 3600] * λ[5]}, {t, 1, 7, 0.1}]
({{10., 46.8633}, {12.5893, 74.5641}, {15.8489, 118.543},
{19.9526, 188.34}, {25.1189, 299.08}, {31.6228, 474.737}, {39.8107, 753.316},
{50.1187, 1195.05}, {63.0957, 1895.41}, {79.4328, 3005.7}, {100., 4765.66},
{125.893, 7555.24}, {158.489, 11976.4}, {199.526, 18982.9}, {251.189, 30085.6},
{316.228, 47677.4}, {398.107, 75548.2}, {501.187, 119698.}, {630.957, 189625.},
{794.328, 300357.}, {1000., 475665.}, {1258.93, 753126.}, {1584.89, 1.1921 × 106},
{1995.26, 1.8863 × 106}, {2511.89, 2.98347 × 106}, {3162.28, 4.71626 × 106},
{3981.07, 7.45043 × 106}, {5011.87, 1.17597 × 107}, {6309.57, 1.85418 × 107},
{7943.28, 2.91963 × 107}, {10000., 4.58962 × 107}, {12589.3, 7.1997 × 107},
{15848.9, 1.12645 × 108}, {19952.6, 1.75664 × 108}, {25118.9, 2.72816 × 108},
{31622.8, 4.21538 × 108}, {39810.7, 6.47205 × 108}, {50118.7, 9.85883 × 108},
{63095.7, 1.48726 × 109}, {79432.8, 2.21701 × 109}, {100000., 3.25713 × 109},
{125893., 4.70192 × 109}, {158489., 6.64669 × 109}, {199526., 9.16657 × 109},
{251189., 1.22857 × 1010}, {316228., 1.5943 × 1010}, {398107., 1.99675 × 1010},
{501187., 2.40822 × 1010}, {630957., 2.79487 × 1010}, {794328., 3.12454 × 1010},
{1. × 106, 3.37547 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.54222 × 1010}, {1.58489 × 106, 3.63608 × 1010},
{1.99526 × 106, 3.67902 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69408 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69769 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69791 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.6974 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.69666 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69573 × 1010}, {1. × 107, 3.69456 × 1010}}

```



```
Ra226 = Table[{10t, B[6, 10t + 365 + 24 + 3600] + λ[6]}, {t, 1, 7, 0.1}]
```

```
{ {10., 0.0660541}, {12.5893, 0.132526}, {15.8489, 0.265545},
  {19.9526, 0.531543}, {25.1189, 1.06308}, {31.6228, 2.12455}, {39.8107, 4.24307},
  {50.1187, 8.46897}, {63.0957, 16.8936}, {79.4328, 33.6783}, {100., 67.0957},
  {125.893, 133.575}, {158.489, 265.696}, {199.526, 527.971}, {251.189, 1047.87},
  {316.228, 2076.64}, {398.107, 4107.9}, {501.187, 8107.76}, {630.957, 15957.8},
  {794.328, 31300.6}, {1000., 61135.9}, {1258.93, 118793.}, {1584.89, 229377.},
  {1995.26, 439545.}, {2511.89, 834654.}, {3162.28, 1.56802 × 106},
  {3981.07, 2.90933 × 106}, {5011.87, 5.32226 × 106}, {6309.57, 9.58504 × 106},
  {7943.28, 1.69734 × 107}, {10000., 2.95339 × 107}, {12589.3, 5.04904 × 107},
  {15848.9, 8.48489 × 107}, {19952.6, 1.40286 × 108}, {25118.9, 2.28427 × 108},
  {31622.8, 3.66615 × 108}, {39810.7, 5.80223 × 108}, {50118.7, 9.05473 × 108},
  {63095.7, 1.39245 × 109}, {79432.8, 2.10753 × 109}, {100000., 3.13381 × 109},
  {125893., 4.56709 × 109}, {158489., 6.50443 × 109}, {199526., 9.02273 × 109},
  {251189., 1.21475 × 1010}, {316228., 1.58178 × 1010}, {398107., 1.98616 × 1010},
  {501187., 2.39996 × 1010}, {630957., 2.78899 × 1010}, {794328., 3.12077 × 1010},
  {1. × 106, 3.37334 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.54119 × 1010}, {1.58489 × 106, 3.63567 × 1010},
  {1.99526 × 106, 3.67889 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69405 × 1010},
  {3.16228 × 106, 3.69768 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69791 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.6974 × 1010},
  {6.30957 × 106, 3.69666 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69573 × 1010}, {1. × 107, 3.69456 × 1010}}
```

```
Rn222 = Table[{10t, B[7, 10t + 365 + 24 + 3600] + λ[7]}, {t, 1, 7, 0.1}]
```

```
{ {10., 0.0657646}, {12.5893, 0.132046}, {15.8489, 0.264785}, {19.9526, 0.530345},
  {25.1189, 1.06116}, {31.6228, 2.1215}, {39.8107, 4.23825}, {50.1187, 8.46131},
  {63.0957, 16.8814}, {79.4328, 33.6591}, {100., 67.0654}, {125.893, 133.527},
  {158.489, 265.62}, {199.526, 527.852}, {251.189, 1047.68}, {316.228, 2076.34},
  {398.107, 4107.44}, {501.187, 8107.04}, {630.957, 15956.7}, {794.328, 31298.8},
  {1000., 61133.3}, {1258.93, 118789.}, {1584.89, 229371.}, {1995.26, 439536.},
  {2511.89, 834640.}, {3162.28, 1.568 × 106}, {3981.07, 2.9093 × 106}, {5011.87, 5.32221 × 106},
  {6309.57, 9.58498 × 106}, {7943.28, 1.69733 × 107}, {10000., 2.95337 × 107},
  {12589.3, 5.04903 × 107}, {15848.9, 8.48487 × 107}, {19952.6, 1.40286 × 108},
  {25118.9, 2.28427 × 108}, {31622.8, 3.66615 × 108}, {39810.7, 5.80222 × 108},
  {50118.7, 9.05472 × 108}, {63095.7, 1.39245 × 109}, {79432.8, 2.10753 × 109},
  {100000., 3.13381 × 109}, {125893., 4.56709 × 109}, {158489., 6.50443 × 109},
  {199526., 9.02273 × 109}, {251189., 1.21475 × 1010}, {316228., 1.58178 × 1010},
  {398107., 1.98616 × 1010}, {501187., 2.39996 × 1010}, {630957., 2.78899 × 1010},
  {794328., 3.12077 × 1010}, {1. × 106, 3.37334 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.54119 × 1010},
  {1.58489 × 106, 3.63567 × 1010}, {1.99526 × 106, 3.67889 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69405 × 1010},
  {3.16228 × 106, 3.69768 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69791 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.6974 × 1010},
  {6.30957 × 106, 3.69666 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69573 × 1010}, {1. × 107, 3.69456 × 1010}}
```

```

Po218 = Table[{10t, B[9, 10t*365*24*3600]*λ[8]}, {t, 1, 7, 0.1}]
{{10., 0.0657814}, {12.5893, 0.132064}, {15.8489, 0.264797}, {19.9526, 0.530347},
{25.1189, 1.06118}, {31.6228, 2.12151}, {39.8107, 4.23826}, {50.1187, 8.4613},
{63.0957, 16.8814}, {79.4328, 33.6591}, {100., 67.0654}, {125.893, 133.527},
{158.489, 265.62}, {199.526, 527.852}, {251.189, 1047.68}, {316.228, 2076.34},
{398.107, 4107.44}, {501.187, 8107.04}, {630.957, 15956.7}, {794.328, 31298.8},
{1000., 61133.3}, {1258.93, 118789.}, {1584.89, 229371.}, {1995.26, 439536.},
{2511.89, 834640.}, {3162.28, 1.568×106}, {3981.07, 2.9093×106}, {5011.87, 5.32221×106},
{6309.57, 9.58498×106}, {7943.28, 1.69733×107}, {10000., 2.95337×107},
{12589.3, 5.04903×107}, {15848.9, 8.48487×107}, {19952.6, 1.40286×108},
{25118.9, 2.28427×108}, {31622.8, 3.66615×108}, {39810.7, 5.80222×108},
{50118.7, 9.05472×108}, {63095.7, 1.39245×109}, {79432.8, 2.10753×109},
{100000., 3.13381×109}, {125893., 4.56709×109}, {158489., 6.50443×109},
{199526., 9.02273×109}, {251189., 1.21475×1010}, {316228., 1.58178×1010},
{398107., 1.98616×1010}, {501187., 2.39996×1010}, {630957., 2.78899×1010},
{794328., 3.12077×1010}, {1.×106, 3.37334×1010}, {1.25893×106, 3.54119×1010},
{1.58489×106, 3.63567×1010}, {1.99526×106, 3.67889×1010}, {2.51189×106, 3.69405×1010},
{3.16228×106, 3.69768×1010}, {3.98107×106, 3.69791×1010}, {5.01187×106, 3.6974×1010},
{6.30957×106, 3.69666×1010}, {7.94328×106, 3.69573×1010}, {1.×107, 3.69456×1010}}

Pb214 = Table[{10t, B[9, 10t*365*24*3600]*λ[9]}, {t, 1, 7, 0.1}]
{{10., 0.0657663}, {12.5893, 0.13204}, {15.8489, 0.264774}, {19.9526, 0.530339},
{25.1189, 1.06116}, {31.6228, 2.12148}, {39.8107, 4.23821}, {50.1187, 8.46127},
{63.0957, 16.8814}, {79.4328, 33.6589}, {100., 67.0652}, {125.893, 133.526},
{158.489, 265.62}, {199.526, 527.851}, {251.189, 1047.68}, {316.228, 2076.34},
{398.107, 4107.44}, {501.187, 8107.04}, {630.957, 15956.7}, {794.328, 31298.8},
{1000., 61133.2}, {1258.93, 118789.}, {1584.89, 229371.}, {1995.26, 439536.},
{2511.89, 834640.}, {3162.28, 1.568×106}, {3981.07, 2.9093×106}, {5011.87, 5.32221×106},
{6309.57, 9.58498×106}, {7943.28, 1.69733×107}, {10000., 2.95337×107},
{12589.3, 5.04903×107}, {15848.9, 8.48487×107}, {19952.6, 1.40286×108},
{25118.9, 2.28427×108}, {31622.8, 3.66615×108}, {39810.7, 5.80222×108},
{50118.7, 9.05472×108}, {63095.7, 1.39245×109}, {79432.8, 2.10753×109},
{100000., 3.13381×109}, {125893., 4.56709×109}, {158489., 6.50443×109},
{199526., 9.02273×109}, {251189., 1.21475×1010}, {316228., 1.58178×1010},
{398107., 1.98616×1010}, {501187., 2.39996×1010}, {630957., 2.78899×1010},
{794328., 3.12077×1010}, {1.×106, 3.37334×1010}, {1.25893×106, 3.54119×1010},
{1.58489×106, 3.63567×1010}, {1.99526×106, 3.67889×1010}, {2.51189×106, 3.69405×1010},
{3.16228×106, 3.69768×1010}, {3.98107×106, 3.69791×1010}, {5.01187×106, 3.6974×1010},
{6.30957×106, 3.69666×1010}, {7.94328×106, 3.69573×1010}, {1.×107, 3.69456×1010}}

```

```

Pb214 = Table[{10t, B[9, 10t * 365 * 24 * 3600] * λ[9]}, {t, 1, 7, 0.1}]
{
{10., 0.0657663}, {12.5893, 0.13204}, {15.8489, 0.264774}, {19.9526, 0.530339},
{25.1189, 1.06116}, {31.6228, 2.12148}, {39.8107, 4.23821}, {50.1187, 8.46127},
{63.0957, 16.8814}, {79.4328, 33.6589}, {100., 67.0652}, {125.893, 133.526},
{158.489, 265.62}, {199.526, 527.851}, {251.189, 1047.68}, {316.228, 2076.34},
{398.107, 4107.44}, {501.187, 8107.04}, {630.957, 15956.7}, {794.328, 31298.8},
{1000., 61133.2}, {1258.93, 118789.}, {1584.89, 229371.}, {1995.26, 439536.},
{2511.89, 834640.}, {3162.28, 1.568 × 106}, {3981.07, 2.9093 × 106}, {5011.87, 5.32221 × 106},
{6309.57, 9.58498 × 106}, {7943.28, 1.69733 × 107}, {10000., 2.95337 × 107},
{12589.3, 5.04903 × 107}, {15848.9, 8.48487 × 107}, {19952.6, 1.40286 × 108},
{25118.9, 2.28427 × 108}, {31622.8, 3.66615 × 108}, {39810.7, 5.80222 × 108},
{50118.7, 9.05472 × 108}, {63095.7, 1.39245 × 109}, {79432.8, 2.10753 × 109},
{100000., 3.13381 × 109}, {125893., 4.56709 × 109}, {158489., 6.50443 × 109},
{199526., 9.02273 × 109}, {251189., 1.21475 × 1010}, {316228., 1.58178 × 1010},
{398107., 1.98616 × 1010}, {501187., 2.39996 × 1010}, {630957., 2.78899 × 1010},
{794328., 3.12077 × 1010}, {1. × 106, 3.37334 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.54119 × 1010},
{1.58489 × 106, 3.63567 × 1010}, {1.99526 × 106, 3.67889 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69405 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69768 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69791 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.6974 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.69666 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69573 × 1010}, {1. × 107, 3.69456 × 1010}}

Bi214 = Table[{10t, B[10, 10t * 365 * 24 * 3600] * λ[10]}, {t, 1, 7, 0.1}]
{
{10., 0.0657664}, {12.5893, 0.132051}, {15.8489, 0.26479}, {19.9526, 0.530335},
{25.1189, 1.06115}, {31.6228, 2.12148}, {39.8107, 4.2382}, {50.1187, 8.46124},
{63.0957, 16.8813}, {79.4328, 33.6589}, {100., 67.0651}, {125.893, 133.526},
{158.489, 265.62}, {199.526, 527.851}, {251.189, 1047.68}, {316.228, 2076.34},
{398.107, 4107.44}, {501.187, 8107.04}, {630.957, 15956.7}, {794.328, 31298.8},
{1000., 61133.2}, {1258.93, 118789.}, {1584.89, 229371.}, {1995.26, 439536.},
{2511.89, 834640.}, {3162.28, 1.568 × 106}, {3981.07, 2.9093 × 106}, {5011.87, 5.32221 × 106},
{6309.57, 9.58498 × 106}, {7943.28, 1.69733 × 107}, {10000., 2.95337 × 107},
{12589.3, 5.04903 × 107}, {15848.9, 8.48487 × 107}, {19952.6, 1.40286 × 108},
{25118.9, 2.28427 × 108}, {31622.8, 3.66615 × 108}, {39810.7, 5.80222 × 108},
{50118.7, 9.05472 × 108}, {63095.7, 1.39245 × 109}, {79432.8, 2.10753 × 109},
{100000., 3.13381 × 109}, {125893., 4.56709 × 109}, {158489., 6.50443 × 109},
{199526., 9.02273 × 109}, {251189., 1.21475 × 1010}, {316228., 1.58178 × 1010},
{398107., 1.98616 × 1010}, {501187., 2.39996 × 1010}, {630957., 2.78899 × 1010},
{794328., 3.12077 × 1010}, {1. × 106, 3.37334 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.54119 × 1010},
{1.58489 × 106, 3.63567 × 1010}, {1.99526 × 106, 3.67889 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69405 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69768 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69791 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.6974 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.69666 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69573 × 1010}, {1. × 107, 3.69456 × 1010}}

```


Po214 = Table[{10^t, B[11, 10^t*365*24*3600]*λ[11]}, {t, 1, 7, 0.1}]

{ {10., 0.0657663}, {12.5893, 0.132051}, {15.8489, 0.26479}, {19.9526, 0.530332},
 {25.1189, 1.06115}, {31.6228, 2.12148}, {39.8107, 4.2382}, {50.1187, 8.46124},
 {63.0957, 16.8813}, {79.4328, 33.6589}, {100., 67.0651}, {125.893, 133.526},
 {158.489, 265.62}, {199.526, 527.851}, {251.189, 1047.68}, {316.228, 2076.34},
 {398.107, 4107.44}, {501.187, 8107.04}, {630.957, 15956.7}, {794.328, 31298.8},
 {1000., 61133.2}, {1258.93, 118789.}, {1584.89, 229371.}, {1995.26, 439536.},
 {2511.89, 834640.}, {3162.28, 1.568×10⁶}, {3981.07, 2.9093×10⁶}, {5011.87, 5.32221×10⁶},
 {6309.57, 9.58498×10⁶}, {7943.28, 1.69733×10⁷}, {10000., 2.95337×10⁷},
 {12589.3, 5.04903×10⁷}, {15848.9, 8.48487×10⁷}, {19952.6, 1.40286×10⁸},
 {25118.9, 2.28427×10⁸}, {31622.8, 3.66615×10⁸}, {39810.7, 5.80222×10⁸},
 {50118.7, 9.05472×10⁸}, {63095.7, 1.39245×10⁹}, {79432.8, 2.10753×10⁹},
 {100000., 3.13381×10⁹}, {125893., 4.56709×10⁹}, {158489., 6.50443×10⁹},
 {199526., 9.02273×10⁹}, {251189., 1.21475×10¹⁰}, {316228., 1.58178×10¹⁰},
 {398107., 1.98616×10¹⁰}, {501187., 2.39996×10¹⁰}, {630957., 2.78899×10¹⁰},
 {794328., 3.12077×10¹⁰}, {1.×10⁶, 3.37334×10¹⁰}, {1.25893×10⁶, 3.54119×10¹⁰},
 {1.58489×10⁶, 3.63567×10¹⁰}, {1.99526×10⁶, 3.67889×10¹⁰}, {2.51189×10⁶, 3.69405×10¹⁰},
 {3.16228×10⁶, 3.69768×10¹⁰}, {3.98107×10⁶, 3.69791×10¹⁰}, {5.01187×10⁶, 3.6974×10¹⁰},
 {6.30957×10⁶, 3.69666×10¹⁰}, {7.94328×10⁶, 3.69573×10¹⁰}, {1.×10⁷, 3.69456×10¹⁰}}

Pb210 = Table[{10^t, B[12, 10^t*365*24*3600]*λ[12]}, {t, 1, 7, 0.1}]

{ {10., 0.000102497}, {12.5893, 0.000231319}, {15.8489, 0.00056954}, {19.9526, 0.00143337},
 {25.1189, 0.00359247}, {31.6228, 0.00901086}, {39.8107, 0.0226364}, {50.1187, 0.0568778},
 {63.0957, 0.142702}, {79.4328, 0.35782}, {100., 0.896206}, {125.893, 2.24186},
 {158.489, 5.59974}, {199.526, 13.9623}, {251.189, 34.7383}, {316.228, 86.2005},
 {398.107, 213.202}, {501.187, 525.185}, {630.957, 1287.22}, {794.328, 3135.4},
 {1000., 7578.73}, {1258.93, 18146.4}, {1584.89, 42948.6}, {1995.26, 100227.},
 {2511.89, 229952.}, {3162.28, 517004.}, {3981.07, 1.13508×10⁶}, {5011.87, 2.42484×10⁶},
 {6309.57, 5.02346×10⁶}, {7943.28, 1.00649×10⁷}, {10000., 1.94715×10⁷},
 {12589.3, 3.63682×10⁷}, {15848.9, 6.56755×10⁷}, {19952.6, 1.14982×10⁸},
 {25118.9, 1.95823×10⁸}, {31622.8, 3.2547×10⁸}, {39810.7, 5.29295×10⁸},
 {50118.7, 8.43645×10⁸}, {63095.7, 1.31891×10⁹}, {79432.8, 2.02205×10⁹},
 {100000., 3.03704×10⁹}, {125893., 4.46087×10⁹}, {158489., 6.39202×10⁹},
 {199526., 8.90882×10⁹}, {251189., 1.20378×10¹⁰}, {316228., 1.57183×10¹⁰},
 {398107., 1.97775×10¹⁰}, {501187., 2.39339×10¹⁰}, {630957., 2.78431×10¹⁰},
 {794328., 3.11777×10¹⁰}, {1.×10⁶, 3.37164×10¹⁰}, {1.25893×10⁶, 3.54036×10¹⁰},
 {1.58489×10⁶, 3.63534×10¹⁰}, {1.99526×10⁶, 3.67879×10¹⁰}, {2.51189×10⁶, 3.69403×10¹⁰},
 {3.16228×10⁶, 3.69768×10¹⁰}, {3.98107×10⁶, 3.69791×10¹⁰}, {5.01187×10⁶, 3.6974×10¹⁰},
 {6.30957×10⁶, 3.69666×10¹⁰}, {7.94328×10⁶, 3.69573×10¹⁰}, {1.×10⁷, 3.69456×10¹⁰}}

```

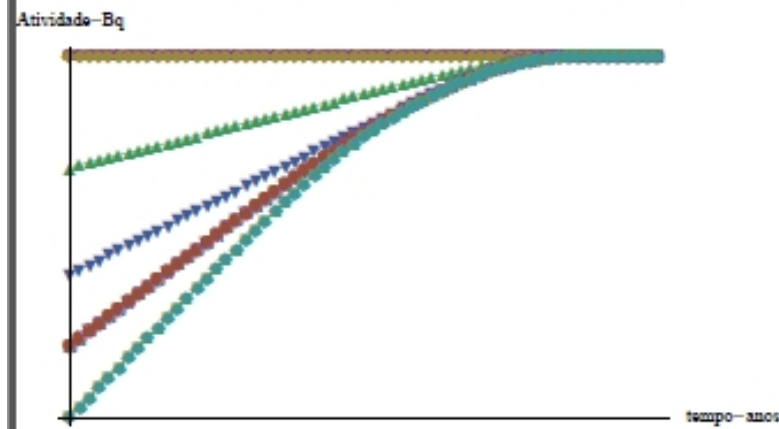
Bi210 = Table[{10c, B[13, 10c * 365 * 24 * 3600] * λ[13]}, {t, 1, 7, 0.1}]
({{10., 0.000110629}, {12.5893, 0.000243828}, {15.8489, 0.000570798}, {19.9526, 0.00143009},
{25.1189, 0.00357744}, {31.6228, 0.00899092}, {39.8107, 0.0225941}, {50.1187, 0.0567782},
{63.0957, 0.142524}, {79.4328, 0.357471}, {100., 0.895507}, {125.893, 2.24045},
{158.489, 5.59696}, {199.526, 13.9568}, {251.189, 34.7275}, {316.228, 86.1792},
{398.107, 213.16}, {501.187, 525.104}, {630.957, 1287.06}, {794.328, 3135.1},
{1000., 7578.15}, {1258.93, 18145.3}, {1584.89, 42946.6}, {1995.26, 100223.},
{2511.89, 229946.}, {3162.28, 516993.}, {3981.07, 1.13507 × 106}, {5011.87, 2.42481 × 106},
{6309.57, 5.02341 × 106}, {7943.28, 1.00648 × 107}, {10000., 1.94714 × 107},
{12589.3, 3.63681 × 107}, {15848.9, 6.56753 × 107}, {19952.6, 1.14982 × 108},
{25118.9, 1.95823 × 108}, {31622.8, 3.25469 × 108}, {39810.7, 5.29295 × 108},
{50118.7, 8.43644 × 108}, {63095.7, 1.31891 × 109}, {79432.8, 2.02205 × 109},
{100000., 3.03704 × 109}, {125893., 4.46087 × 109}, {158489., 6.39202 × 109},
{199526., 8.90882 × 109}, {251189., 1.20378 × 1010}, {316228., 1.57183 × 1010},
{398107., 1.97775 × 1010}, {501187., 2.39339 × 1010}, {630957., 2.78431 × 1010},
{794328., 3.11777 × 1010}, {1. × 106, 3.37164 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.54036 × 1010},
{1.58489 × 106, 3.63534 × 1010}, {1.99526 × 106, 3.67879 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69403 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69768 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69791 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.6974 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.69666 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69573 × 1010}, {1. × 107, 3.69456 × 1010}}

Po210 = Table[{10c, B[14, 10c * 365 * 24 * 3600] * λ[14]}, {t, 1, 7, 0.1}]
({{10., 0.0000786312}, {12.5893, 0.000190895}, {15.8489, 0.000489939},
{19.9526, 0.00128521}, {25.1189, 0.00328983}, {31.6228, 0.00839167},
{39.8107, 0.0213891}, {50.1187, 0.0543727}, {63.0957, 0.137724},
{79.4328, 0.34784}, {100., 0.876282}, {125.893, 2.20221}, {158.489, 5.521},
{199.526, 13.8063}, {251.189, 34.4303}, {316.228, 85.5947}, {398.107, 212.015},
{501.187, 522.873}, {630.957, 1282.74}, {794.328, 3126.8}, {1000., 7562.37},
{1258.93, 18115.6}, {1584.89, 42891.6}, {1995.26, 100123.}, {2511.89, 229767.},
{3162.28, 516683.}, {3981.07, 1.13454 × 106}, {5011.87, 2.42395 × 106},
{6309.57, 5.02206 × 106}, {7943.28, 1.00628 × 107}, {10000., 1.94685 × 107},
{12589.3, 3.63639 × 107}, {15848.9, 6.56697 × 107}, {19952.6, 1.14975 × 108},
{25118.9, 1.95813 × 108}, {31622.8, 3.25457 × 108}, {39810.7, 5.2928 × 108},
{50118.7, 8.43626 × 108}, {63095.7, 1.31889 × 109}, {79432.8, 2.02203 × 109},
{100000., 3.03701 × 109}, {125893., 4.46084 × 109}, {158489., 6.39198 × 109},
{199526., 8.90878 × 109}, {251189., 1.20378 × 1010}, {316228., 1.57183 × 1010},
{398107., 1.97775 × 1010}, {501187., 2.39339 × 1010}, {630957., 2.78431 × 1010},
{794328., 3.11777 × 1010}, {1. × 106, 3.37164 × 1010}, {1.25893 × 106, 3.54036 × 1010},
{1.58489 × 106, 3.63534 × 1010}, {1.99526 × 106, 3.67879 × 1010}, {2.51189 × 106, 3.69403 × 1010},
{3.16228 × 106, 3.69768 × 1010}, {3.98107 × 106, 3.69791 × 1010}, {5.01187 × 106, 3.6974 × 1010},
{6.30957 × 106, 3.69666 × 1010}, {7.94328 × 106, 3.69573 × 1010}, {1. × 107, 3.69456 × 1010}}

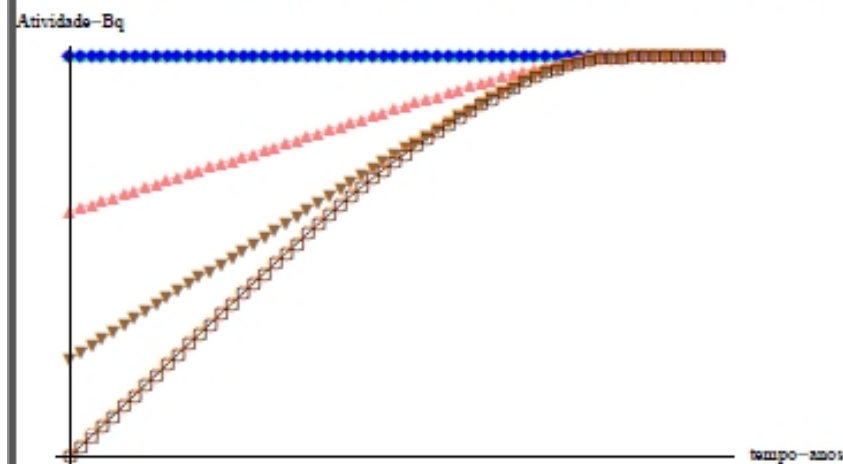
```



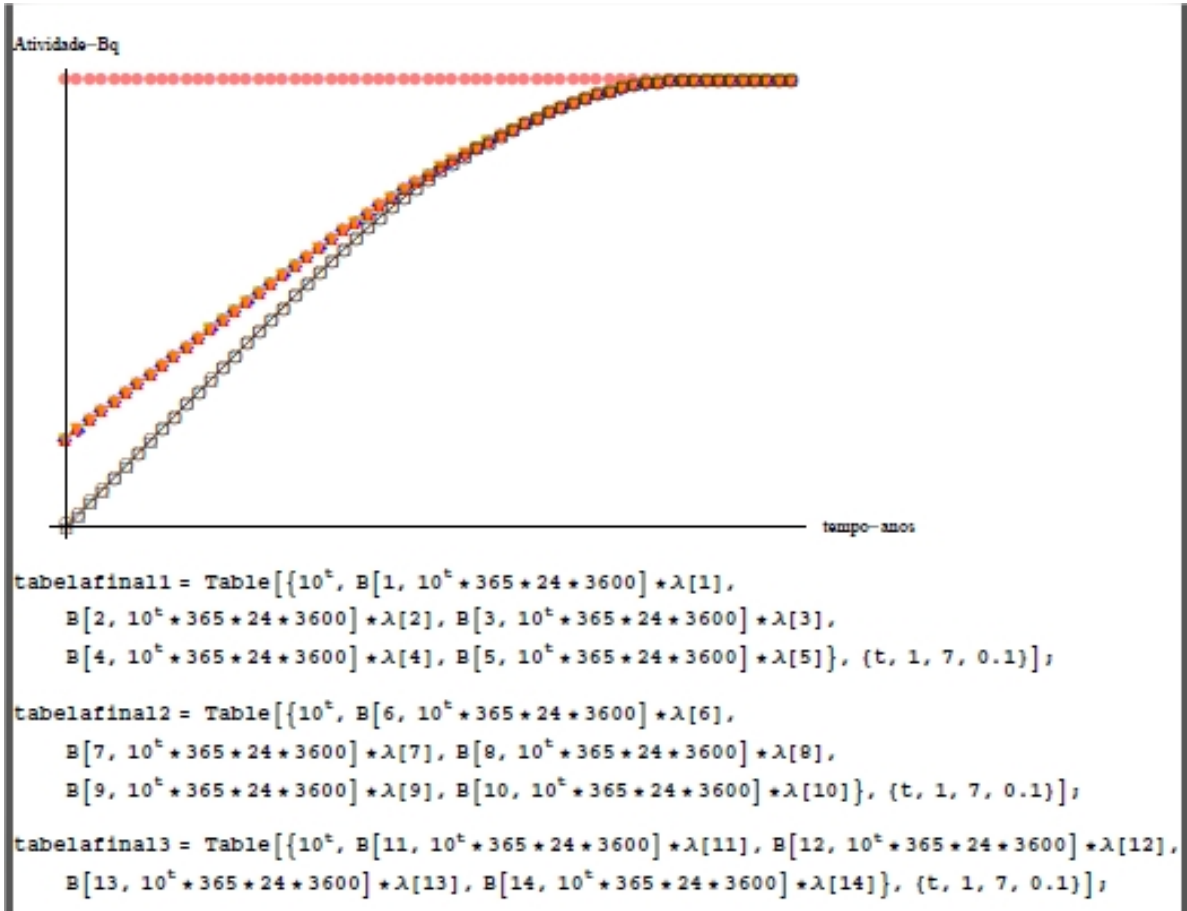
```
ListLogLogPlot[
  {U238, Th234, Pa234, U234, Th230, Ra226, Rn222, Po218, Pb214, Bi214, Po214, Pb210, Po210},
  PlotRange -> All, AxesLabel -> {"tempo-anos", "Atividade-Bq"},
  Joined -> True, PlotMarkers -> Automatic, Ticks -> None]
```



```
ListLogLogPlot[{U238, Th234, Pa234, U234, Th230, Ra226, Rn222}, PlotRange -> All,
  AxesLabel -> {"tempo-anos", "Atividade-Bq"}, Joined -> True, PlotMarkers -> Automatic,
  Ticks -> None, PlotStyle -> {Red, Green, Blue, Pink, Brown, Orange, Black}]
```



```
ListLogLogPlot[{U238, Po218, Pb214, Bi214, Po214, Pb210, Po210}, PlotRange -> All,
  AxesLabel -> {"tempo-anos", "Atividade-Bq"}, Joined -> True, PlotMarkers -> Automatic,
  Ticks -> None, PlotStyle -> {Pink, Green, Blue, Red, Orange, Brown, Black}]
```



TableForm[tabelafinal1,
TableHeadings -> {{**}, {*t*, *U238*, *Th234*, *Pa234*, *U234*, *Th230*}}]

t	U238	Th234	Pa234	U234	Th230
10.	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.02405×10^6	46.8633
12.5893	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.29174×10^6	74.5641
15.8489	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.62875×10^6	118.543
19.9526	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	2.05302×10^6	188.34
25.1189	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	2.58712×10^6	299.08
31.6228	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.25952×10^6	474.737
39.8107	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	4.10599×10^6	753.316
50.1187	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	5.17162×10^6	1195.05
63.0957	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	6.51311×10^6	1895.41
79.4328	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	8.20188×10^6	3005.7
100.	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.03278×10^7	4765.66
125.893	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.3004×10^7	7555.24
158.489	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.63729×10^7	11976.4
199.526	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	2.06136×10^7	18982.9
251.189	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	2.59517×10^7	30085.6
316.228	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.26708×10^7	47677.4
398.107	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	4.1128×10^7	75548.2
501.187	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	5.17722×10^7	119698.
630.957	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	6.5168×10^7	189625.
794.328	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	8.20255×10^7	300357.
1000.	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.03237×10^8	475665.
1258.93	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.29923×10^8	753126.
1584.89	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	1.63492×10^8	1.1921×10^6
1995.26	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	2.05708×10^8	1.8863×10^6
2511.89	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	2.58787×10^8	2.98347×10^6
3162.28	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.25501×10^8	4.71626×10^6
3981.07	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	4.09316×10^8	7.45043×10^6
5011.87	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	3.7×10^{10}	5.14561×10^8	1.17597×10^7
6309.57	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	6.46626×10^8	1.85418×10^7
7943.28	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	8.12207×10^8	2.91963×10^7
10000.	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	1.01959×10^9	4.58962×10^7
12589.3	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	1.27898×10^9	7.1997×10^7
15848.9	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	1.60287×10^9	1.12645×10^8
19952.6	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	3.69999×10^{10}	2.00646×10^9	1.75664×10^8
25118.9	3.69998×10^{10}	3.69998×10^{10}	3.69998×10^{10}	2.508×10^9	2.72816×10^8
31622.8	3.69998×10^{10}	3.69998×10^{10}	3.69998×10^{10}	3.1292×10^9	4.21538×10^8
39810.7	3.69998×10^{10}	3.69998×10^{10}	3.69998×10^{10}	3.89536×10^9	6.47205×10^8
50118.7	3.69997×10^{10}	3.69997×10^{10}	3.69997×10^{10}	4.83531×10^9	9.85883×10^8
63095.7	3.69996×10^{10}	3.69996×10^{10}	3.69996×10^{10}	5.98077×10^9	1.48726×10^9
79432.8	3.69995×10^{10}	3.69995×10^{10}	3.69995×10^{10}	7.36499×10^9	2.21701×10^9
100000.	3.69994×10^{10}	3.69994×10^{10}	3.69994×10^{10}	9.02013×10^9	3.25713×10^9
125893.	3.69993×10^{10}	3.69993×10^{10}	3.69993×10^{10}	1.0973×10^{10}	4.70192×10^9
158489.	3.69991×10^{10}	3.69991×10^{10}	3.69991×10^{10}	1.32389×10^{10}	6.64669×10^9
199526.	3.69988×10^{10}	3.69988×10^{10}	3.69988×10^{10}	1.58131×10^{10}	9.16657×10^9
251189.	3.69985×10^{10}	3.69985×10^{10}	3.69985×10^{10}	1.8661×10^{10}	1.22857×10^{10}
316228.	3.69982×10^{10}	3.69982×10^{10}	3.69982×10^{10}	2.17084×10^{10}	1.5943×10^{10}
398107.	3.69977×10^{10}	3.69977×10^{10}	3.69977×10^{10}	2.48353×10^{10}	1.99675×10^{10}
501187.	3.69971×10^{10}	3.69971×10^{10}	3.69971×10^{10}	2.78791×10^{10}	2.40822×10^{10}
630957.	3.69964×10^{10}	3.69964×10^{10}	3.69964×10^{10}	3.06522×10^{10}	2.79487×10^{10}
794328.	3.69954×10^{10}	3.69954×10^{10}	3.69954×10^{10}	3.29773×10^{10}	3.12454×10^{10}
$1. \times 10^6$	3.69943×10^{10}	3.69943×10^{10}	3.69943×10^{10}	3.47335×10^{10}	3.37547×10^{10}
1.25893×10^6	3.69928×10^{10}	3.69928×10^{10}	3.69928×10^{10}	3.58973×10^{10}	3.54222×10^{10}
1.58489×10^6	3.69909×10^{10}	3.69909×10^{10}	3.69909×10^{10}	3.65516×10^{10}	3.63608×10^{10}
1.99526×10^6	3.69886×10^{10}	3.69886×10^{10}	3.69886×10^{10}	3.68504×10^{10}	3.67902×10^{10}
2.51189×10^6	3.69856×10^{10}	3.69856×10^{10}	3.69856×10^{10}	3.69546×10^{10}	3.69408×10^{10}
3.16228×10^6	3.69819×10^{10}	3.69819×10^{10}	3.69819×10^{10}	3.69786×10^{10}	3.69769×10^{10}
3.98107×10^6	3.69773×10^{10}	3.69773×10^{10}	3.69773×10^{10}	3.69788×10^{10}	3.69791×10^{10}
5.01187×10^6	3.69714×10^{10}	3.69714×10^{10}	3.69714×10^{10}	3.69734×10^{10}	3.6974×10^{10}
6.30957×10^6	3.6964×10^{10}	3.6964×10^{10}	3.6964×10^{10}	3.6966×10^{10}	3.69666×10^{10}
7.94328×10^6	3.69546×10^{10}	3.69546×10^{10}	3.69546×10^{10}	3.69567×10^{10}	3.69573×10^{10}
$1. \times 10^7$	3.69429×10^{10}	3.69429×10^{10}	3.69429×10^{10}	3.6945×10^{10}	3.69456×10^{10}

TableForm[tabelafinal2,
TableHeadings -> {{**}, {*t*, *Ra226*, *Rn222*, *Po218*, *Pb214*, *Bi214*}}]

t	Ra226	Rn222	Po218	Pb214	Bi214
10.	0.0660541	0.0657646	0.0657814	0.0657663	0.0657664
12.5893	0.132526	0.132046	0.132064	0.13204	0.132051
15.8489	0.265545	0.264785	0.264797	0.264774	0.26479
19.9526	0.531543	0.530345	0.530347	0.530339	0.530335
25.1189	1.06308	1.06116	1.06118	1.06116	1.06115
31.6228	2.12455	2.1215	2.12151	2.12148	2.12148
39.8107	4.24307	4.23825	4.23826	4.23821	4.2382
50.1187	8.46897	8.46131	8.4613	8.46127	8.46124
63.0957	16.8936	16.8814	16.8814	16.8814	16.8813
79.4328	33.6783	33.6591	33.6591	33.6589	33.6589
100.	67.0957	67.0654	67.0654	67.0652	67.0651
125.893	133.575	133.527	133.527	133.526	133.526
158.489	265.696	265.62	265.62	265.62	265.62
199.526	527.971	527.852	527.852	527.851	527.851
251.189	1047.87	1047.68	1047.68	1047.68	1047.68
316.228	2076.64	2076.34	2076.34	2076.34	2076.34
398.107	4107.9	4107.44	4107.44	4107.44	4107.44
501.187	8107.76	8107.04	8107.04	8107.04	8107.04
630.957	15957.8	15956.7	15956.7	15956.7	15956.7
794.328	31300.6	31298.8	31298.8	31298.8	31298.8
1000.	61135.9	61133.3	61133.3	61133.2	61133.2
1258.93	118793.	118789.	118789.	118789.	118789.
1584.89	229377.	229371.	229371.	229371.	229371.
1995.26	439545.	439536.	439536.	439536.	439536.
2511.89	834654.	834640.	834640.	834640.	834640.
3162.28	1.56802×10^6	1.568×10^6	1.568×10^6	1.568×10^6	1.568×10^6
3981.07	2.90933×10^6	2.9093×10^6	2.9093×10^6	2.9093×10^6	2.9093×10^6
5011.87	5.32226×10^6	5.32221×10^6	5.32221×10^6	5.32221×10^6	5.32221×10^6
6309.57	9.58504×10^6	9.58498×10^6	9.58498×10^6	9.58498×10^6	9.58498×10^6
7943.28	1.69734×10^7	1.69733×10^7	1.69733×10^7	1.69733×10^7	1.69733×10^7
10000.	2.95339×10^7	2.95337×10^7	2.95337×10^7	2.95337×10^7	2.95337×10^7
12589.3	5.04904×10^7	5.04903×10^7	5.04903×10^7	5.04903×10^7	5.04903×10^7
15848.9	8.48489×10^7	8.48487×10^7	8.48487×10^7	8.48487×10^7	8.48487×10^7
19952.6	1.40286×10^8	1.40286×10^8	1.40286×10^8	1.40286×10^8	1.40286×10^8
25118.9	2.28427×10^8	2.28427×10^8	2.28427×10^8	2.28427×10^8	2.28427×10^8
31622.8	3.66615×10^8	3.66615×10^8	3.66615×10^8	3.66615×10^8	3.66615×10^8
39810.7	5.80223×10^8	5.80222×10^8	5.80222×10^8	5.80222×10^8	5.80222×10^8
50118.7	9.05473×10^8	9.05472×10^8	9.05472×10^8	9.05472×10^8	9.05472×10^8
63095.7	1.39245×10^9	1.39245×10^9	1.39245×10^9	1.39245×10^9	1.39245×10^9
79432.8	2.10753×10^9	2.10753×10^9	2.10753×10^9	2.10753×10^9	2.10753×10^9
100000.	3.13381×10^9	3.13381×10^9	3.13381×10^9	3.13381×10^9	3.13381×10^9
125893.	4.56709×10^9	4.56709×10^9	4.56709×10^9	4.56709×10^9	4.56709×10^9
158489.	6.50443×10^9	6.50443×10^9	6.50443×10^9	6.50443×10^9	6.50443×10^9
199526.	9.02273×10^9	9.02273×10^9	9.02273×10^9	9.02273×10^9	9.02273×10^9
251189.	1.21475×10^{10}	1.21475×10^{10}	1.21475×10^{10}	1.21475×10^{10}	1.21475×10^{10}
316228.	1.58178×10^{10}	1.58178×10^{10}	1.58178×10^{10}	1.58178×10^{10}	1.58178×10^{10}
398107.	1.98616×10^{10}	1.98616×10^{10}	1.98616×10^{10}	1.98616×10^{10}	1.98616×10^{10}
501187.	2.39996×10^{10}	2.39996×10^{10}	2.39996×10^{10}	2.39996×10^{10}	2.39996×10^{10}
630957.	2.78899×10^{10}	2.78899×10^{10}	2.78899×10^{10}	2.78899×10^{10}	2.78899×10^{10}
794328.	3.12077×10^{10}	3.12077×10^{10}	3.12077×10^{10}	3.12077×10^{10}	3.12077×10^{10}
$1. \times 10^6$	3.37334×10^{10}	3.37334×10^{10}	3.37334×10^{10}	3.37334×10^{10}	3.37334×10^{10}
1.25893×10^6	3.54119×10^{10}	3.54119×10^{10}	3.54119×10^{10}	3.54119×10^{10}	3.54119×10^{10}
1.58489×10^6	3.63567×10^{10}	3.63567×10^{10}	3.63567×10^{10}	3.63567×10^{10}	3.63567×10^{10}
1.99526×10^6	3.67889×10^{10}	3.67889×10^{10}	3.67889×10^{10}	3.67889×10^{10}	3.67889×10^{10}
2.51189×10^6	3.69405×10^{10}	3.69405×10^{10}	3.69405×10^{10}	3.69405×10^{10}	3.69405×10^{10}
3.16228×10^6	3.69768×10^{10}	3.69768×10^{10}	3.69768×10^{10}	3.69768×10^{10}	3.69768×10^{10}
3.98107×10^6	3.69791×10^{10}	3.69791×10^{10}	3.69791×10^{10}	3.69791×10^{10}	3.69791×10^{10}
5.01187×10^6	3.6974×10^{10}	3.6974×10^{10}	3.6974×10^{10}	3.6974×10^{10}	3.6974×10^{10}
6.30957×10^6	3.69666×10^{10}	3.69666×10^{10}	3.69666×10^{10}	3.69666×10^{10}	3.69666×10^{10}
7.94328×10^6	3.69573×10^{10}	3.69573×10^{10}	3.69573×10^{10}	3.69573×10^{10}	3.69573×10^{10}
$1. \times 10^7$	3.69456×10^{10}	3.69456×10^{10}	3.69456×10^{10}	3.69456×10^{10}	3.69456×10^{10}

TableForm[tabelafinal3, TableHeadings -> {{}}, {"t", "Po214", "Pb210", "Bi210", "Po210"}]]

t	Po214	Pb210	Bi210	Po210
10.	0.0657663	0.000102497	0.000110629	0.0000786312
12.5893	0.132051	0.000231319	0.000243828	0.000190895
15.8489	0.26479	0.00056954	0.000570798	0.000489939
19.9526	0.530332	0.00143337	0.00143009	0.00128521
25.1189	1.06115	0.00359247	0.00357744	0.00328983
31.6228	2.12148	0.00901086	0.00899092	0.00839167
39.8107	4.2382	0.0226364	0.0225941	0.0213891
50.1187	8.46124	0.0568778	0.0567782	0.0543727
63.0957	16.8813	0.142702	0.142524	0.137724
79.4328	33.6589	0.35782	0.357471	0.34784
100.	67.0651	0.896206	0.895507	0.876282
125.893	133.526	2.24186	2.24045	2.20221
158.489	265.62	5.59974	5.59696	5.521
199.526	527.851	13.9623	13.9568	13.8063
251.189	1047.68	34.7383	34.7275	34.4303
316.228	2076.34	86.2005	86.1792	85.5947
398.107	4107.44	213.202	213.16	212.015
501.187	8107.04	525.185	525.104	522.873
630.957	15956.7	1287.22	1287.06	1282.74
794.328	31298.8	3135.4	3135.1	3126.8
1000.	61133.2	7578.73	7578.15	7562.37
1258.93	118789.	18146.4	18145.3	18115.6
1584.89	229371.	42948.6	42946.6	42891.6
1995.26	439536.	100227.	100223.	100123.
2511.89	834640.	229952.	229946.	229767.
3162.28	1.568×10^6	517004.	516993.	516683.
3981.07	2.9093×10^6	1.13508×10^6	1.13507×10^6	1.13454×10^6
5011.87	5.32221×10^6	2.42484×10^6	2.42481×10^6	2.42395×10^6
6309.57	9.58498×10^6	5.02346×10^6	5.02341×10^6	5.02206×10^6
7943.28	1.69733×10^7	1.00649×10^7	1.00648×10^7	1.00628×10^7
10000.	2.95337×10^7	1.94715×10^7	1.94714×10^7	1.94685×10^7
12589.3	5.04903×10^7	3.63682×10^7	3.63681×10^7	3.63639×10^7
15848.9	8.48487×10^7	6.56755×10^7	6.56753×10^7	6.56697×10^7
19952.6	1.40286×10^8	1.14982×10^8	1.14982×10^8	1.14975×10^8
25118.9	2.28427×10^8	1.95823×10^8	1.95823×10^8	1.95813×10^8
31622.8	3.66615×10^8	3.2547×10^8	3.25469×10^8	3.25457×10^8
39810.7	5.80222×10^8	5.29295×10^8	5.29295×10^8	5.2928×10^8
50118.7	9.05472×10^8	8.43645×10^8	8.43644×10^8	8.43626×10^8
63095.7	1.39245×10^9	1.31891×10^9	1.31891×10^9	1.31889×10^9
79432.8	2.10753×10^9	2.02205×10^9	2.02205×10^9	2.02203×10^9
100000.	3.13381×10^9	3.03704×10^9	3.03704×10^9	3.03701×10^9
125893.	4.56709×10^9	4.46087×10^9	4.46087×10^9	4.46084×10^9
158489.	6.50443×10^9	6.39202×10^9	6.39202×10^9	6.39198×10^9
199526.	9.02273×10^9	8.90882×10^9	8.90882×10^9	8.90878×10^9
251189.	1.21475×10^{10}	1.20378×10^{10}	1.20378×10^{10}	1.20378×10^{10}
316228.	1.58178×10^{10}	1.57183×10^{10}	1.57183×10^{10}	1.57183×10^{10}
398107.	1.98616×10^{10}	1.97775×10^{10}	1.97775×10^{10}	1.97775×10^{10}
501187.	2.39996×10^{10}	2.39339×10^{10}	2.39339×10^{10}	2.39339×10^{10}
630957.	2.78899×10^{10}	2.78431×10^{10}	2.78431×10^{10}	2.78431×10^{10}
794328.	3.12077×10^{10}	3.11777×10^{10}	3.11777×10^{10}	3.11777×10^{10}
$1. \times 10^6$	3.37334×10^{10}	3.37164×10^{10}	3.37164×10^{10}	3.37164×10^{10}
1.25893×10^6	3.54119×10^{10}	3.54036×10^{10}	3.54036×10^{10}	3.54036×10^{10}
1.58489×10^6	3.63567×10^{10}	3.63534×10^{10}	3.63534×10^{10}	3.63534×10^{10}
1.99526×10^6	3.67889×10^{10}	3.67879×10^{10}	3.67879×10^{10}	3.67879×10^{10}
2.51189×10^6	3.69405×10^{10}	3.69403×10^{10}	3.69403×10^{10}	3.69403×10^{10}
3.16228×10^6	3.69768×10^{10}	3.69768×10^{10}	3.69768×10^{10}	3.69768×10^{10}
3.98107×10^6	3.69791×10^{10}	3.69791×10^{10}	3.69791×10^{10}	3.69791×10^{10}
5.01187×10^6	3.6974×10^{10}	3.6974×10^{10}	3.6974×10^{10}	3.6974×10^{10}
6.30957×10^6	3.69666×10^{10}	3.69666×10^{10}	3.69666×10^{10}	3.69666×10^{10}
7.94328×10^6	3.69573×10^{10}	3.69573×10^{10}	3.69573×10^{10}	3.69573×10^{10}
$1. \times 10^7$	3.69456×10^{10}	3.69456×10^{10}	3.69456×10^{10}	3.69456×10^{10}