



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

ARYKERNE NASCIMENTO CASADO DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO COMPUTACIONAL PARA SIMULAÇÃO
DA TRANSFERÊNCIA DE RADIOISÓTOPOS NATURAIS DO SOLO PARA A
POPULAÇÃO ADJACENTE**

Recife

2019

ARYKERNE NASCIMENTO CASADO DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO COMPUTACIONAL PARA SIMULAÇÃO
DA TRANSFERÊNCIA DE RADIOISÓTOPOS NATURAIS DO SOLO PARA A
POPULAÇÃO ADJACENTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Nucleares.

Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação nuclear.

Orientador: Profº. Dr. Romilton dos Santos Amaral.

Coorientador: Profº. Dr. José Wilson Vieira.

Recife

2019

Catálogo na fonte
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

S586d

Silva, Arykerne Nascimento Casado da.

Desenvolvimento de um modelo computacional para simulação da transferência de radioisótopos naturais do solo para a população adjacente. / Arykerne Nascimento Casado da Silva. - Recife, 2019.

122 f. : il., figs., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral.

Coorientador: Prof. Dr. José Wilson Vieira.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2019.

Inclui referências e apêndices.

1. Engenharia nuclear. 2. Modelo computacional. 3. Resrad. 4. Cenário de exposição. 5. Radionuclídeos primordiais. I. Amaral, Romilton dos Santos, orientador. II. Vieira, José Wilson, coorientador. III. Título.

621.48 CDD (22. ed.)

UFPE/BDEN-2019/13

ARYKERNE NASCIMENTO CASADO DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO COMPUTACIONAL PARA SIMULAÇÃO
DA TRANSFERÊNCIA DE RADIOISÓTOPOS NATURAIS DO SOLO PARA A
POPULAÇÃO ADJACENTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Nucleares.

Aprovada em: 25/02/2019.

BANCA EXAMINADORA

Profº. Dr. Romilton dos Santos Amaral (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. José Wilson Vieira (Coorientador)
Instituto Federal de Pernambuco

Profº. Dr. José Araújo dos Santos Júnior (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profº. Dr. Alberto Antônio da Silva (Examinador externo)
Instituto Federal de Pernambuco

Profº Dr. Viriato Leal Neto (Examinador externo)
Instituto Federal de Pernambuco

Profº. Dr. Alex Souza Moraes (Examinador externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dedico este esforço à Lília, Arthur e Laís pelo amor que me concederam sempre.
Também à Ledice e Nilson (ambos In memoriam) que me deram a vida.

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Lília de Souza Campos, que compartilha comigo mais de trinta anos de uma jornada pela vida. Estamos sempre buscando nossos sonhos juntos e este não foi diferente. Este trabalho, desenvolvido com muito esforço e dedicação, se tornou possível ao lado da mulher, companheira, mãe e professora que eu amo.

Ao meu filho Arthur Campos Casado, por se tornar um homem bom, profissional da educação e por compartilhar a vida ao meu lado.

À minha filha Laís Campos Casado, que segue a passos largos, através da Sociologia, pelo caminho da coerência e respeito ao próximo.

Ao Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral, orientador que acreditou que um servidor técnico administrativo e não tão jovem poderia contribuir para o conhecimento científico no grupo de Radioecologia.

Ao Prof. Dr. José Wilson Vieira, coorientador que distribui conhecimentos complexos como se fossem versos.

Ao Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior, profissional de múltiplas habilidades, sempre disposto a dirimir dúvidas, revisar textos, providenciar soluções para problemas complicados e acreditar que é sempre possível fazer mais e melhor. Acrescentando um agradecimento especial pela permissão do uso dos dados do seu trabalho de tese, conquanto sem essa informação, as simulações não seriam possíveis.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN) do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) que me ajudaram a perceber a importância do conhecimento e da pesquisa científica para o nosso país.

A todos os companheiros e companheiras de curso que me fizeram sentir o que é ser aluno novamente.

Aos servidores do DEN que mantem a estrutura física e administrativa sempre funcionando. Especialmente Lia, sempre disposta a nos ajudar na limpeza e organização da sala.

Conhecimento prudente para uma vida decente
(SANTOS, 2004).

RESUMO

Dados de atividade específica de amostras de solo, de uma região com anomalia em minério de urânio localizada no agreste do estado de Pernambuco, foram utilizados para desenvolver um modelo para simular a dose e a transferência de radioisótopos primordiais e seus descendentes para a população adjacente. O modelo foi desenvolvido através da seleção da região com anomalia radioativa decorrentes das concentrações de atividade do ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K no solo, utilizando o cenário de um agricultor residente, produzindo para consumo próprio alimentos vegetais, proteína animal e água potável provenientes do solo anômalo. O código computacional Resrad Onsite 7.2 foi selecionado para execução das simulações por estar disponível gratuitamente através da rede mundial Internet, também por ser validado por uma série de instituições relacionadas a estudos sobre radioatividade ambiental. O código permite a projeção da dose total equivalente efetiva futura, a estimativa do período de ocorrência da dose e permite fazer a análise da liberação do uso do solo. O resultado das simulações, utilizando o modelo desenvolvido, calculou $42,87 \text{ mSv.a}^{-1}$ como a dose máxima após 62 simulações com as atividades específicas dos radioisótopos primordiais do modelo. A previsão é que essa dose ocorra no tempo de exposição de aproximadamente 48 anos após o início da obtenção das amostras que começou em 2004. Em conjunto com o pico de dose, a simulação demonstrou que a área analisada precisa de restrições em termos de uso do solo, após calcular e comparar as frações de atividade específica de cada amostra com o valor $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$, valor limite definido pela Comissão Regulatória Nuclear dos Estados Unidos.

Palavras-chave: Modelo computacional. Resrad. Cenário de exposição. Radionuclídeos primordiais.

ABSTRACT

Specific activity data of soil samples of a region with an anomaly in uranium ore, located in the Agreste of the state of Pernambuco, were used to develop a model to simulate the dose and transfer of primordial radioisotopes and their descending to the adjacent population. The model was developed through the selection of the region with radioactive anomaly resulting from activity concentrations of ^{238}U , ^{232}Th , and ^{40}K in soil, using the scenario of a resident farmer producing for its own consumption plant foods, animal protein and drinking water from the anomalous soil. The Resrad Onsite 7.2 computational code was selected for the execution of the simulations, because it is available free through the World Wide Web, also for being validated by a series of institutions related to studies on environmental radioactivity. The code allows the projection of the total effective equivalent dose in the future, the estimation of the period of dose occurrence and the analysis of the release of the soil use. The result of the simulations, using the developed model, calculated 42.87 mSv.y^{-1} as the maximum dose after 62 simulations with the specific activities of the primordial radioisotopes of the model. It is expected the occurrence of this dose at the exposure time approximately 48 years after the collecting of the soil samples that started in 2004. In addition to the dose peak, the simulation demonstrated that the area under analysis needs restrictions in terms of radiation protection, after calculating and comparing the fractions of specific activity of each sample with a value of 0.25 mSv.y^{-1} , a limit defined by the United States Nuclear Regulatory Commission.

Keywords: Computational model. Resrad. Exposure scenario. Primordial radionuclides.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Ilustração de uma mina subterrânea para exploração de metais no século XVI	23
Figura 2 –	Testes com armas nucleares na atmosfera	26
Figura 3 –	Localização de alguns testes (círculos vermelhos) com armas nucleares realizados ao ar livre	26
Figura 4 –	Doses estimadas de radiação individual devido às fontes naturais e antrópicas	29
Figura 5 –	Doses anuais estimadas por pessoa a partir de fontes naturais	30
Figura 6 –	Séries do ^{238}U e do ^{232}Th	35
Figura 7 –	Atividades do radionuclídeo pai X e do radionuclídeo filho Y com a obtenção do equilíbrio secular	36
Figura 8 –	Distribuição das fontes de exposição natural e antrópica	47
Figura 9 –	Representação gráfica de um cenário hipotético considerando uma fonte radioativa em forma de área	53
Figura 10 –	Geometria da fonte quando a distribuição dos radionuclídeos é considerada uniforme	56
Figura 11 –	Área com anomalia radioativa de formato irregular (tracejado azul) corrigida por 4 cilindros concêntricos (vermelho, verde, azul escuro e lilás)	57
Figura 12 –	Geometria considerada para o cálculo do fator de forma	58
Figura 13 –	Geometria considerada para integração do fator de área para um elemento infinitesimal	58
Figura 14 –	Vias dos radionuclídeos naturais no meio ambiente	63
Figura 15 –	Localização do município de Pedra – Pernambuco	71
Figura 16 –	Direção da simulação para o cálculo da dose futura de uma região radiologicamente anômala	77
Figura 17 –	Sítio de acesso ao Resrad Onsite 7.2	78
Figura 18 –	Inserindo os radionuclídeos e suas atividades	81
Figura 19 –	Crescimento da taxa de dose total equivalente efetiva (mSv.a^{-1}) devido ao ^{228}Ra nos percursos solo e vegetais	91
Figura 20 –	Representação da taxa de dose total equivalente máxima	

	por tempo de ocorrência	95
Figura 21 –	Fator de atividade específica máxima (adimensional) e taxa de dose máxima total (mSv.a^{-1}) por número da amostra	97
Figura 22 –	Dispersão do somatório das frações das atividades específicas	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Alguns dos radionuclídeos primordiais e seus tempos de meias-vidas físicas	24
Tabela 2 –	Dose média de radiação a partir de fontes naturais	48
Tabela 3 –	Exposição anual devido às fontes de radiação ionizante natural e artificial	49
Tabela 4 –	Fatores de forma estimados para 5 áreas com diferentes dimensões	57
Tabela 5 –	Valores de atividades específicas de amostras de solo da região analisada	72
Tabela 6 –	Taxa de dose total equivalente efetiva e a fração limite de dose por tempo de exposição	86
Tabela 7 –	Contribuições da taxa de dose total equivalente efetiva (mSv.a^{-1}) e da fração limite de dose em compartimentos ambientais secos e úmidos em $t \approx 49$ anos	88
Tabela 8 –	Contribuições da taxa de dose total equivalente efetiva (mSv.a^{-1}) e da fração limite de dose do solo em função do tempo (anos) e de todos os compartimentos ambientais	89
Tabela 9 –	Estimativa do valor da concentração máxima individual no tempo de ocorrência da dose máxima	89
Tabela 10 –	Contribuições da taxa de dose total equivalente efetiva do ^{228}Ra nos compartimentos ambientais secos (mSv.a^{-1})	90
Tabela 11 –	Taxa de dose equivalente efetiva total máxima, tempo de ocorrência e soma das frações da atividade específica	93

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –	Dados básicos do ^{238}U	37
Quadro 2 –	Dados básicos do ^{232}Th	39
Quadro 3 –	Dados básicos do ^{40}K	40
Quadro 4 –	Dados básicos do ^{226}Ra	42
Quadro 5 –	Dados básicos do ^{222}Rn	43
Quadro 6 –	Vias de exposição para alguns cenários utilizados	55
Quadro 7 –	Prováveis vias de transferências dos radionuclídeos	62
Quadro 8 –	Códigos computacionais para simular a exposição ao NORM	75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AEC	Atomic Energy Commission
ALARA	As Low As Reasonably Achievable
ANL	Argonne National Laboratory
CFR	Code of Federal Regulations
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
DCF	Dose Conversion Factor
DEN	Departamento de Energia Nuclear
DOE	United States Department of Energy
DOSDIM	Dose Distribution Model
EDE	Effective Dose Equivalent
EMRAS	Environmental Modelling for Radiation Safety
EPA	Environmental Protection Agency
ETF	Environmental Transport Factor
EUROATOM	European Atomic Energy Community
IAEA	International Atomic Energy Agency
ICRP	International Commission on Radiological Protection
ICRU	International Commission on Radiation Units and Measurements
MCNP	Monte Carlo N-Particle
NORM	Normally Occurring Radioactive Material
NPK	Nitrogênio, Fósforo e Potássio
NRC	Nuclear Regulatory Commission
ONU	Organização das Nações Unidas
PHE	Public Health England
ERA	Grupo de Radioecologia
RC	Razão de Concentração
RESRAD	Residual Radioactive
SF	Source Font
TENORM	Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UNSCEAR	United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic

Radiation

URSS

União das Repúblicas Socialistas Soviéticas

USNRC

United States Nuclear Regulatory Commission

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	OBJETIVO GERAL	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3	REVISÃO DE LITERATURA	22
3.1	UM RESUMO TEMPORAL DOS FENÔMENOS RADIOATIVOS	22
3.1.1	O Surgimento do Universo	22
3.1.2	A Revolução Industrial	24
3.1.3	A Segunda Guerra Mundial	25
3.1.4	As Instituições Reguladoras	27
3.1.5	A Radiação Ambiental	28
3.2	FONTES DE EXPOSIÇÃO HUMANA À RADIOATIVIDADE NATURAL	31
3.2.1	Fontes de Radioatividade Natural	32
3.2.1.1	<i>As Séries de Decaimento Natural</i>	33
3.2.1.2	<i>Equilíbrio Secular e Desequilíbrio</i>	34
3.2.1.3	<i>O Urânio</i>	36
3.2.1.4	<i>O Tório</i>	38
3.2.1.5	<i>O Potássio</i>	40
3.2.1.6	<i>O Rádio</i>	41
3.2.1.7	<i>O Radônio</i>	42
3.3	EXPOSIÇÃO DOS SERES HUMANOS À RADIOATIVIDADE AMBIENTAL NATURAL	44
3.4	CÁLCULO DE DOSES PARA DIFERENTES FAIXAS ETÁRIAS	50
3.5	CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO IONIZANTE DE REGIÕES ANÔMALAS	52
3.6	GEOMETRIA DA FONTE E FATOR DE FORMA PARA RADIAÇÃO GAMA	54
3.6.1	Fator de Forma Para Superfície	55
3.6.2	Fator de Forma para a Profundidade	57
3.7	MODELAGEM DE CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO IONIZANTE NATURAL DE REGIÕES ANÔMALAS	60

3.8	MODELOS DE VIAS DE TRANSFERÊNCIAS DOS RADIONUCLÍDEOS DO MEIO AMBIENTE AO CORPO HUMANO	62
3.9	FATORES DE CONVERSÃO DE DOSE	64
3.10	DIRETRIZES PARA CONCENTRAÇÕES DE RADIONUCLÍDEOS NO SOLO	66
4	MATERIAIS E MÉTODOS	69
4.1	O CENÁRIO DE EXPOSIÇÃO UTILIZADO	69
4.2	ÁREA DE OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS E CENÁRIO DO ESTUDO .	70
4.3	AMOSTRAS DE SOLO	72
4.4	MODELAGEM COMPUTACIONAL DA TRANSFERÊNCIA DOS RADIOISÓTOPOS	74
4.5	O APLICATIVO RESRAD-ONSITE 7.2	76
4.5.1	Verificação e Validação do Resrad	77
4.5.2	Obtenção do Resrad	78
4.5.3	Parâmetros Utilizados no Resrad Onsite 7.2	79
4.5.4	Inserindo os Radionuclídeos Naturais e Suas Atividades Específicas no Resrad Onsite 7.2	80
4.5.5	Tempo de Exposição Até à Dose Máxima	82
4.5.6	Área e Espessura da Camada de Solo da Região Anômala	82
4.6	CONSOLIDAÇÃO DOS VALORES RESPOSTAS	84
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
5.1	RESULTADO PARA AMOSTRA 1	85
5.1.1	Projeção da Taxa de Dose Equivalente Efetiva Acumulada (Pico de Dose) e da Fração Limite de Dose	85
5.1.2	Orientação para Concentração de Radionuclídeo Individual no Solo	87
5.1.3	Projeção da Taxa de Dose Equivalente Efetiva Futura (Pico de Dose) do ^{226}Ra, ^{222}Rn e ^{228}Ra	87
5.2	RESULTADOS CONSOLIDADOS DE TODAS AS SIMULAÇÕES	91
5.2.1	Projeção Consolidada da Taxa de Dose Equivalente Efetiva Futura (Pico de Dose) e da Fração Limite de Dose	91
5.2.2	Concentração Máxima Consolidada dos Radionuclídeos no Solo	96
6	CONCLUSÕES	99
6.1	O RESRAD ONSITE 7.2	99

6.2	A PROJEÇÃO DA TAXA DE DOSE	100
6.3	A CONCENTRAÇÃO MÁXIMA DOS RADIONUCLÍDEOS NO SOLO	100
7	PERSPECTIVAS OU GRANDES DESAFIOS	101
	REFERÊNCIAS	103
	APÊNDICE A – LISTA CATEGORIZADA DOS PARÂMETROS	
	UTILIZADOS PELO RESRAD ONSITE 7.2	113
	APÊNDICE B – TRABALHOS PUBLICADOS COMO AUTOR E	
	COAUTOR NOS ÚLTIMOS 04 ANOS	116

1 INTRODUÇÃO

A vida, desde seu surgimento na superfície da terra, está sujeita às baixas doses ou a níveis não significativos de radiação ionizante natural proveniente do cosmo e da crosta terrestre. Essa radiação natural ubíqua é identificada como radiação de fundo ou, como citada no meio científico, “background” radioativo. A radiação natural do solo e das rochas é proveniente de elementos químicos radioativos formados a partir do surgimento da Terra e denominados primordiais, sendo distribuídos de forma não uniforme na crosta terrestre, onde uma maior concentração desses elementos na forma mineral produz uma anomalia radioativa (MATHUTHU et al., 2016; HÁLA; NAVRATIL, 2003).

Os radionuclídeos naturais provenientes da crosta terrestre, com maior contribuição para a radiação ionizante, são o ^{40}K e os elementos das séries de decaimento natural iniciadas pelo ^{238}U e ^{232}Th . Em algumas regiões do planeta, a concentração desses isótopos radioativos naturais alcança valores considerados preocupantes, sugerindo a realização de estudos de qualificação e quantificação da exposição radioecológica interna e externa ao corpo humano (TURHAN, GUNDUZ, 2008). Os elementos radioativos naturais podem contaminar órgãos e tecidos por diversas vias ou percursos físicos de transferência como: alimentos, água e ar. Nessa situação, ocorre a exposição interna dos seres vivos à radiação ionizante (VASCONCELOS, 2010; YU et al., 2001). A Radioecologia é a ciência que se preocupa principalmente com os efeitos dessa radiação e suas consequências sobre os seres humanos e, de forma mais ampla, sobre a biota (CAFFREY et al., 2014).

Na década de 1970, a “International Atomic Energy Agency” (IAEA) já declarava ser fato a exposição do homem às emissões radioativas naturais cósmicas e terrestres (SANTOS JÚNIOR, 2009 apud KANNAN et al., 2002; IAEA, 1978). Porém, o problema é mais amplo e anterior à constatação da IAEA, pois o progresso das ciências levou à descoberta dos radionuclídeos artificiais ou antrópicos e ao desenvolvimento de diversas tecnologias relacionadas, fazendo com que a exposição à radiação ionizante fosse ampliada, se tornando uma preocupação progressiva. Estudos sobre a origem do universo indicam que, a matéria surgiu de acordo com a “Teoria do Big Bang” e, conseqüentemente, surgiram os elementos químicos radioativos e não radioativos (HALA, NAVRATIL, 2003; EISENBUD, GESSEL, 1997).

O Projeto Manhattan, desenvolvido no período de 1942 a 1947 com o objetivo de produzir a fissão nuclear, foi o início da produção em larga escala de elementos radioativos artificiais, provocando o surgimento de rejeitos com altos níveis de radiação ionizante

(SMITH, 2009). Cientificamente já foram identificados cerca de 3.000 nuclídeos, dos quais apenas 261 são estáveis em termos nucleares (HÁLA, NAVRATIL, 2003). Na natureza são conhecidos cerca de 340 nuclídeos, dos quais 70 são radioativos e encontrados principalmente entre os metais pesados (EISENBUD, GESSEL, 1997).

Em termos de proteção radiológica, a exposição aos radionuclídeos naturais pode atingir grandes grupos populacionais. Conquanto, os artificiais, com exceção daqueles gerados pelas detonações dos artefatos atômicos no final da Segunda Grande Guerra Mundial (1939-1945), pelos testes nucleares e pelos acidentes de Chernobyl (1986) e Fukushima (2011), atingem grupos reduzidos de indivíduos. Estes, normalmente estão sujeitos às atividades laborais relativas à produção de energia nuclear, radionuclídeos, radiofármacos e ao manuseio de equipamentos que geram radiação gama e prótons (HÁLA, NAVRATIL, 2003).

A principal fonte de exposição do ser humano à radiação ionizante é o meio ambiente e, de forma mais enfática, os solos e rochas. Porém, esta exposição depende de diversos fatores como a concentração dos radionuclídeos naturais no solo, o tempo de meia-vida desses elementos que normalmente é da ordem de 10^9 anos ou mais, a contribuição da radiação cósmica, as propriedades do solo, o complexo sistema de deslocamento dos radionuclídeos na natureza através da água, do solo e do ar, a diversidade de propriedades físico-químicas relacionadas aos elementos químicos e o local no qual o ser humano vive e executa suas atividades. Os efeitos sobre uma população exposta externamente à radiação ionizante natural são estocásticos, porquanto, dependem da dose provocada das emanações do solo e das rochas anômalas. Quanto à radiação interna, os efeitos também são estocásticos, porém mais críticos caso venha a ocorrer a contaminação (IAEA, 2007; UNSCEAR, 1994; NRC, 1990).

A análise dos efeitos prejudiciais futuros à saúde do ser humano, como consequência da exposição à radiação ionizante produzida apenas pela anomalia radioativa do solo, é um problema desafiador que envolve três etapas. A primeira é a definição do cenário de exposição ao qual o indivíduo está submetido. A segunda etapa envolve a previsão de como os radionuclídeos do solo percorrem o meio ambiente até exporem, externa e ou internamente, o ser humano aos seus efeitos deletérios. A terceira etapa está relacionada à previsão de qual será a dose recebida pelo indivíduo e os prováveis efeitos prejudiciais à sua saúde (SMITH, 2009).

A complexidade do problema de avaliar os efeitos dos radionuclídeos no meio ambiente é de tal porte que modelos, cenários, simulações e análises de incertezas são utilizados constantemente nos estudos científicos, e nas avaliações de áreas que apresentam anomalias radioativas naturais e ou contaminação por radionuclídeos artificiais (VASCONCELOS,

2010; UNSCEAR, 2008). Além disso, é necessário que medições radiométricas sejam utilizadas em conjunto com os processos de simulação, de forma a fornecer previsões mais realistas de todo o fenômeno. São utilizados também os modelos e as simulações com o objetivo de rastrear o percurso dos radioisótopos no meio ambiente, além de se obter previsões de dose e seus efeitos, como o risco de surgimento de câncer. É possível também utilizar essa metodologia para verificar se existe a necessidade de impor restrições à ocupação do solo e ao uso dos recursos naturais de uma região, como agricultura, caça, pesca, utilização de água, exploração mineral e outros (IAEA, 2007).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como principal objetivo utilizar valores de atividade específica de radioisótopos naturais no solo (^{238}U , ^{232}Th e descendentes, além do ^{40}K) de uma área já reconhecidamente anômala, para modelar e simular a exposição à radiação ionizante sobre uma população rural residente nas circunvizinhanças.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

A partir da modelagem e simulação, os objetivos específicos foram:

- Escolher e analisar um código computacional adequado para o modelo desenvolvido;
- Estimar a dose equivalente efetiva total máxima acumulada para um grupo crítico residente em um cenário físico real;
- Determinar o período de tempo em que a dose equivalente efetiva total máxima ocorrerá (pico de dose);
- Estimar a atividade específica máxima dos radionuclídeos ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K , que poderá permanecer no solo sem extrapolar um limite de dose definido por organização reguladora.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 UM RESUMO TEMPORAL DOS FENÔMENOS RADIOATIVOS

O ineditismo desta pesquisa e sua importância para a Radioecologia, ciência de amplo espectro de conhecimentos relacionados à radioatividade, demanda a construção de uma linha do tempo relativa aos principais acontecimentos históricos e científicos que consolidaram as informações mais atuais sobre o assunto. Um desafio da Radioatividade Ambiental é desenvolver novos entendimentos sobre o impacto das baixas doses de radiação ionizante natural ambiental sobre o público, e esse desafio apenas será ultrapassado com pesquisas baseadas em fatos.

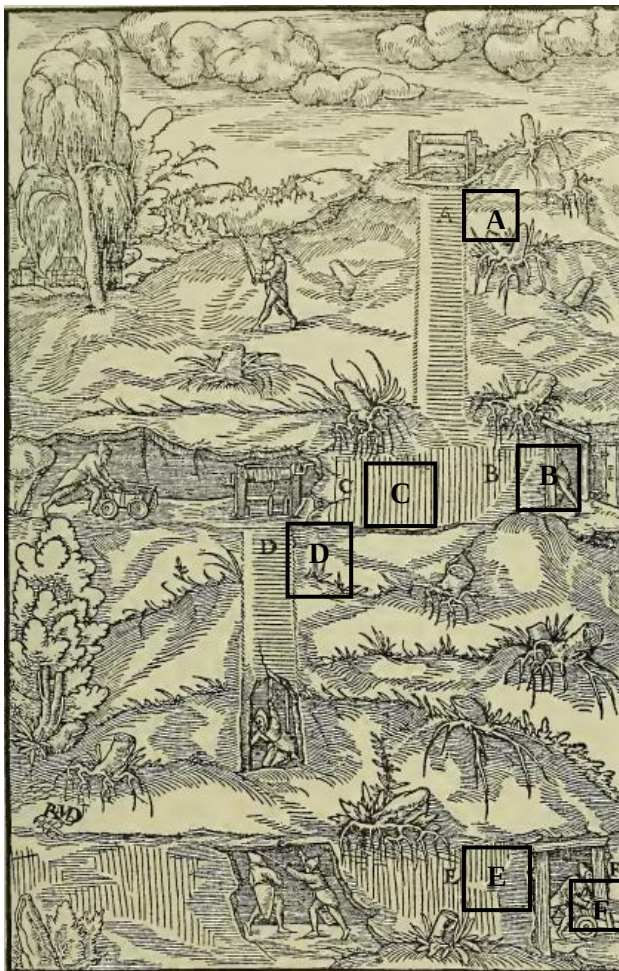
3.1.1 O Surgimento do Universo

Os radionuclídeos primordiais com tempo de meia-vida superior a 10^9 anos foram formados no processo de nucleogêneses, surgimento da matéria, relacionando a formação do universo ao surgimento dos elementos químicos no período de 10,0 a 15,0 bilhões de anos através da Grande Explosão ou “Big Bang”. O surgimento do universo pode ser estimado através de cronômetros nucleares baseados em estudos do decaimento das séries do ^{232}Th , ^{235}U e ^{238}U , porque as espécies químicas nucleares com tempo de meia-vida de longa duração são produtos das transformações nucleares que estão ocorrendo nas estrelas e supernovas desde o princípio da Galáxia (POMMÉ et al, 2014; TRURAN, 1998). As galáxias e as estrelas surgiram devido ao resfriamento e à constante expansão do universo. Estudos geológicos e astronômicos definem o Sol como resultado da contração de nuvens de gases e poeiras cósmicas a aproximadamente 4,6 bilhões de anos, e partes restantes dessa contração foram se concentrando no desenvolvimento dos planetas, inclusive a Terra. A radioatividade do material rochoso foi responsável pela consolidação do formato do planeta Terra a cerca de 4,0 bilhões de anos, através do decaimento dos elementos instáveis formando novos compostos estáveis (HÁLA, NAVRATIL, 2003).

A formação de rochas e solos do planeta, a partir de material radioativo primordial, trouxe como consequência a exposição à radiação ionizante e os possíveis efeitos deletérios à saúde. Porém, esses efeitos surgiram muitos anos antes da própria descoberta dos fenômenos da radioatividade. Na Europa Central, a mineração de metais pesados em galerias subterrâneas já ocorria desde tempos medievais e os trabalhadores desses locais eram afetados

por uma doença pulmonar fatal, posteriormente identificada como câncer de pulmão devido à presença do gás nobre radônio (Figura 1) (EISENBUD, GESSEL 1997).

Figura 1 – Ilustração de uma mina subterrânea para exploração de metais no século XVI.



Legendas identificando as instalações da mina: A e B - eixos, B e C - corredores, E - túnel, F - Entrada da mina.

Fonte: AGRICOLA (1556).

A crosta terrestre apresenta cerca de 30 radionuclídeos primordiais com tempo de meia-vida acima de 10^9 anos, a maior parte com baixa ocorrência natural e não contribuindo de forma acentuada na exposição do ser humano à radioatividade (Tabela 1). Radioisótopos com tempo de meia-vida inferior a 10^{12} anos podem ser detectados de amostras de solo a partir dos seus minerais. É o caso do ^{238}U , do ^{232}Th e do ^{40}K . A constituição da própria crosta terrestre explica porque o homem está sujeito à exposição da radiação ambiental (HÁLA, NAVRATIL, 2003).

Tabela 1 - Alguns dos radionuclídeos primordiais e seus tempos de meias-vidas físicas.

Nuclídeos	Tempo de meia-vida (anos)	Abundância natural (%)
⁴⁰ K	$1,3 \times 10^{10}$	0,01
⁸⁷ Rb	$4,8 \times 10^{10}$	27,85
⁸⁸ Sr	$> 3,0 \times 10^{16}$	82,56
¹¹⁵ In	$4,4 \times 10^{14}$	95,77
¹³⁸ Ba	$> 1,0 \times 10^{15}$	71,66
¹⁴⁷ Sm	$1,2 \times 10^{11}$	14,97
¹⁵⁹ Tb	$> 5,0 \times 10^{16}$	100,00
¹⁸⁶ W	$> 6,0 \times 10^{15}$	28,41
¹⁸⁷ Re	$5,0 \times 10^{10}$	0,93
²⁰⁹ Bi	$2,7 \times 10^{17}$	100
²³² Th	$1,4 \times 10^{10}$	100
²³⁵ U	$7,0 \times 10^8$	0,71
²³⁸ U	$4,5 \times 10^9$	99,27

As linhas destacadas são os radionuclídeos mais importantes nos estudos científicos.

Fonte: HÁLA E NAVRATIL (2003).

Os radionuclídeos representados na Tabela 1 demonstram a ubiquidade da radiação ionizante proveniente principalmente do solo e mesmo os radioisótopos com baixa ocorrência natural, como no caso do ⁴⁰K, podem sofrer acumulação nos compartimentos ambientais, provocando preocupação em relação a exposição à radioatividade natural externa e interna.

3.1.2 A Revolução Industrial

Iniciada na Grã-Bretanha do século XVIII, a Revolução Industrial foi a transformação mais significativa para o desenvolvimento do mundo moderno e contemporâneo. Mudanças tecnológicas, socioeconômicas e culturais surgiram por toda Europa. A principal característica tecnológica foi a possibilidade de modificar matérias primas como o ferro, através da utilização de novas fontes de energia como o carvão e posteriormente o vapor, a eletricidade e o petróleo. A consequência desse desenvolvimento tecnológico foi a emissão de um grande volume de substâncias para o ambiente definidas como poluentes (SHAW, 2007; STANNARD, 1988).

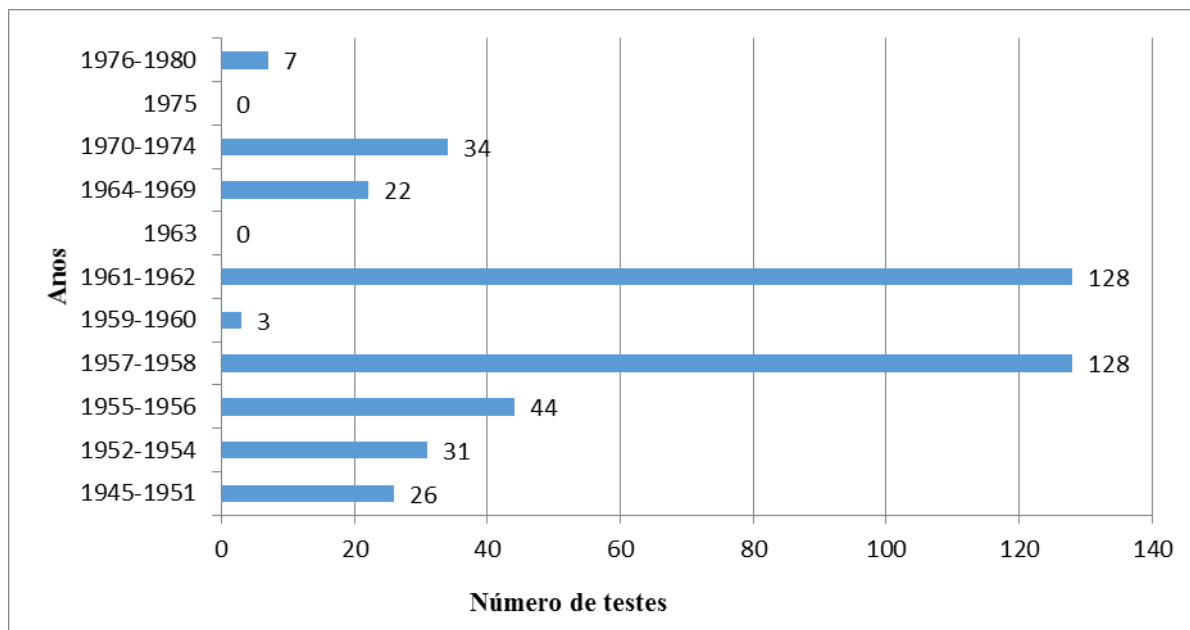
Ocorreram várias descobertas científicas na área da radioatividade nesse período da História. Em janeiro de 1896, Roentgen anunciou a descoberta dos raios X e em novembro do mesmo ano Bequerel declarou que o urânio emitia radiação. Após essas descobertas, o rádio, obtido pelo decaimento do urânio, despontou como solução terapêutica, quando na realidade produz sérios efeitos deletérios nos seres humanos. Na década de 1920, prosperou uma indústria nuclear precoce produtora desse elemento. Existia, antes da Segunda Guerra Mundial (1939-1945), uma limitada quantidade de informações sobre a radioatividade ambiental, restrita a alguns laboratórios especializados em pesquisa científica e que estavam equipados com aparelhos que permitiam a medição da radioatividade. Alguns desses laboratórios mantinham um inventário de fontes radioativas naturais, separado de outro, com alguns poucos mCi, de fontes artificiais produzidas em cíclotrons ou aceleradores de partículas (SHAW, 2007; STANNARD, 1988; TILL, MEYER, 1983).

3.1.3 A Segunda Guerra Mundial

A Segunda Guerra Mundial foi um marco histórico para o desenvolvimento de pesquisas relacionadas à radioatividade e à radiação ionizante. Três grandes projetos desenvolvidos nos Estados Unidos durante a guerra, nas regiões de Hanford, no estado de Washington, Oak Ridge no Tennessee e Los Alamos no Novo México, resultaram nas primeiras possibilidades de contaminação em grande escala do meio ambiente por radionuclídeos antrópicos. A primeira explosão de um artefato bélico nuclear com capacidade destrutiva de 20 kiloton ficou registrada como “Experimento Trinity” e deu início a era do desenvolvimento dos armamentos nucleares. Uma consequência imediata foi o surgimento da pluma radioativa, também descrita no meio científico como “fallout” radioativo, uma mistura de gases e partículas radioativas suspensas na atmosfera e que se espalha por centenas de quilômetros do ponto da detonação original do artefato (SHAW, 2007; THORNE, 2003, STANNARD, 1988).

Os anos seguintes, toda a década de 1950 e o início da década de 1960, foram de pleno desenvolvimento de artefatos nucleares com a detonação ao ar livre (**Figura 2**) em diversas localizações geográficas (Figura 3). Novamente uma consequência importante foi o aumento e a dispersão das nuvens radioativas em diversas direções do globo terrestre, com uma maior concentração no hemisfério norte e picos de concentração entre as latitudes 40° e 50° (CHASSOT, 2004).

Figura 2 - Testes com armas nucleares na atmosfera.



Fonte: adaptado de GONZÁLEZ E ANDERER (1989).

Figura 3 - Localização de alguns testes (círculos vermelhos) com armas nucleares realizados ao ar livre.



Fonte: O AUTOR (2018).

Paralelamente ao desenvolvimento dos testes de artefatos nucleares, uma série de outras tecnologias e preocupações foi surgindo até datas mais recentes. Destaca-se, na área tecnológica, a construção de reatores nucleares com o objetivo de produzir energia. A primeira usina nuclear, com capacidade para gerar 5 MW de energia elétrica e ligada a um

sistema de distribuição residencial, começou a funcionar em 26 de junho de 1954, na cidade de Obninsk, na Rússia da extinta União das Repúblicas Socialistas Soviéticas (URSS) (EISENBUD, GESSEL, 1997). Os dados obtidos e divulgados pela IAEA até o final do ano de 2016 informam sobre o funcionamento de 448 reatores nucleares, produzindo 391.116 MW de energia elétrica, e 61 em construção em mais de 50 países (IAEA, 2017). Destaca-se em relação às usinas nucleares, tanto na imprensa como no meio científico, os acidentes que levaram a liberação de radioisótopos para diversos compartimentos ambientais. O mais recente ocorreu em março de 2011, na usina de Fukushima no Japão, quando foram liberados para atmosfera cerca de $1,5 \times 10^{17}$ Bq de ^{131}I e $1,2 \times 10^{16}$ Bq de ^{137}Cs (TANAKA, 2012).

3.1.4 As Instituições Reguladoras

O Primeiro Congresso Internacional de Radiologia, ocorrido em Londres em 1925, sugeriu a criação de um comitê responsável por analisar os efeitos danosos à saúde devido à exposição aos raios X. No segundo congresso, em 1928 na cidade de Estocolmo, foram estabelecidas as seguintes comissões: International Commission on Radiological Protection (ICRP) e International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU) (CLARKE, VALENTIN, 2008), ambas atuantes até a data atual e de grande importância para controle e regulamentação dos efeitos da radiação ionizante.

Após as detonações das bombas atômicas nas cidades japonesas de Hiroshima e Nagasaki (08/1945), determinando a derrota japonesa e o final definitivo da Segunda Guerra Mundial, surgiu uma grande preocupação em relação à possível utilização das tecnologias nucleares para o desenvolvimento de armas ao redor do mundo. Em 1946, o Congresso dos Estados Unidos instituiu a Comissão de Energia Atômica (Atomic Energy Commission – AEC) com o objetivo de regular as atividades nucleares do país. Em 1953, a Organização das Nações Unidas (ONU) cria a IAEA com o objetivo de controlar a ameaça do desenvolvimento nuclear descontrolado. Em 1955, novamente a ONU estabeleceu um comitê para coletar e avaliar dados sobre os níveis e efeitos produzidos pela radiação ionizante. No final do mesmo ano, a ONU aprovou a criação da United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (JORDAN, 2016; FISCHER, 1997). Na introdução do anexo B do relatório de 2008 a UNSCEAR declara:

“A exposição dos seres humanos à radiação ionizante a partir de fontes naturais é uma característica contínua e inevitável da vida sobre a terra. Para a maioria dos indivíduos, essa exposição excede àquela proveniente de todas as fontes antrópicas combinadas.” (UNSCEAR, 2008).

Em 1956, o governo brasileiro criou a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) com o objetivo de desenvolver a Política Nacional de Energia Nuclear. O órgão promove atividades de planejamento, supervisão e fiscalização do uso da energia nuclear no país. A instituição ainda estabelece normas e regulamentos adequados para a radioproteção em todo território nacional (CNEN, 2018).

Em 1974, nos Estados Unidos, a AEC foi substituída por diversas agências diferentes e foi criada a Comissão de Regulação Nuclear (Nuclear Regulatory Commission - NRC) com a responsabilidade de proteger a saúde pública e a segurança contra os efeitos da radiação ionizante. O parágrafo nº 20.1402 do Code of Federal Regulations (CFR) nº 10 estabelece que:

“Um local será considerado adequado para uso irrestrito caso a radioatividade residual, distinta da radiação de fundo, resulte em uma dose equivalente efetiva total, para um membro do grupo crítico, que não exceda 25 mrem (0,25 mSv) por ano, incluindo a radiação devido a água potável de fontes subterrâneas, e que a radioatividade residual seja reduzida a níveis que sejam tão baixos quanto razoavelmente possível (Princípio ALARA – As Low As Reasonably Achievably).” (USNRC, 2018).

Atualmente existem dezenas de organismos internacionais e regionais criados para acompanhar o desenvolvimento das tecnologias nucleares e da radiação ionizante, e preocupados com a regulação de normas e limites de exposição.

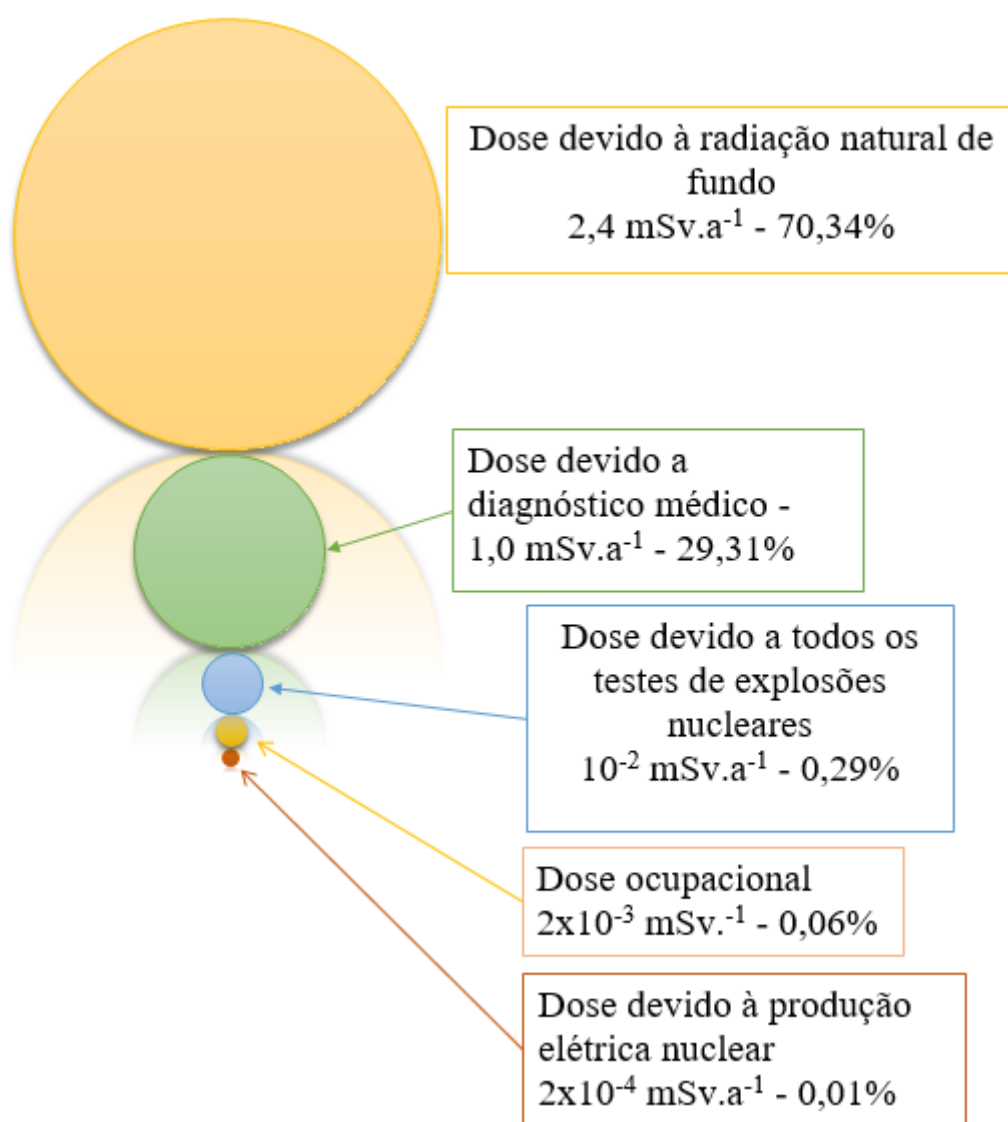
3.1.5 A Radiação Ambiental

A preocupação com o controle de emissões de radionuclídeos para o meio ambiente quase sempre esteve relacionada aos radioisótopos artificiais, o que pode ser bastante justificável quando se verifica o histórico de acidentes e detonações nucleares ocorridos até as datas mais atuais e os efeitos imediatos e tardios dessas interações.

Atualmente, perspectivas de estudos sobre a radiação ionizante, proveniente de radioelementos primordiais existentes nas rochas e nos solos, despontam como de grande

interesse para a comunidade científica. O ^{238}U , ^{232}Th e descendentes, além do ^{40}K são os que mais influenciam a radiação ionizante proveniente de solos e rochas da crosta terrestre. Vários descendentes das séries naturais dos dois primeiros são fundamentais e merecem grande atenção, principalmente o radônio (UNSCEAR, 2008; IAEA, 2007). O risco à saúde proporcionado pela exposição ao ^{222}Rn e ^{220}Rn e seus descendentes ocorre devido à inalação e consequente irradiação por partículas alfa das vias respiratórias brônquicas (UNSCEAR, 2008). Portanto, as fontes naturais encontradas em qualquer área do meio ambiente são responsáveis por fornecer ao público em geral, a maior parte da dose de radiação ionizante, sendo a dose estimada média, a partir de todas as fontes naturais, igual a $2,4 \text{ mSv.a}^{-1}$ (Figura 4), utilizada como referencial da radiação de fundo ou “background” radioativo (GONZÁLEZ, ANDERER, 1989).

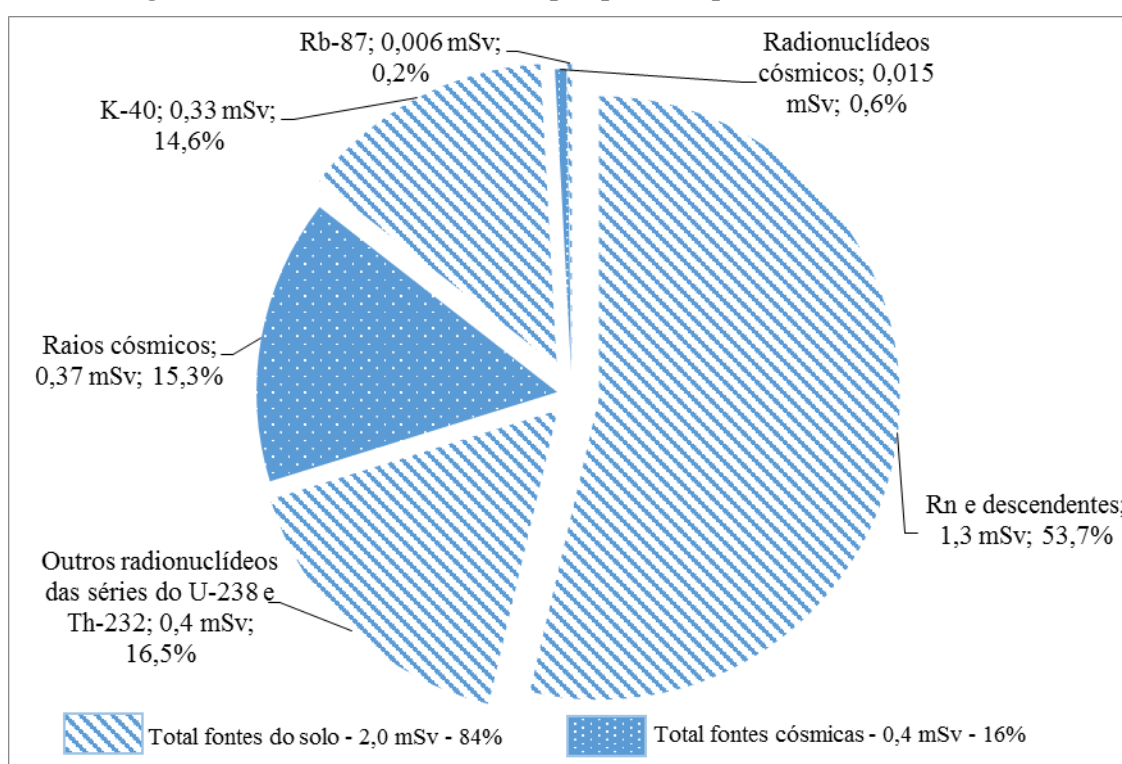
Figura 4 – Doses estimadas de radiação individual devido às fontes naturais e antrópicas.



Fonte: ADAPTADO DE GONZÁLEZ E ANDERER (1989).

A importância do radônio e seus descendentes nesse contexto é destacada quando se analisa a dose da radiação natural de fundo (Figura 5). Por ser um gás nobre, basicamente não reage e pode emanar de solos anômalos, se acumulando em ambientes fechados como porões e sótãos de residências. Além disso, o radônio também pode ser originado a partir de materiais de construção produzidos com matéria prima de áreas com alta radioatividade, da água de abastecimento e de alguns utensílios domésticos de origem granítica e cerâmica (GONZALEZ, ANDERER, 1989).

Figura 5 - Doses anuais estimadas por pessoa a partir de fontes naturais.



Fonte: ADAPTADO DE GONZÁLEZ E ANDERER (1989).

Os seres humanos são expostos à radiação natural de fundo em todos os momentos da vida. A radiação é proveniente do solo, dos materiais de construção, do ar, dos alimentos, do espaço e do próprio corpo. A dose média anual mundial a partir de fontes naturais, tanto de baixa como de alta transferência linear de energia, tem seu valor situado no intervalo de 1 a 10 mSv, sendo 2,4 mSv o valor médio atual estimado. Desse montante, 1,2 mSv provém do decaimento do radônio e de seus descendentes. Após o radônio, os raios cósmicos são fontes da radiação ionizante com maior impacto no valor médio, seguido pelas fontes terrestres (UNSCEAR, 2000). A dificuldade de identificar a natureza, de baixa ou alta transferência

linear de energia, das diversas fontes de radiação ionizante que formam o background natural produz, como consequência, dificuldades na estimativa dos valores de dose.

Para estimar a dose equivalente anual de uma população ou grupo de indivíduos, dois fatores importantes são preponderantes para o cálculo. Primeiro, é necessário utilizar um fator de conversão de dose absorvida no ar em dose efetiva, e segundo, é necessário utilizar um fator de ocupação “indoor”. O fator de conversão de dose absorvida no ar para dose equivalente foi definido em 1988 como sendo $0,7 \text{ Sv.Gy}^{-1}$. Esse valor refere-se à exposição de adultos e foi baseado em um relatório da UNSCEAR de 1982 que utilizou dados experimentais e cálculos de exposição ambiental por radiação gama. Em uma revisão desse valor, analisando através do Método Monte Carlo, foram calculados fatores também para crianças. O valor calculado para adultos basicamente permaneceu o mesmo (UNSCEAR, 1993). Os fatores de ocupação “indoor” e “outdoor”, para crianças, foram publicados por um relatório de 2000 da UNSCEAR como 0,8 (com fator de ocupação de 19,2 de um total de 24 horas) e 0,2 (com fator de ocupação de 4,8 de um total de 24 horas), respectivamente.

Este resumo temporal sobre os fenômenos radioativos demonstrou a inevitabilidade da radioatividade natural ambiental e o risco de contaminação ambiental por radioisótopos antrópicos provenientes de tecnologias nucleares. Porém, o mais importante foi justificar a necessidade de destacar e aprofundar os estudos relacionados aos fenômenos radioativos naturais. Estes não têm seus efeitos deletérios destacados e confirmados sem pesquisas científicas de alto nível de qualidade. Estudos sobre a exposição à radioatividade proveniente dos radioisótopos primordiais, existentes nos solos e rochas desde a formação do planeta, permitem obter mais dados sobre a composição dessas áreas com anomalias radioativas.

3.2 FONTES DE EXPOSIÇÃO HUMANA À RADIOATIVIDADE NATURAL

A ubiquidade da exposição à radiação ionizante que atinge o ser humano é explicada pelo surgimento dos radioisótopos primordiais durante a formação do universo e dos planetas. Os raios cósmicos e a própria crosta terrestre produzem radiação atingindo toda a biota independentemente da localização geográfica. Como a avaliação da dose equivalente efetiva total futura máxima, o período de ocorrência dessa dose, a atividade específica máxima permitida no solo, e a projeção das atividades específicas nos possíveis compartimentos ambientais são os objetivos específicos deste trabalho, é fundamental identificar as fontes de exposição humana à radioatividade natural.

3.2.1 Fontes de Radioatividade Natural

Existem dois grandes grupos de fontes radioativas naturais no meio ambiente definidos como Material Radioativo de Ocorrência Natural, porém o termo consolidou-se no idioma inglês como “Naturally Occurring Radioactive Material” (NORM) (PEREIRA et al., 2014). Um grupo é formado pela radiação cósmica e o outro pelos solos e rochas da crosta (UNSCEAR, 2008).

A radiação cósmica é classificada de acordo com sua origem, energia, tipo e densidade do fluxo de partículas. A radiação cósmica galáctica, a radiação cósmica solar e raios cósmicos que envolvem o planeta Terra são as três fontes principais em termos de exposição sobre o ser humano. O campo magnético terrestre e uma camada de ar de aproximadamente 10.000 kg.m^{-1} , comparável a uma camada de 10 m de espessura de água, blindam a influência radioativa gama e minimiza a exposição à radiação cósmica ao nível do mar, fazendo com que, a contribuição desse fenômeno seja de apenas 10% para a exposição à radiação natural (UNSCEAR, 2008). A radiação cósmica interage com núclídeos existentes na atmosfera, produzindo radionuclídeos cosmogênicos, sendo o ^3H e o ^{14}C os mais significativos em relação aos efeitos à biota (LARIVIÈRE, GUÉRIN, 2010).

As fontes radioativas naturais da crosta que se destacam nos estudos científicos são os radionuclídeos que formam as séries radioativas naturais e o potássio. Eisenbud e Gessel (1997) classificam os radionuclídeos de ocorrência natural como os que sofrem decaimento de forma singular e os que decaem em séries. Os radionuclídeos naturais podem ainda ser classificados como primários e secundários. Os primeiros são os primordiais, formados nos primórdios do universo, e têm meias-vidas longas ($t_{1/2} > 10^8$ anos), enquanto os secundários são os que surgem como consequência do decaimento dos primordiais. Na sequência são listados os três radioisótopos iniciais e os finais estáveis das três séries naturais existentes, além do ^{40}K , com os respectivos tempos de meias-vidas (UNSCEAR, 2000).

Série do urânio: $^{238}_{92}\text{U} \left(t_{1/2} = 4,5 \times 10^9 \right) \rightarrow \dots \rightarrow ^{206}_{82}\text{Pb}$

Série do tório: $^{232}_{90}\text{Th} \left(t_{1/2} = 14 \times 10^9 \right) \rightarrow \dots \rightarrow ^{208}_{82}\text{Pb}$

Série do actínio: $^{235}_{92}\text{U} \left(t_{1/2} = 0,7 \times 10^9 \right) \rightarrow \dots \rightarrow ^{207}_{82}\text{Pb}$

Radionuclídeo primordial: ${}^{40}_{19}\text{K} \left(t_{\frac{1}{2}} = 1,3 \times 10^9 \right) \rightarrow \dots \rightarrow {}^{49}_{20}\text{Ca} \text{ e } {}^{40}_{18}\text{Ar}$

(LARIVIÈRE, GUÉRIN, 2010).

A ocorrência desses radioisótopos no solo que iniciam as séries naturais determina as importâncias nas pesquisas científicas desenvolvidas. Essas pesquisas buscam identificar a influência desses radionuclídeos nos valores de exposição da radiação de fundo, definida como uma faixa de valores mínimos existentes em todo meio ambiente, aos quais os seres humanos estão submetidos. Normalmente, áreas com valores de exposição acima do background radioativo indicam formações de rochas ou composições de solos com concentrações anômalas de minerais de urânio e tório. Essas regiões são denominadas como de alto background natural ou radioativamente anômalas (HENDRY et al.; 2009).

3.2.1.1. As Séries de Decaimento Natural

Em qualquer parte da crosta terrestre podem ser encontrados traços de urânio, tório e potássio, e como consequência imediata, as progênes dos dois primeiros e o radioisótopo do terceiro. Em relação ao urânio e ao tório é importante perceber que não são apenas os radionuclídeos ${}^{238}\text{U}$ e ${}^{232}\text{Th}$ que impactam na exposição radiológica que os seres humanos podem estar sujeitos, mas também podem ocorrer impacto em decorrência dos descendentes (${}^{226}\text{Ra}$, ${}^{228}\text{Ra}$, ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^{222}\text{Rn}$, ${}^{210}\text{Po}$...), dos tipos de decaimento α , β e γ , além das energias emitidas e suas probabilidades, os percursos no meio ambiente e as interações com a matéria (Figura 6) (SHAW, 2007). O grande número de fatores impactantes aumenta a complexidade da análise e determina a necessidade de utilização de programas de computador nas pesquisas.

Em 1904, Rutherford apresentou uma palestra na Real Sociedade de Londres na qual confirmava o decaimento dos elementos radioativos em uma série de outros radioisótopos (RUTHERFORD, 1904). A descoberta das series de decaimento dos radioelementos de ocorrência natural foi de grande importância, pois permitiu que os pesquisadores comesçassem a entender o comportamento do urânio e do tório no solo, principalmente devido aos efeitos da mineração e da disposição de rejeitos radioativos. A relação solo-planta do U, Th, Po, e vários outros radionuclídeos filhos, destacando-se alguns isótopos do Ra e do Rn, ainda não eram compreendidos. Os estudos relativos à incorporação desses radioisótopos por várias espécies de vegetais se tornaram necessários, pois os seres humanos consomem vegetais e carnes de animais herbívoros. Com isso, foi definida a razão de concentração (RC) planta/solo

para relacionar a concentração da planta com o conteúdo total dos radionuclídeos no solo. Os valores de RC têm sido utilizados para prever o deslocamento de radioelementos na cadeia alimentar, exploração bioquímica do urânio e outros interesses. Os efeitos do pH do solo, tipos de solo, influência do teor de matéria orgânica do solo na absorção dos radioisótopos e mobilidade de radionuclídeos no meio são assuntos que ganharam destaque nos estudos científicos (STANNARD, 1998; MORTVEDT, 1992).

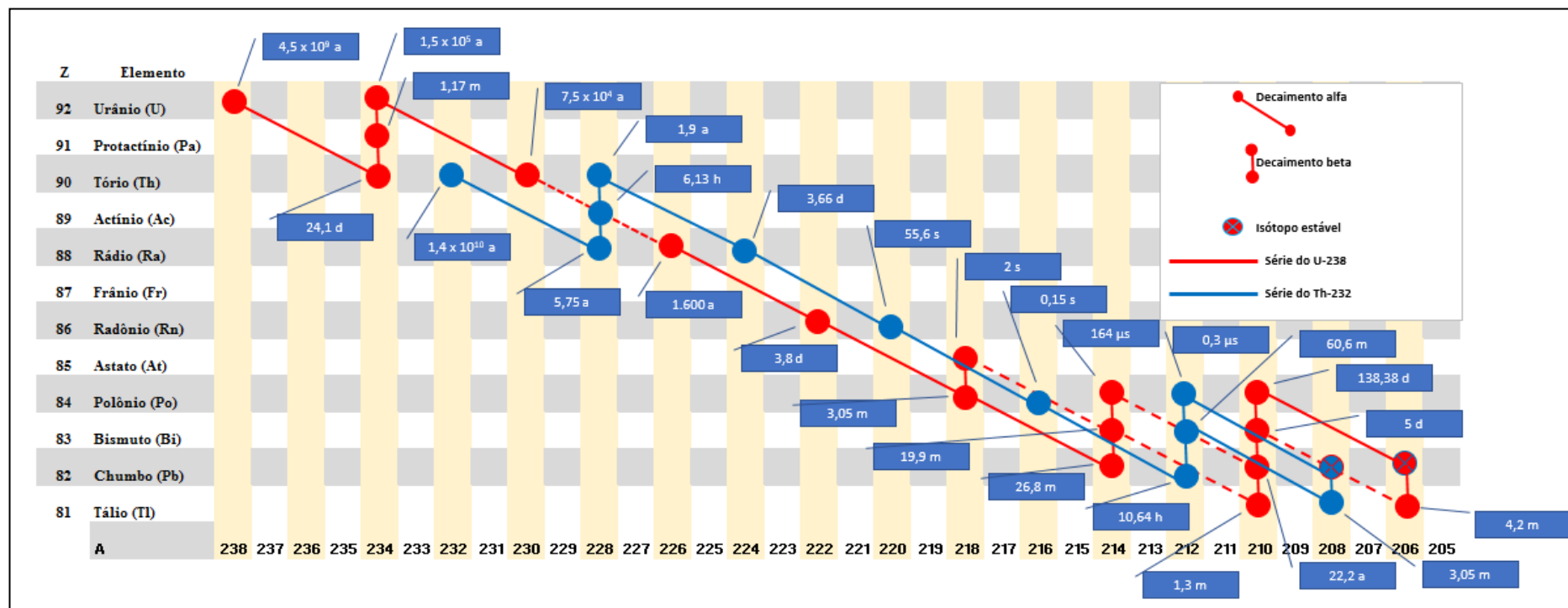
Uma série de decaimento apresenta diversas variações em relação aos seus componentes. Um exemplo é o comportamento geoquímico dos elementos da série do ^{238}U composta pelo próprio urânio, tório, rádio, chumbo e outros produtos de decaimento. As propriedades químicas dos radioelementos variam de gás inerte (Rn) a um cátion tetravalente reativo (Th). Essas propriedades determinam o destino, por exemplo, dos radionuclídeos nos fluxogramas dos processos de produção e beneficiamento do minério do urânio. O conhecimento dessas propriedades e dos impactos sobre o particionamento nos processos industriais e ambientais é essencial na identificação dos radioisótopos e na sua quantificação, e na avaliação de dose (SHAW, 2007).

3.2.1.2. *Equilíbrio Secular e Desequilíbrio*

O equilíbrio secular é um estado estacionário de atividades entre um radionuclídeo ascendente, de tempo de meia-vida longo, com seu descendente de tempo de meia-vida curto. O fenômeno é fundamental para a obtenção de atividades específicas de componentes das séries radioativas naturais através dos métodos dosimétricos. Existem três fundamentos para que ocorra o equilíbrio secular. Primeiro é necessário que o ascendente tenha um tempo de meia-vida considerado muito alto, significando que o decaimento radioativo não é perceptível em um determinado intervalo de tempo. Segundo é necessário que ocorra o inverso com o descendente, ou seja, tenha um tempo de meia-vida relativamente curto e, conseqüentemente, em um intervalo de tempo determinado é possível utilizar instrumentos para verificar o decaimento. Por último, é necessário que o sistema seja fechado (STANNARD, 2007).

A principal consequência de se alcançar o equilíbrio radioativo é a ocorrência de uma aproximação entre as atividades do radionuclídeo predecessor com o radionuclídeo sucessor (L'ANNUNZIATA, 2003). O equilíbrio secular é trivialmente mostrado através de um gráfico no qual o tempo (eixo das abscissas) cruza com o logaritmo neperiano das atividades dos radionuclídeos, mostrando exatamente a convergência das curvas de atividade (Figura 7).

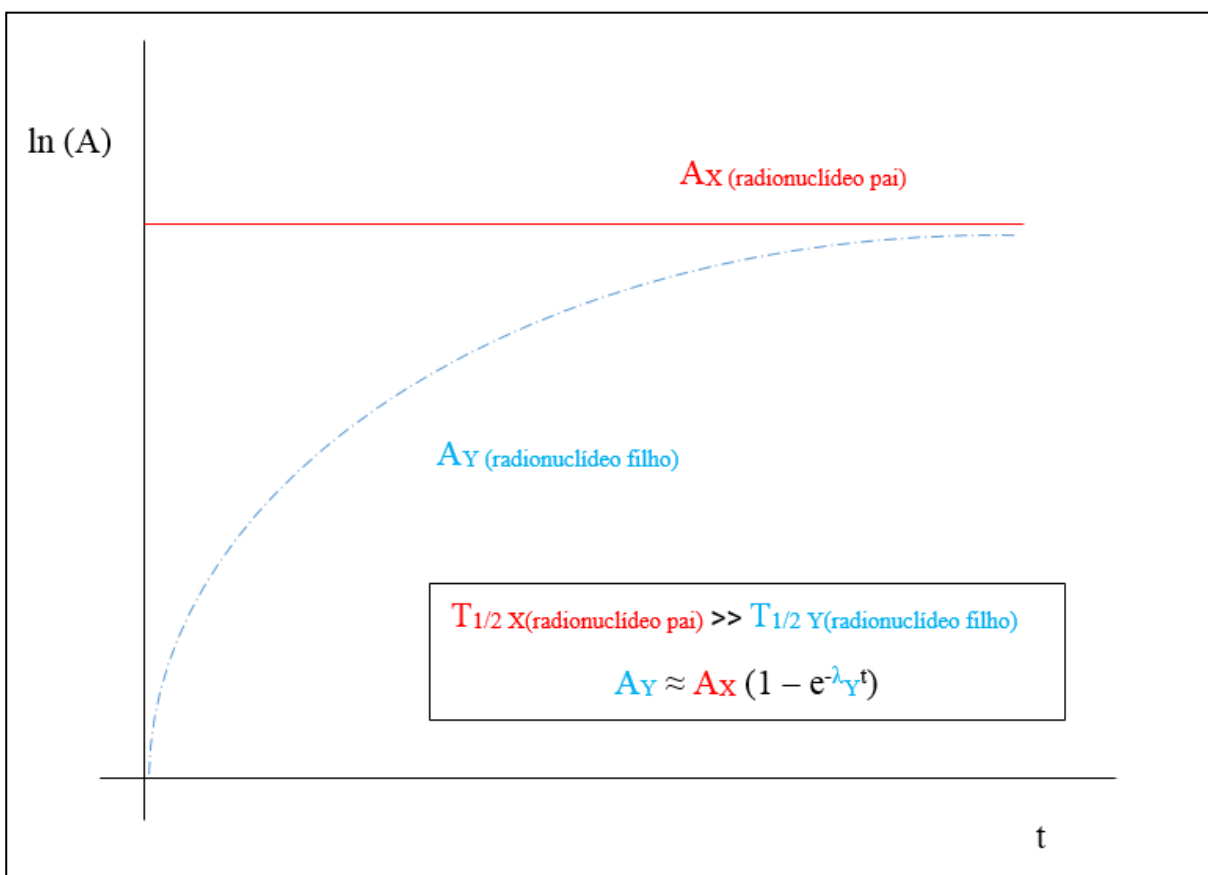
Figura 6 – Séries do ^{238}U e do ^{232}Th .



Fonte: O AUTOR (2018).

O ^{238}U e o ^{232}Th apresentam tempo de meia-vida muito superior aos seus respectivos produtos de decaimentos. Quando o equilíbrio secular ocorre, as atividades dos radionuclídeos filhos são muito próximas da atividade do radioisótopo que inicia a série.

Figura 7 – Atividades do radionuclídeo pai X e do radionuclídeo filho Y com a obtenção do equilíbrio secular.



Fonte: ADAPTADO DE STABIN (2007).

O desequilíbrio radioativo é o estado natural do decaimento e, conseqüentemente, nas séries radioativas ocorre facilmente na natureza devido à troca de matéria entre os diversos componentes das séries do ^{238}U e do ^{232}Th e os percursos no meio ambiente. O fenômeno tem grande relevância neste trabalho, pois essas trocas permitem que radionuclídeos naturais alcancem os seres humanos (YU, et al., 1993).

3.2.1.3. O Urânio

O urânio, descoberto em 1789 pelo químico e farmacêutico alemão Martin Heinrich Klaproth, que também determinou a existência do zircônio e do titânio, é um metal radioativo

da família dos actínídeos, com número atômico 92 e número de massa 238. Porém, o urânio natural do solo e das rochas é formado pelos radioisótopos ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U com abundância de 99,27%, 0,72% e 0,0057% em massa, respectivamente. O elemento apresenta estados de oxidação +3, +4, +5 e +6 (U^{+3} , U^{+4} , UO_2^+ e UO_2^{+2}) (KELLY, THORNE, 2003; OSMOND, COWART, 1992).

Entre os isótopos do urânio, apenas o ^{238}U tem importância nos estudos sobre a radiação ionizante proveniente do solo, devido a sua abundância e a formação de uma progênie importante, com destaque para o ^{226}Ra e o ^{222}Rn . As concentrações de urânio nos solos da crosta terrestre variam de acordo com a formação geológica da área analisada, porém, considera-se em média valores na faixa de 0,5 a 5 ppm (SANTOS JÚNIOR, 2009). Perez e colaboradores (1998) realizaram um importante estudo sobre a concentração do urânio em quinze solos brasileiros, calculando um valor médio de 0,78 ppm para um horizonte superficial e 0,96 ppm para um horizonte subsuperficial. Os dados do Quadro 1 resumem a importância do ^{238}U em diversos tópicos relacionados à radiação ionizante.

Observa-se, em vários trabalhos científicos, a existência de incertezas relativas a várias características físicas, químicas, radioativas e de origem. Um exemplo é o cálculo do tempo de meia-vida do ^{238}U . Kelly e Thorne (2003) divulgam um valor de $4,47 \times 10^{10}$ anos, enquanto que Larivière e Guérin (2010) consideram o valor de $4,50 \times 10^9$ anos e Hála e Navratil (2003) escrevem $4,47 \times 10^9$ anos.

Quadro 1 - Dados básicos do ^{238}U .

Urânio-238 ($t_{1/2} = 4,47 \times 10^9$ anos)		
Principal forma de decaimento		Partículas alfa
Origem		Natural
Agrupamento		Primordial
Radioisótopo filho		^{234}Th
Produção		Natural a partir da formação do universo
Utilização		• Produção de ^{239}Pu; • Produção de munição perfurante de blindagem metálica.
Liberação para o meio ambiente	Solo	• Resíduos e detritos da mineração do urânio; • Ocorrência natural do solo e das rochas.
	Atmosfera	• Queima do carvão mineral.

Fonte: KELLY E THORNE (2003).

O elemento urânio não é fortemente adsorvido pelo solo, entretanto, tem um comportamento sensivelmente redutor e termina sendo acumulado em horizontes com características redutoras. Nos ambientes aquáticos não é acumulado de forma destacada nos organismos do meio. O urânio é prejudicial à saúde por ser radioativo e também devido a sua toxicidade metálica. Porém, como é predominante um emissor alfa, as consequências devido à exposição externa são baixas, ou seja, basicamente não existe dano à camada mais externa da pele quando exposta ao radionuclídeo. Entretanto, o ^{238}U tem grande significância radiológica em relação à exposição interna. Nesse caso, pode alcançar vários órgãos e tecidos, podendo se acumular nos rins e ossos produzindo danos à saúde. É possível ocorrer absorção de 1,4 a 1,6% do radioisótopo pelo trato gastrointestinal, dependendo das características individuais do ser humano (KELLY, THORNE, 2003; KURTTIO et al., 2002).

3.2.1.4. O Tório

O elemento químico tório foi descoberto por Jons Jacob Berzelius em 1828. Porém, os estudos sobre as propriedades físico-químicas e radioatividade foram desenvolvidos por Gerhard Carl Schmidt e Marie Curie em décadas subsequentes. São vinte e cinco isótopos que compõe o elemento químico, sendo o ^{232}Th o mais abundante na natureza e o primeiro da série natural de mesmo nome da geradora de sua progênie. A concentração média do tório na litosfera varia no intervalo de 8 a 12 ppm. A progênie da série natural do ^{232}Th apresenta o ^{220}Rn como importante na exposição por inalação (MAHMOOD, MOHAMED; 2010; KELLY, THORNE, 2003). Porém, com um tempo de meia-vida física de apenas 55 segundos, é um radionuclídeo aproximadamente 20 vezes menos importante que o ^{222}Rn da série do ^{238}U que tem meia-vida física de 3,8 dias (THORNE, 2003). Nos solos brasileiros, o tório aparece em concentrações que variam de 8,35 ppm, em horizontes superficiais, a 12,06 ppm, em camadas subsuperficiais (PEREZ et al., 1998). Estão relatados na sequência, alguns dados do ^{232}Th fundamentais para a caracterização do radioisótopo (Quadro 2).

Quadro 2 - Dados básicos do ^{232}Th .

Tório-232 ($t_{1/2} = 1,41 \times 10^{10}$ anos)		
Principal forma de decaimento		Partículas alfa
Origem		Natural
Agrupamento		Primordial
Radioisótopo filho		^{228}Th
Produção		Natural a partir da formação do universo
Utilização		- Fabricação de mantas para isolamento gasoso (óxido de tório); - Base para produção de ^{233}U físsil.
Liberação para o meio ambiente	Solo	Ocorrência natural do solo e das rochas.
	Atmosfera	Queima do carvão mineral.

Fonte: KELLY E THORNE (2003).

O comportamento do tório no meio ambiente é diferente do urânio, pois é reativo no solo e fortemente adsorvido na crosta, sendo aderido fortemente a materiais orgânicos e a fase argilosa do solo. Porém, a concentração típica nas plantas é cerca de 42% da que ocorre no solo. Também é reativo em água e tende a ser adsorvido por sedimentos em suspensão. Por isso, tem a tendência de migrar para o fundo de depósitos aquáticos com os sedimentos. Na atmosfera é liberado como aerossol. Em termos de percursos e rotas que utiliza na natureza é possível afirmar que, está largamente distribuído em diversos setores, principalmente incorporado nos minerais. Pode alcançar os animais através de ingestão de solos e sedimentos, porém, tem biodisponibilidade restrita nos animais e a fração de absorção gastrointestinal é menor que 0,1%. O tório não penetra no sistema circulatório animal com facilidade, apenas 0,02% a 0,05%, e tende a se acumular principalmente no sistema ósseo, e como opção secundária, no fígado e nos rins. No ambiente aquático, esse radionuclídeo consegue se acumular bem nos organismos do meio. Identicamente ao ^{238}U , o ^{232}Th não provoca lesões externas no ser humano por ser emissor alfa. Porém, quando ingerido pode provocar sérios efeitos deletérios nos órgãos e tecidos internos (KELLY, THORNE, 2003).

3.2.1.5. O Potássio

O ^{40}K é um radionuclídeo de grande significância em termos de exposição à radioatividade natural em decorrência do elemento ser essencial para os organismos vivos. Contudo, o radioisótopo tem uma abundância de apenas 0,012% em relação ao potássio total e não forma uma série radioativa, decaindo para ^{40}Ca por emissão de partículas beta (89% de probabilidade) e para ^{40}Ar por emissão de pósitrons (11% de probabilidade). O radioelemento emite energias consideráveis de 1,30 a 1,46 MeV, respectivamente (JUN et al., 2010). A concentração do potássio nos solos em áreas cultiváveis pode ser significativamente aumentada quando utilizados fertilizantes do tipo NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) para melhoria da produção. Como consequência, obtém-se uma maior disponibilidade do radioisótopo no solo, aumentando a possibilidade de transferência para os vegetais (LARIVIÈRE, GUÉRIN, 2010). Kogan e colaboradores (1971) publicaram um valor médio de concentração do potássio total no solo de 14.000 ppm, que foi comparado ao valor de 12.000 ppm obtido pela UNSCEAR em 1982, no TECDOC-566 da IAEA no ano de 1990.

O elemento potássio é um metal alcalino que tem comportamento químico determinado pelo íon K^+ . Uma grande parte dos compostos de potássio é iônica, porém, pode participar de compostos mais complexos. Em termos de reação química, o elemento reage de forma vigorosa com água, oxigênio e halogênios. Na sequência estão alguns dados do ^{40}K (Quadro 3) (KELLY, THORNE, 2003).

Quadro 3 - Dados básicos do ^{40}K .

Potássio-40 ($t_{1/2} = 1,30 \times 10^9$ anos)		
Principal forma de decaimento		Partículas beta
Origem		Natural
Agrupamento		Primordial
Radioisótopo filho		^{40}Ca (89%) e ^{40}Ar (11%)
Produção		Natural a partir da formação do universo
Utilização		Não existe utilização além de uso na pesquisa científica.
Liberação para o meio ambiente	Solo	Ocorrência natural do solo e das rochas.
	Atmosfera	Não é comum na atmosfera.
	Água	Lixiviação através de água do subsolo.

Fonte: KELLY E THORNE (2003).

3.2.1.6. O Rádio

De acordo com Stannard (1988) a primeira experiência mais extensa sobre os efeitos deletérios dos radioisótopos sobre os seres humanos foi com o ^{226}Ra e com o seu primeiro produto de decaimento, o ^{222}Rn . Ainda de acordo com esse autor, os efeitos biomédicos do rádio sobre os seres humanos proporcionaram a melhor, a mais completa e mais confiável fonte de dados dos efeitos em longo prazo dos radionuclídeos depositados no homem.

O elemento rádio é um metal alcalino terroso e, por isso, a espécie mais importante é o íon Ra^{2+} . Em termos de reação química, o rádio participa de reações de substituição, gerando muitas vezes precipitados. É possível encontrar os isótopos do rádio em sulfatos, carbonatos ou hidróxidos (KELLY, THORNE, 2003).

O ^{226}Ra e o ^{222}Rn são radioisótopos provenientes da série de decaimento natural do ^{238}U , na qual o ^{226}Ra é consequência do decaimento α do ^{230}Th e o ^{222}Rn surge devido ao decaimento α do próprio ^{226}Ra . Apesar de ser um radionuclídeo de ocorrência natural, o ^{226}Ra também pode surgir como subproduto da mineração e moagem do urânio. Nessas situações pode ser considerado um Material Radioativo de Ocorrência Natural Tecnologicamente Melhorado (Technological Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials - TENORM). Esse radionuclídeo já foi utilizado como componente de tintas luminosas causando graves efeitos deletérios em uma população exposta internamente ao material. Por ser da série do ^{238}U , o ^{226}Ra surge em solos ricos em urânio e, se incorporado internamente em órgãos e tecidos humanos, pode trazer graves consequências à saúde devido à emissão de partículas α e a sua meia-vida de 1.600 anos (KEELY, THORNE; 2003). Um resumo sobre alguns dados fundamentais do ^{226}Ra são apresentados na sequência (Quadro 4).

Quadro 4 - Dados básicos do ^{226}Ra .

Rádio-226 ($t_{1/2} = 1.600$ anos)		
Principal forma de decaimento		Partículas alfa
Origem		Radiogênico
Agrupamento		Natural
Radioisótopo filho		^{222}Rn
Radioisótopo pai		^{230}Th
Produção		• Natural em qualquer meio ambiente a partir da série do ^{238}U; • Como subproduto da mineração e moagem do urânio.
Utilização		• Em fontes seladas para tratamento de câncer; • Historicamente, utilizado como componentes de tintas luminosas.
Liberação para o meio ambiente	Solo	• Ocorrência natural do solo e das rochas devido ao decaimento da série do ^{238}U; • Resíduos de minas de urânio.
	Atmosfera	• A partir da queima de carvão

Fonte: KELLY E THORNE (2003).

3.2.1.7. O Radônio

A partir do ano de 1.400 (início de século XV) surgiram casos de uma doença que estava levando a óbito os mineiros que trabalhavam na região montanhosa dos Sudetos, atual República Tcheca. Identificada inicialmente como doença da montanha, séculos depois foi caracterizada como câncer de pulmão em decorrência, principalmente, do fato de ocorrer durante a exploração de carvão na região. Porém, apenas após a Segunda Guerra Mundial as pesquisas indicaram que existia urânio associado ao carvão. Mesmo assim, estudos mostraram que o urânio não foi o responsável pelo comprometimento respiratório dos trabalhadores daquela época, principalmente devido a sua baixa absorção. Os pesquisadores observaram então que o ^{226}Ra , descendente do ^{238}U , também não poderia ser o responsável pela mortandade causada, primeiro pelo tempo de meia-vida igual a 1.600 anos e depois pela experiência do casal Curie, que demonstrou não ser fácil a separação do rádio do minério de urânio. Na sequência do decaimento do ^{226}Ra surge o ^{222}Rn , com tempo de meia-vida curto (3,8 dias), quase não reativo, liberado do minério para a atmosfera e com uma progênie

produzindo energias consideráveis, através da emissão de partículas alfa. Dessa forma, o responsável pelas mortes ocorridas no século XV foi identificado como o gás radônio e seus descendentes (STANNARD, 1988).

O radônio é um gás nobre e por esse motivo é muito pouco reativo. O composto mais comum formado é o RnF_2 . Porém, em termos radioativos, seu comportamento é muito importante para as pesquisas radioecológicas. Tem um tempo de meia-vida de apenas alguns dias, decaimento α liberando 5,59 MeV. Vários emissores de partículas alfa, quando inspirados pelo ser humano, podem ficar presos nos pulmões trazendo riscos de câncer para esse órgão (KEELY, THORNE, 2003). Algumas informações básicas sobre o radioelemento estão relatadas a seguir (Quadro 5).

Quadro 5 - Dados básicos do ^{222}Rn .

Radônio-222 ($t_{1/2} = 3,80$ dias)		
Principal forma de decaimento		Partículas alfa
Origem		Radiogênico
Agrupamento		Natural
Radioisótopo filho		^{218}Po
Radioisótopo pai		^{226}Ra
Produção		Natural em qualquer meio ambiente a partir da série do ^{238}U.
Utilização		Em fontes seladas para tratamento de câncer.
Liberação para o meio ambiente	Solo	Ocorrência natural nos poros de solo e das rochas devido ao decaimento da série do ^{238}U.
	Atmosfera	Emitido de solos e rochas que contêm urânio.
	Água	Naturalmente presente em águas contendo seus precursores radioativos.

Fonte: KELLY E THORNE (2003).

Em termos do comportamento do ^{222}Rn no meio, é importante destacar não haver significativo depósito no ambiente terrestre, podendo, entretanto, seus descendentes de meias-vidas curtas serem depositados com mais frequência. Porém, esse fato ajuda na mitigação dos efeitos da inalação do próprio radônio, considerando que o ^{218}Po e seus três próximos descendentes (^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po) têm meias-vidas da ordem de minutos e milissegundos. Em ambientes aquáticos, o radônio produzido a partir do ^{226}Ra têm pouco impacto para os seres

vivos, porém, seus descendentes ^{210}Pb ($t_{1/2} = 22$ anos) e ^{210}Po ($t_{1/2} = 138$ dias) são de grande relevância. Ao ar livre, as concentrações do gás radônio podem variar com um fator de 100 dependendo da área geográfica e da proximidade de superfícies ricas em minério de urânio. Em ambientes fechados, as concentrações podem aumentar, se tornando um importante fator de risco de câncer para o homem (KEELY, THORNE, 2003).

Apesar de ser liberado para a atmosfera a partir de solos e sedimentos, grande parte do ^{222}Rn decai “in situ” no próprio solo ou sedimento, principalmente se estiver em profundidades abaixo de 30 cm nas quais tem pouca probabilidade de escapar. A inalação é a principal rota de alcance para os seres vivos e, apesar de muito pouco do gás ser retido no organismo, o ^{210}Pb e o ^{210}Po poderão se depositar na traquéia e nos pulmões e irradiá-los. Pessoas que trabalham em túneis ou que residam em casas de regiões com temperaturas que precisem de isolamento térmico contra a perda de calor, estão mais sujeitas à exposição interna desse radioelemento e de seus descendentes (KEELY, THORNE, 2003).

A ocorrência dos radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th no solo de uma região já identificada como anômala promove o surgimento dos radioisótopos descendentes mais importantes das séries. Por exemplo, quando a concentração do ^{238}U é obtida, automaticamente as atividades específicas dos seguintes descendentes ^{210}Bi , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{230}Th , ^{234}Th e ^{234}U são definidas como zero para que seja iniciada a formação e desaparecimento desses radioisótopos. Identicamente quando a concentração do ^{232}Th é obtida, os descendentes mais importantes ^{224}Ra , ^{228}Ra e o ^{228}Th têm as suas concentrações iniciadas como zero para que o processo de formação e desaparecimento ocorra. Para o ^{40}K não ocorrerá formação de radioisótopos descendentes. Por esse motivo foram abordados os itens anteriores na revisão de literatura.

3.3 EXPOSIÇÃO DOS SERES HUMANOS À RADIOATIVIDADE AMBIENTAL NATURAL

A exposição à radiação ionizante externa que atinge os seres humanos ocorre naturalmente. A exposição externa ocorre principalmente através dos radionuclídeos primordiais do solo e do ar, e também devido aos raios cósmicos e suas interações com alguns componentes da atmosfera. A exposição interna ao corpo pode ocorrer por ingestão de alimentos, água ou terra com radionuclídeos incorporados; e por inalação de radioisótopos dispersos na atmosfera. Além disso, os órgãos e tecidos humanos são formados por elementos químicos e alguns deles apresentam radioisótopos na sua constituição. O potássio é exemplo

de elemento essencial para os seres vivos e que apresenta o ^{40}K como isótopo radioativo. O carbono também é fundamental na formação de órgãos e tecidos vivos e apresenta o ^{14}C como radioisótopo (NRC, 2006).

O termo exposição está relacionado à situação de submissão sofrida pelos seres humanos e são aquelas resultantes de fontes radioativas, naturais ou antrópicas, existentes no meio. É importante destacar que a exposição deve ser reduzida a um nível que seja o mais baixo quanto razoavelmente seja possível (princípio ALARA) (LECOMTE, J-F, 2016). Esse é um critério universal, aceito em termos de proteção radiológica para o público em geral e para a população ocupacionalmente exposta.

São definidos três tipos de situações de exposição devido às fontes radioativas, devendo para essas serem aplicadas as recomendações dos órgãos que tratam da proteção radiológica (PENTREATH et al., 2012):

- Situações planejadas. São situações de rotina envolvendo descomissionamento de fontes, descarte de resíduos radioativos e recuperação de solo anteriormente ocupado por instalações relacionadas as aplicações das radiações ionizantes. Nessas situações existe a intenção de manipular fontes radioativas, como consequência podem ocorrer exposições antecipadas (exposições normais) e não antecipadas (exposições potenciais);
- Situações emergenciais. São àquelas que ocorrem de forma inesperada durante a execução de uma operação prática e que requerem ações emergenciais. Podem surgir de uma ação planejada, ou de uma ação não oficial de manipulação de fonte, ou ainda de qualquer outra situação inesperada. Nesse tipo de exposição sempre são necessárias ações que evitem ou reduzam as consequências indesejadas;
- Situações existentes. Nesse caso são as que já existem fontes de exposição e essas precisam ser avaliadas. Incluem-se nessas situações a radiação natural de fundo e resíduos radioativos devido a práticas anteriores sem o cumprimento de regulamentações obrigatórias. São situações que incluem exposição prolongada.

A exposição do ser humano à radiação ionizante ainda pode ser identificada em três categorias diferentes de acordo com o grupo de pessoas (PENTREATH et al., 2012):

- Ocupacional. Ocorre devido às ações laborais de pessoas que exercem profissões relacionadas às atividades com fontes de radiação ionizante. Deve ficar claro que essa categoria só se caracteriza quando se tem razoável identificação de riscos relacionados à exposição;

- Médica. É sofrida por pacientes quando submetidos a tratamentos ou diagnósticos médicos ou dentários. Acompanhantes desses pacientes também podem ser considerados expostos, pois podem estar próximos de fontes de radiação ionizante. Voluntários participantes de um programa de pesquisa biomédica estão sujeitos à exposição médica;
- Do público. Nesse caso são classificadas as exposições sofridas pelos membros do público, em geral, a partir de fontes de radiação, excluindo-se a ocupacional, médica e à radiação normal local de fundo. Exposições de embriões ou fetos de trabalhadoras grávidas são consideradas e reguladas como do público.

A ICRP ainda define a exposição ambiental como a que age sobre a biota como efeito de atividades humanas (PENTREATH et al., 2012). Finalmente é possível também identificar as exposições à radiação ionizante natural como radiação externa, quando o indivíduo está exposto diretamente, e ao ar livre (o termo “outdoor” é o mais conhecido no meio científico), às fontes naturais do solo ou cósmicas. Têm-se também a radiação interna, quando o indivíduo está exposto aos raios gama em ambientes fechados (“indoor” é o termo utilizado com mais frequência) e o material utilizado na construção, por exemplo, passa a ser a fonte da radiação ionizante. Normalmente a “indoor” gera valores de dose maiores que a “outdoor” (UNSCEAR, 2000).

A medição da radiação ionizante é realizada em termos de quantidade de dose absorvida. Esta é considerada como a energia depositada na massa de material exposto com unidades em Gray (Gy) que é igual a J.kg^{-1} . Em termos de proteção radiológica, considera-se o cálculo da dose absorvida no ar (UNSCEAR, 2000).

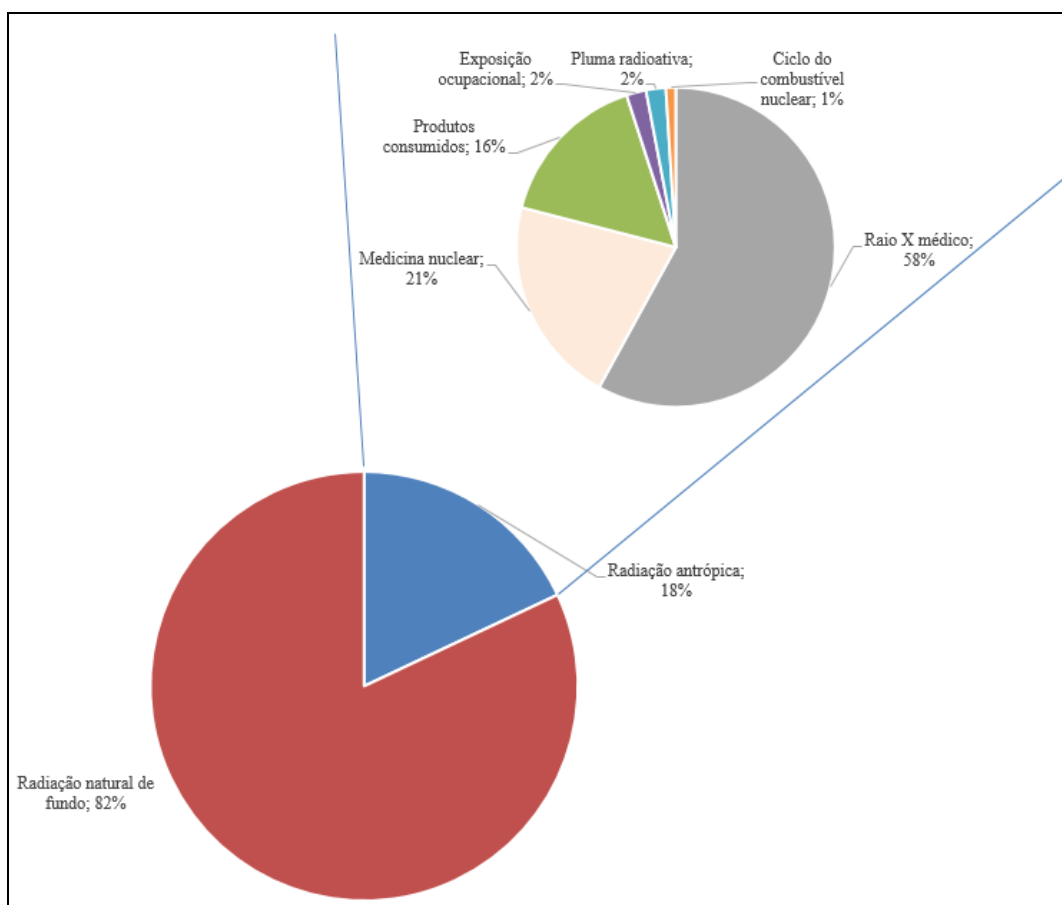
A radiação gama tem uma baixa taxa de ionização quando atravessa uma massa de matéria e por esse motivo é classificada como de baixa transferência linear de energia, enquanto que, partículas alfa produzem um grande número de ionizações e são classificadas como de alta transferência linear de energia. As radiações de alta transferência linear de energia provocam maior dano aos tecidos vivos por unidade de dose absorvida, por esse motivo foi criada a grandeza dose equivalente, uma quantidade ponderada, com o propósito de proteção radiológica. Também foi definida a grandeza dose efetiva, um valor médio da dose equivalente sobre todos os órgãos (PENTREATH et al., 2012).

Para radiações de baixa transferência linear de energia, a dose equivalente é igual à dose absorvida. Porém para partículas subatômicas como nêutrons, partículas alfa e íons pesados, a dose equivalente é igual à dose absorvida multiplicada por um fator de ponderação da radiação. A unidade é a mesma, ou seja, J.kg^{-1} , porém para destacar uma grandeza da

outra, resolveu-se, por conversão, identificar a dose equivalente pela unidade de sievert (Sv) (PENTREATH et al., 2012).

Apesar de existirem várias fontes antrópicas que contribuem para a exposição da população, a radiação natural é comprovadamente maior que todas as outras fontes artificiais combinadas (Figura 8) (UNSCEAR, 2008).

Figura 8 - Distribuição das fontes de exposição natural e antrópica.



Fonte: NRC (2006).

Em termos de avaliação de exposição de pessoas do público em geral, a grandeza básica utilizada é a dose efetiva (E), considerada uma grandeza artificial por não poder ser aferida através de equipamentos. A dose efetiva foi criada pela ICRP como uma grandeza dosimétrica de ajuste do risco basicamente para representar a proteção do público. Seu uso permite que todas as exposições à radiação, decorrentes de fontes externas e internas, sejam consideradas em conjunto e adicionadas, baseando-se nos pressupostos de uma relação dose-resposta linear sem limiar, na equivalência de exposições agudas e crônicas em baixas doses

ou baixas taxas de dose e na equivalência de exposições externas e internas. Considera-se a dose equivalente efetiva anual, à qual uma pessoa está submetida, como a soma das doses efetivas interna (E_{int}) e externa (E_{ext}) ao corpo (Eq. 1), sendo utilizada a unidade do Sistema Internacional (SI) sievert (Sv) para representar o valor dessa grandeza (HARRISON et al., 2018; UNSCEAR, 2008).

$$E = E_{\text{ext}} + E_{\text{int}} \quad (1)$$

A exposição global é muito complexa, pois depende de diversos fatores e pode estar relacionada com fontes naturais e ou antrópicas. Existe ainda uma ampla distribuição de exposições para cada tipo de fonte e consequentemente a dose equivalente efetiva pode ser a combinação de diversas formas de exposição dependendo da localização, da concentração específica dos radionuclídeos existente no ambiente e no próprio corpo, da latitude e da longitude do local e de outras dezenas, talvez centenas, de fatores. A dose equivalente efetiva anual mundial média per capita devido às fontes naturais foi determinada adicionando os vários componentes e o valor obtido e aceito é de 2,4 mSv (Tabela 2). Entretanto, o intervalo de doses individuais é muito amplo e espera-se, por exemplo, que 65% de qualquer grande população (esse grande é um valor muito relativo) esteja submetida a doses efetivas anuais entre 1 mSv e 3 mSv, 25% dessa população estaria submetida a uma dose menor que 1 mSv e 10% teria doses maiores que 3 mSv. (UNSCEAR, 2008).

Tabela 2 - Dose média de radiação a partir de fontes naturais.

Fonte	Dose equivalente efetiva anual mundial (mSv)	Intervalo típico (mSv)
Exposição externa		
Raios cósmicos	0,4	0,3 – 1,0 ^a
Raios gama terrestres	0,5	0,3 – 0,6 ^b
Exposição interna		
Inalação (principalmente radônio e descendentes)	1,2	0,2 – 10,0 ^c 0,2 – 0,8 ^d
Ingestão	0,3	
Total	2,4	1,0 – 10,0

^a Faixa do nível do mar até altas elevações;

^b Dependendo da composição de radionuclídeos do solo e do material de construção;

^c Dependendo da acumulação do gás radônio;

^d Dependendo da composição de radionuclídeos nos alimentos e da água potável.

Os valores de dose anual devido às fontes naturais divulgados pela UNSCEAR (Tabela 3) em um relatório do ano de 1993, e suas atualizações periódicas, permitem observar a ocorrência de radiação ionizante na vida da população (UNSCEAR, 2008; HÁLA, NAVRATIL, 2003).

Tabela 3 – Exposição anual devido às fontes de radiação ionizante natural e artificial.

Fonte	Dose média anual (μSv)	% em relação ao total	Intervalo típico dose anual (μSv)	Observações
Inalação de ²²² Rn e produtos de decaimento	1.300	42	200 a 10.000	Doses muito mais altas podem surgir em ambientes fechados.
Fonte natural externa terrestre	480	15	300 a 1.000	Doses altas em regiões de mineração de urânio e tório. Não inclui radônio e produtos de decaimento.
Fonte natural interna terrestre	230	7,4	-	Doses altas em regiões de mineração de urânio e tório. Não inclui radônio e produtos de decaimento.
Ingestão de água ou alimentos	0,29	0,01	200 a 1.000	
Mineradoras	24	0,77	-	Radônio e produtos de decaimento.
Plantas de energia nuclear	8	0,26	-	Não inclui acidentes.
Produção de radionuclídeos	0,8	0,03	-	
Consumo de produtos radioativos	0,4	0,01	-	
Radiação cósmica	390	12,5	300 a 1.000	Doses mais altas ocorrem em maiores altitudes.
Aplicações médicas	660	21	-	Diagnósticos e tratamentos.
Total artificial	693			
Total natural	2.412		1.000 a 13.000	Existem muitas populações expostas a intervalos de 10.000 a 20.000 μSv por ano.

Fonte: UNSCEAR (2008); HÁLA E NAVRATIL (2003).

O limite primário de dose para qualquer membro do público em geral é considerado como 1 mSv da grandeza dose equivalente efetiva total no período de um ano. Esse limite

representa a soma das doses interna e externa provenientes de todos os modos de exposição para todas as fontes de radiação excluindo a dose da radiação natural de fundo e a dose recebida por pacientes a partir de fontes médicas (DOE, 1993). Como o limite de dose primária é definido para todas as fontes, uma restrição de dose de um quarto desse limite, ou seja, $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$ é aplicada para cada fonte ou prática que envolva a necessidade da análise do Departamento de Energia dos Estados Unidos (Department of Energy - DOE). Portanto, o critério utilizado para a liberação de utilização de áreas radioativamente contaminadas ou com anomalias radioativas, é um limite de dose anual menor ou igual a $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$. Essa restrição de dose representa o limite superior autorizado, baseado no princípio ALARA, para liberação irrestrita de terrenos e solos contendo material radioativo natural ou antrópico (DOE, 2002).

A importância da análise da dose de radiação ionizante sobre uma determinada população é fundamental. Esse grupo pode ser identificado como uma população crítica ou grupo crítico quando exposta interna e ou externamente, indoor ou outdoor, durante longos períodos, a qualquer fonte, seja natural ou antrópica (IAEA, 2005). De acordo com Kamboj e colaboradores (2000), o grupo crítico pode ser definido como um indivíduo ou um grupo homogêneo de indivíduos que tenha como expectativa a mais alta exposição sob as considerações do cenário ambiental considerado. O membro médio do grupo crítico é um indivíduo com maior possibilidade de representar a situação mais provável de exposição, tomando como base considerações conservativas e parâmetros do modelo de cálculo.

3.4 CÁLCULO DE DOSES PARA DIFERENTES FAIXAS ETÁRIAS

A estimativa de dose de radiação para o corpo humano, independentemente da fonte externa ou interna, exige dados sobre o indivíduo exposto. A massa, as dimensões e a composição dos órgãos e tecidos são valores suficientes para definir várias situações de exposição de fontes externas. Porém, quando se trabalha com a estimativa de dose devido à incorporação de material radioativo específico, é necessário obter dados biológicos significativos relacionados ao indivíduo real ou potencialmente exposto. A amplitude da quantidade de dados necessários para se avaliar a exposição de um indivíduo, pode ser ampla, de tal forma que, quando se pensa na dose equivalente efetiva a ser estimada para uma população, as faixas de idade influenciam nesses valores utilizados. Alguns exemplos desses dados influenciados pela idade do indivíduo avaliado são a incorporação diária de ar e água, a taxa de respiração, a forma e o tipo de alimentação e a eliminação de excrementos (ICRP, 1972).

A avaliação da dose equivalente efetiva apresentada nas pesquisas científicas utiliza, em geral, a ideia de que o indivíduo exposto à radiação ionizante é um adulto identificado como Homem de Referência (“Reference Man”) com as seguintes características: idade entre 20 e 30 anos, uma massa corporal de 70 kg, altura de 1,70 m, vivendo em uma região com temperaturas médias entre 10 e 20 °C. Esse indivíduo teria hábitos e costumes de um homem caucasiano da Europa Ocidental ou Norte-Americano, apesar de não ter a intenção de representar um indivíduo ou grupo em particular. Existe atualmente uma tendência no meio científico de particularizar cada vez mais esse homem padrão (ELLIS, 1990).

Essa definição do Homem de Referência foi criada por um grupo de trabalho formado pela ICRP e publicada no seu relatório nº 23 de 1975. Em 1984, a ICRP formou novo grupo de estudo com o objetivo de rever o conceito, procurando enfatizar as variações em termos de idade, sexo e diferenças fisiológicas e anatômicas. Como em 1975 a ênfase foi desenvolver um modelo de referência baseado no indivíduo ocupacionalmente exposto. No modelo de 1984 o objetivo foi representar o público em geral (RICHMOND, 1985).

A ideia de um Homem de Referência para efeito de regulação de proteção radiológica tem sido discutida em trabalhos científicos, com o objetivo de definir novos padrões e também sugerindo abolir o padrão estabelecido, buscando conformidade com os limites máximos de dose, de forma que o cálculo seja efetivado utilizando fatores de conversão de dose para o grupo mais exposto às maiores doses de radiação para determinadas características ambientais (MAKHJANI, 2009; TANAKA, KAWAURA, 2000). Porém, ainda não se tem dados suficientes sobre a concentração de radionuclídeos nos tecidos de grupos de diferentes faixas etárias. Para determinados radionuclídeos e seus percursos ambientais, até alcançar o ser humano, é possível que ocorra a justificativa para avaliar doses em separados para grupos com diferentes idades. A disponibilidade de estimativas de dose, por unidade de consumo de alimentos, para diferentes faixas etárias, significa dizer que o cálculo pode ser deduzido a partir de concentrações de radionuclídeos obtidas de alimentos e, consequentemente, relatórios mais completos, com resultados especificando as faixas etárias, poderão ser obtidos (UNSCEAR, 2000).

Em 1993, a UNSCEAR publicou relatório com as quantidades de alimentos para bebês, crianças e adultos e deduziu que o consumo de NORM, nesses alimentos, ocorre numa proporção de 0,05; 0,3 e 0,65, respectivamente. No ano 2000, o número de faixas etárias aumentou para seis e foi incorporado pela ICRP para o cálculo da dose equivalente efetiva. Os grupos etários agora estão divididos da seguinte forma: 3 meses (todas as crianças de 0 a 1 ano); 1 ano (todas as crianças de 1 até 2 anos); 5 anos (todas as crianças maiores de 2 anos até

7 anos); 10 anos (todas as crianças acima de 7 anos até 12 anos); 15 anos (crianças e adolescentes maiores que 12 anos até 17 anos) e adultos (UNSCEAR, 2000).

3.5 CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO IONIZANTE DE REGIÕES ANÔMALAS

A análise de situações envolvendo material radioativo de ocorrência natural nos solos de regiões com anomalias pode envolver diversos fatores incluindo: a matriz inicial, o local da ocorrência do NORM, a variedade de radioisótopos estudados, a presença de seres humanos dentro ou no entorno do local, a execução de atividades humanas e diversas outras características. Estes fatores apenas podem ser modelados quando uma perspectiva hipotética ou real é definida como cenário de avaliação da área estudada (IAEA, 2007; YU et al., 2001).

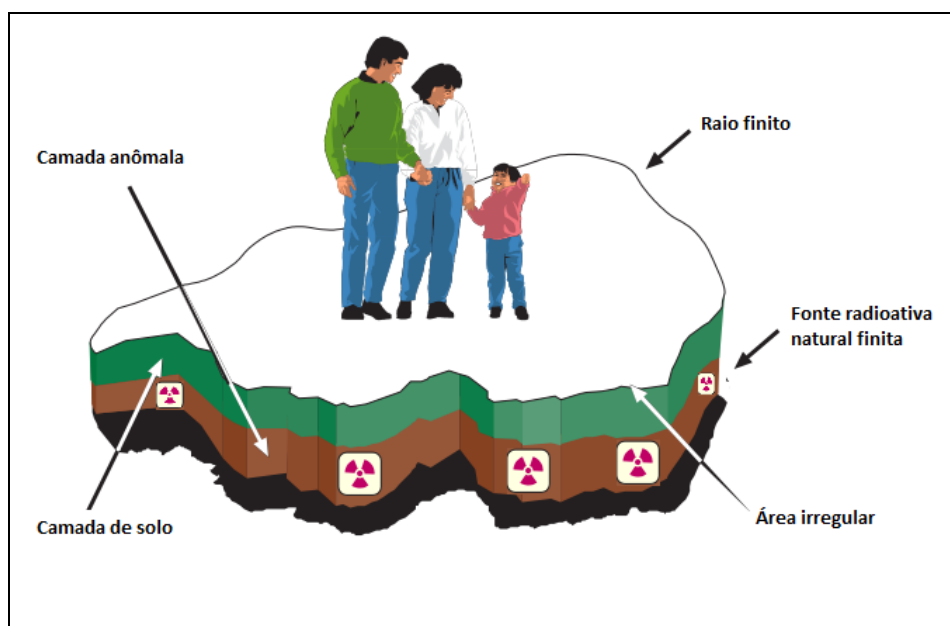
De acordo com Yu e colaboradores (2001) “cenários de exposição são padrões de atividades humanas que podem afetar a liberação de radioatividade a partir de regiões contaminadas e a exposição recebida no local analisado”. Esse autor ainda declara que antes da definição do cenário, é necessário fazer uma análise dos percursos ambientais dos radionuclídeos do solo e essa deve ser realizada em quatro etapas: primeiro analisar os tipos, quantidades e formas químicas dos radionuclídeos que abrangem a fonte de potencial exposição à radioatividade; a segunda etapa é analisar como esses radionuclídeos podem ser transportados nos diversos compartimentos daquele ambiente; em seguida deve ser realizada uma análise das fontes as quais o indivíduo está exposto e, finalmente, o estabelecimento de um cenário.

Os cenários podem ser classificados em dois grandes grupos: os hipotéticos e os reais. Os hipotéticos são utilizados em laboratório quando não existem dados reais suficientes na literatura para a modelagem do local a ser estudado. Enquanto que os cenários reais representam locais já estudados, apresentam dados consagrados na literatura e podem estar submetidos a medidas de restrição de dose (IAEA, 2007; YU et al., 2001). Garnier-Laplace e colaboradores (2013) estudaram os efeitos da radiação gama em organismos vivos sob condições controladas a nível de laboratório, um cenário hipotético, e compararam com os dados obtidos da região de exclusão da área do acidente de Chernobyl na Ucrânia, um cenário real. Esses pesquisadores concluíram que os resultados sugeriram uma maior sensibilidade dos dados obtidos para os organismos estudados no cenário real.

Duas situações hipotéticas básicas iniciais podem ser consideradas quando se estima um cenário para ocorrência de NORM: a fonte de radiação é considerada pontual ou uma área

irregular. Nesse caso, está sendo definida a geometria da fonte. Modelos podem ser desenvolvidos para avaliar a ocorrência de uma rocha com atividade radiológica muito acima da radiação de fundo, ou considerar que a emissão da radiação é proveniente de uma área de extensão considerável no solo ou subsolo (Figura 9). É possível também modelar, como uma área anômala, a própria superfície do solo, tendo como exemplo as areias das praias do município de Guarapari no Estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. O acréscimo de novas informações mudaria o cenário hipotético considerado. Por exemplo, a inclusão de um rio à geometria da Figura 9. Nesse caso, seria necessário considerar o transporte de radionuclídeos através da água para regiões adjacentes ao local do cenário (IAEA, 2007; YU et al., 2001).

Figura 9 – Representação gráfica de um cenário hipotético considerando uma fonte radioativa em forma de área.



Fonte: O AUTOR (2017).

Os cenários reais são estimados a partir de situações nas quais análises anteriores já foram realizadas e os dados obtidos podem então ser utilizados na modelagem. Áreas das cidades de Poços de Caldas, Araxá e Tapira em Minas Gerais; Guarapari no Espírito Santo; Pedra e Venturosa em Pernambuco e São José de Espinharas na Paraíba podem ser utilizadas em estudos de modelagem e simulação de NORM (SANTOS JÚNIOR et al., 2010; SANTOS JÚNIOR, 2009; VEIGA, KOIFMAN, 2005; VEIGA et al., 2003; SACHETT, 2002; CULLEN, FRANCE, 1977). A cidade de Goiânia, no estado de Goiás, devido à liberação acidental do ^{137}Cs de uma capsula de tratamento radioterápico, pode ser utilizada como cenário real com contaminação por radioisótopo artificial.

A determinação de um cenário mais próximo possível do que ocorre na natureza permite uma melhor definição do modelo a ser utilizado nos estudos científicos. A consequência da utilização de um modelo efetivo é uma visão ampla e clara dos impactos dos radionuclídeos naturais no meio ambiente. Portanto, esses modelos são ferramentas essenciais na regulamentação e controle de áreas com riscos potenciais à vida. A IAEA tem organizado, da década de 1980 em diante, programas de identificação de cenários naturais com contribuições significativas para melhorias nos modelos desenvolvidos na divulgação de dados e na capacidade de formação de novos pesquisadores (IAEA, 2007).

Alguns cenários hipotéticos criados e utilizados em simulações para utilização na estimativa de dose podem ser encontrados em diversos trabalhos científicos e relatórios (APOSTOAI, REED, 2005). O cenário do agricultor que reside em uma propriedade com sua família, no qual o solo da região é considerado anômalo, está submetido à dose de radiação direta a partir do solo, inalação de poeira suspensa devido a atividades agrícolas, inalação do radônio e seus produtos de decaimento, ingestão de alimentos vegetais a partir do cultivo no solo anômalo, consumo de leite de gado alimentado com vegetais do solo anômalo, consumo de peixes a partir de fluxos de água que podem receber radionuclídeos por percolação e ou lixiviação superficial, ingestão de água de fontes próximas à área anômala e ingestão de solo com anomalia radioativa (YU et al., 2001).

Outros cenários de exposição à radiação ionizante natural são citados na literatura científica, principalmente relacionados ao cálculo do risco de câncer. Residentes de áreas urbanas, trabalhadores em indústrias, cenários de áreas de recreação podem ser utilizados em situações de análise de exposição à radiação proveniente de vários ambientes diferentes. Porém, o cenário considerado mais complexo é o do agricultor residente em uma área rural, em decorrência dos vários compartimentos ambientais encontrados (Quadro 6) (APOSTOAI, REED, 2005).

3.6 GEOMETRIA DA FONTE E FATOR DE FORMA PARA RADIAÇÃO GAMA

A radiação gama natural do solo proveniente dos radionuclídeos considerados mais importantes como as séries do ^{238}U e do ^{232}Th , além do ^{40}K , não é fácil de ser mensurada porque estes não estão distribuídos uniformemente na superfície e nem em termos de profundidade. Portanto, simplificações devem ser utilizadas no momento de definir um modelo para definir o cenário que será utilizado.

Quadro 6 - Vias de exposição para alguns cenários utilizados.

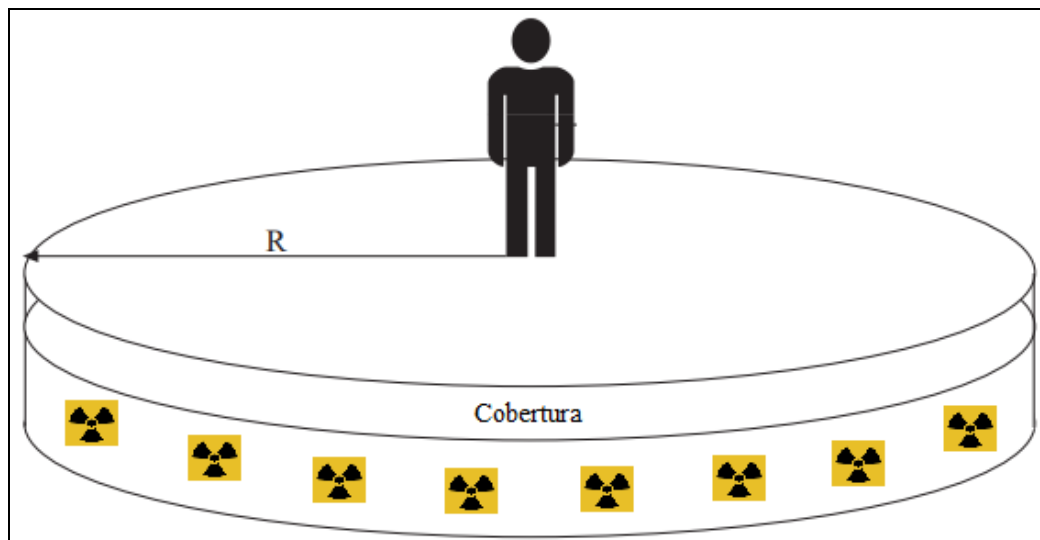
Via de Exposição	Cenários			
	Agricultor Residente	Residente Urbano	Trabalhador de Indústria	Recreacionista
Exposição externa gama	Sim	Sim	Sim	Sim
Inalação de poeira	Sim	Sim	Sim	Sim
Inalação de radônio	Sim	Sim	Sim	Sim
Ingestão de vegetais	Sim	Sim	Não	Não
Ingestão de Carne	Sim	Não	Não	Sim
Ingestão de leite	Sim	Não	Não	Não
Ingestão de peixe	Sim	Não	Não	Sim
Ingestão de solo	Sim	Sim	Sim	Sim
Ingestão de água	Sim	Não	Não	Não

Fonte: YU et al. (2001).

3.6.1 Fator de Forma para Superfície

Inicialmente, considera-se, por exemplo, que todos os nuclídeos estão distribuídos uniformemente no solo ou subsolo da área analisada. Conquanto, é necessário uma correção para esta uniformização. Nesse caso, a correção é denominada de fator de forma e permite corrigir a diferença entre a dose de radiação estimada para áreas idealizadas e reais. Em relação a superfície, o fator de forma é utilizado para corrigir uma área anômala de formato qualquer para uma zona circular ideal e, nesse caso, seu valor é igual a unidade (Figura 10). Caso a distribuição dos radionuclídeos não possa ser considerada uniforme, então a geometria assumida é de que dois ou mais cilindros concêntricos representam a fonte no solo (YU et al., 2001).

Figura 10 – Geometria da fonte quando a distribuição dos radionuclídeos é considerada uniforme.



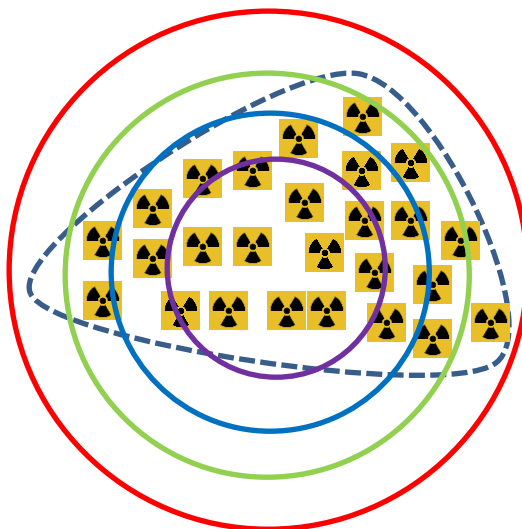
Fonte: O AUTOR (2017).

Uma perspectiva superior permite visualizar uma situação hipotética na qual a região radioativamente anômala apresenta-se com um formato irregular. Observa-se na Figura 11 a região tracejada na cor azul com um formato irregular e, inicialmente, um círculo (cilindro vermelho) mais externo contém toda área. Um segundo círculo (cilindro verde) engloba uma grande parte da região anômala, mas ainda existem áreas não anômalas selecionadas. Novos cilindros concêntricos são desenhados (azul escuro e lilás) até que o último círculo contenha apenas uma área anômala. O fator de forma da área de formato irregular poderá ser obtido multiplicando o fator de área de cada anel pela fração da área do anel com anomalia, somando os produtos e dividindo pelo fator de forma de uma área circular anômala equivalente em área (Equação 2).

$$F_f = \frac{\sum_i \text{fator de forma da área} \times \text{fração contaminada}}{\text{fator de forma de uma área equivalente}} \quad (2)$$

Kennedy e colaboradores (1986) divulgaram fatores de área para regiões anômalas ou contaminadas de 5 extensões diferentes (Tabela 4). Para calcular o denominador da Equação 2, considera-se a extensão da área irregular e calcula-se o raio. Depois, por interpolação dos valores da Tabela 4, é possível estimar o fator de forma para a área equivalente.

Figura 11 – Área com anomalia radioativa de formato irregular (tracejado azul) corrigida por 4 cilindros concêntricos (vermelho, verde, azul escuro e lilás).



Fonte: O AUTOR (2018).

Tabela 4 – Fatores de forma estimados para 5 áreas com diferentes dimensões.

Área anômala (m ²)	Raio da área anômala (m)	Fator de forma
1	0,56	0,016
25	2,80	0,40
100	5,60	0,55
500	13,00	0,80
1.200	20,00	1,0

Fonte: KENNEDY et al. (1986)

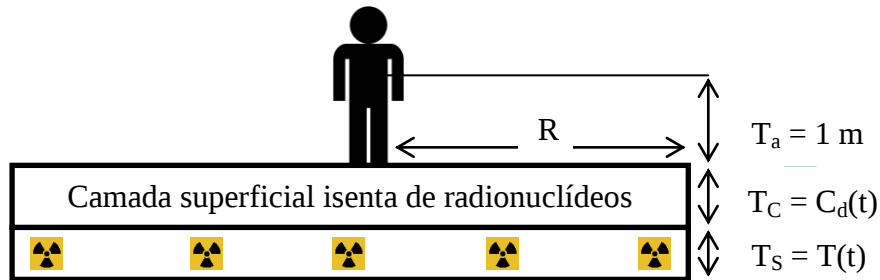
3.6.2 Fator de Forma para a Profundidade

O cálculo da dose de radiação gama proveniente do solo em termos verticais também é simplificada através de cálculos que consideram os radionuclídeos uniformemente distribuídos, encobertos por uma capa superficial de solo sem a presença de radioisótopos naturais.

O ser humano é posicionado na superfície e no centro de um cilindro de raio R , no qual uma camada superficial sem radioisótopos e com espessura $T_C = C_d(t)$ recobre uma faixa

de espessura $T_s = T(t)$ com radioisótopos distribuídos uniformemente. Considera-se que toda a dose da radiação gama do solo atinge o ser humano no seu ponto médio que se encontra a uma altura $T_a = 1$ m da superfície (Figura 12) (Yu et al., 2001).

Figura 12 – Geometria considerada para o cálculo do fator de forma.



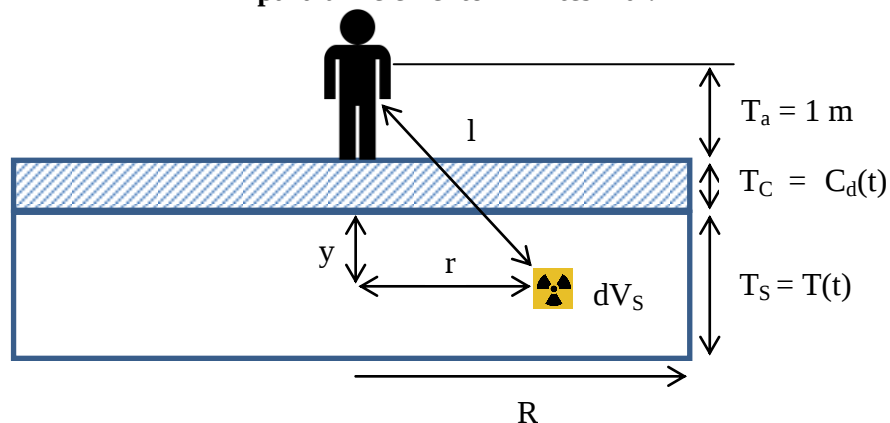
Fonte: YU et al. (2018).

O fator de área utilizado como correção para emissão não uniforme de radiação gama do solo, pode ser estimado como a razão entre a dose que atinge o corpo na geometria do cilindro da Figura 12, visto apenas em corte, e a superfície infinita considerada (Equação 3).

$$FA'_Y = \frac{D[R=r, T_a=1m, T_c=C_d(t), T_s=T(t)]}{D[R=\infty, T_a=1m, T_c=C_d(t), T_s=T(t)]} \quad (3)$$

Na Equação 4, a taxa de dose é estimada considerando que o feixe de radiação ionizante atinge o ponto central do homem sobre a superfície. A dose é calculada através do método do ponto central (Figura 13) (PROKHORETS et al., 2007).

Figura 13 – Geometria considerada para integração do fator de área para um elemento infinitesimal.



Fonte: YU et al. (2001).

$$D[R, T_R, C_d(t), T(t)] = K \int_{V_s} e^{-Z} \frac{B_z}{4\pi l^2} dV \quad (4)$$

Onde:

$$Z = \frac{(\mu_a T_a + \mu_c C_d(t) + \mu_s y)}{(T_a + C_d(t) + y)} l;$$

$$l^2 = r^2 + T_a + C_d(t) + y^2;$$

$$dV_s = 2\pi r y dr dy; dV_s = 2\pi r y dr dy$$

μ_a = coeficiente de atenuação para o ar (dependente da energia);

μ_c = coeficiente de atenuação da camada superficial do solo (dependente da energia);

μ_s = coeficiente de atenuação do material da fonte (dependente da energia);

B_z = fator de buildup para o comprimento do caminho médio livre (dependente da energia);

K = fator de conversão (dependente da energia).

As energias e rendimento dos fótons dos diferentes radionuclídeos são obtidos da ICRP 38 (ICRP, 1983). Um algoritmo foi selecionado para analisar o espectro completo e combinar repetidamente os fótons com a razão relativa mínima nas suas energias. O rendimento do fóton resultante é a soma de dois fótons e a energia é o rendimento ponderado de dois fótons.

O fator de área dependente da energia $FA'_\gamma(E_\gamma)$ é calculado para cada energia gama, de cada radionuclídeo presente, por interpolação a partir de valores tabulados de $FA'_\gamma(E_\gamma)$ previamente calculados e armazenados.

Finalmente, o fator de área para um radionuclídeo específico é calculado fazendo a combinação dos fatores de área, ponderados por suas frações de fótons (FPT_γ) e pela contribuição da dose de cada ponto de referência (Equação 5) (YU et al., 2001).

$$FA_{il} = \frac{\sum_\gamma FA'_\gamma(E_\gamma) FPT_\gamma D_\infty(E_\gamma)}{\sum_\gamma FPT_\gamma D_\infty(E_\gamma)} \quad (5)$$

Onde:

FA_{il} é o fator de forma do radionuclídeo i que se encontra a uma distância l do ponto médio do indivíduo sobre a superfície (Figura 13) e D_∞ = dose obtida no Relatório de Orientação Federal nº 12 (ECKERMAN, RYMAN, 1993).

Existem estudos relativos à exposição à radiação ionizante antrópica, como por exemplo os exames de corpo inteiro utilizando raios x, tomografia, funções ocupacionais próximas às instalações que emitem radiações ionizantes e diversas outras situações através de simulações e modelos. Nesses casos, além dos códigos computacionais, também são utilizadas formas denominadas de fantasmas como modelos de seres humanos expostos (CABRAL et al., 2015; CLAUDINO et al., 2015; NRC, 2006).

3.7 MODELAGEM DE CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO IONIZANTE NATURAL DE REGIÕES ANÔMALAS

Não existe equipamento para fazer medições diretas da dose radiológica acumulada no corpo inteiro ou em um órgão específico do ser humano. Para obtenção de dados sobre essas quantidades, são utilizados cálculos de atividade dos radionuclídeos através de modelos matemáticos, desenvolvidos usando características dos radioisótopos existentes no solo, na água e no ar, além de fatores numéricos de transferência através da cadeia alimentar, e diversos fatores de conversão de dados. A obtenção da atividade acumulada no corpo permite o cálculo da taxa de dose equivalente comprometida (HÀLA, NAVRATIL, 2003).

A obtenção de valores de dose equivalente comprometida devido ao NORM depende de diversos fatores influentes no solo da região analisada. O cenário, hipotético ou real, relacionado à região de estudo é o primeiro ponto importante para entender a complexidade do meio ambiente e do processo de transporte dos radionuclídeos. A partir desse cenário, e de dados reais sobre as atividades dos radioisótopos já estudados previamente, é possível modelar a situação em análise (IAEA, 2007).

Os modelos para dedução das concentrações de radionuclídeos no solo e que sejam compatíveis com limites de dose são simplificações de processos complexos. Por exemplo, não é factível realizar a dosimetria do solo de uma área por menor que seja sua dimensão, da mesma forma que não é possível prever uma taxa de dose equivalente efetiva futura da mesma área com absoluta certeza. Na literatura existe concordância da importância da modelagem de dados na avaliação do impacto do NORM no meio ambiente no sentido de que: (A) os modelos devem potencialmente fazer parte do processo de avaliação; (B) para obtenção de previsões mais realistas, os modelos devem ser usados em conjunto com o maior número possível de medições de campo; (C) a modelagem poderá fornecer resultados para preencher lacunas existentes de dados obtidos em estudos prévios, ou até mesmo quando se tem poucos dados disponíveis; (D) as limitações e adequações do modelo, além dos dados de

suporte, devem ser perfeitamente entendidas pelos usuários e pelas pessoas interessadas (YU et al., 2001).

A complexidade da modelagem de todo o processo da influência do NORM é tão grande que suposições e aproximações precisam ser utilizadas no ajuste do modelo. Isto faz com que a faixa de utilização do modelo fique restrita a alguns poucos cenários reais, gerando um maior grau de incerteza (IAEA, 2007).

Darko (2004) modelou e calculou o risco à saúde devido ao TENORM em operações de mineração na superfície e no subsolo em uma mina de ouro em Gana na África. Foram utilizadas medições de campo e métodos matemáticos baseados em algoritmos de convolução e formalismos analíticos simples. Taxas de dose de radiação gama foram calculadas a partir das concentrações do ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K no solo ou subsolo e do ^{222}Rn no ar. Essas taxas foram utilizadas como estimativas para doses equivalentes efetivas sobre os trabalhadores da mina, que apresentava minerais radioativos associados ao minério de ouro.

O risco à saúde pode ocorrer também devido ao deslocamento dos radionuclídeos na natureza. Owusu (2013) modelou matematicamente o transporte de radionuclídeos naturais do fluxo de água de efluentes da mina de ouro localizada em Damang Tarkwa – Gana – África, utilizando equações diferenciais parciais através de uma abordagem Euleriana-Lagrangeana. Wallace (2013) utilizou o código computacional Monte Carlo N-Particle (MCNP)TM para a modelagem de fontes de NORM em larga escala a partir do solo, porém esse autor usou apenas as energias gama já conhecidas dos isótopos das séries do ^{238}U e ^{232}Th sem considerar dados amostrais de campo.

A IAEA já trabalha com modelagem de dados de NORM desde a década de 1980. Entre os anos de 2003 e 2007, a IAEA desenvolveu o projeto “Environmental Modelling for Radiation Safety” (EMRAS). Este projeto foi dividido em três linhas de pesquisa: avaliação da liberação de radioatividade, remediação de locais com resíduos radioativos e proteção do meio ambiente. Os grupos de pesquisa utilizaram vários códigos computacionais já existentes para o desenvolvimento dos trabalhos como “Dose Distribution Model” (DOSDIM), HYDRUS e “Residual Radiation” (RESRAD). Todos são modelos que consideram o cenário constituído por uma fonte em forma de área finita (IAEA, 2007)

Muitos dos modelos criados ou simplesmente utilizados no projeto EMRAS da IAEA não são adequados para a modelagem do NORM, pois tratam do comportamento de um único e específico radionuclídeo e não tem um banco de dados com os diversos fatores que permitam a simulação dos radionuclídeos no meio ambiente. Os que foram analisados como adequados para utilização com NORM foram classificados em três categorias: (A) modelos

de triagem ou rastreamento, que são modelos relativamente simples, servindo para verificar se o cenário modelado garante informações adicionais; (B) modelos de conformidade, que são utilizados para verificar a conformidade dos valores obtidos com exigências de regulação e normalmente utilizados também para estimar os limites máximos de concentração e dose; (C) modelos de avaliação de impacto detalhado, utilizados para identificação dos radioisótopos, suas concentrações, doses provocadas e uma série de detalhes importantes (IAEA, 2007).

3.8 MODELOS DE VIAS DE TRANSFERÊNCIAS DOS RADIONUCLÍDEOS DO MEIO AMBIENTE AO CORPO HUMANO

A modelagem das vias de transferências dos radionuclídeos naturais é iniciada a partir da identificação dos prováveis caminhos que permitem o acesso dos radioisótopos ao corpo humano. A primeira via ambiental que expõe o ser humano à radiação ionizante é o próprio solo, em seguida, o percurso atmosférico e, por último, o percurso aquático. As duas formas de exposição, externa e interna, podem ocorrer através dos percursos tabulados no Quadro 7 (YU et al., 2001).

Quadro 7 – Prováveis vias de transferências dos radionuclídeos.

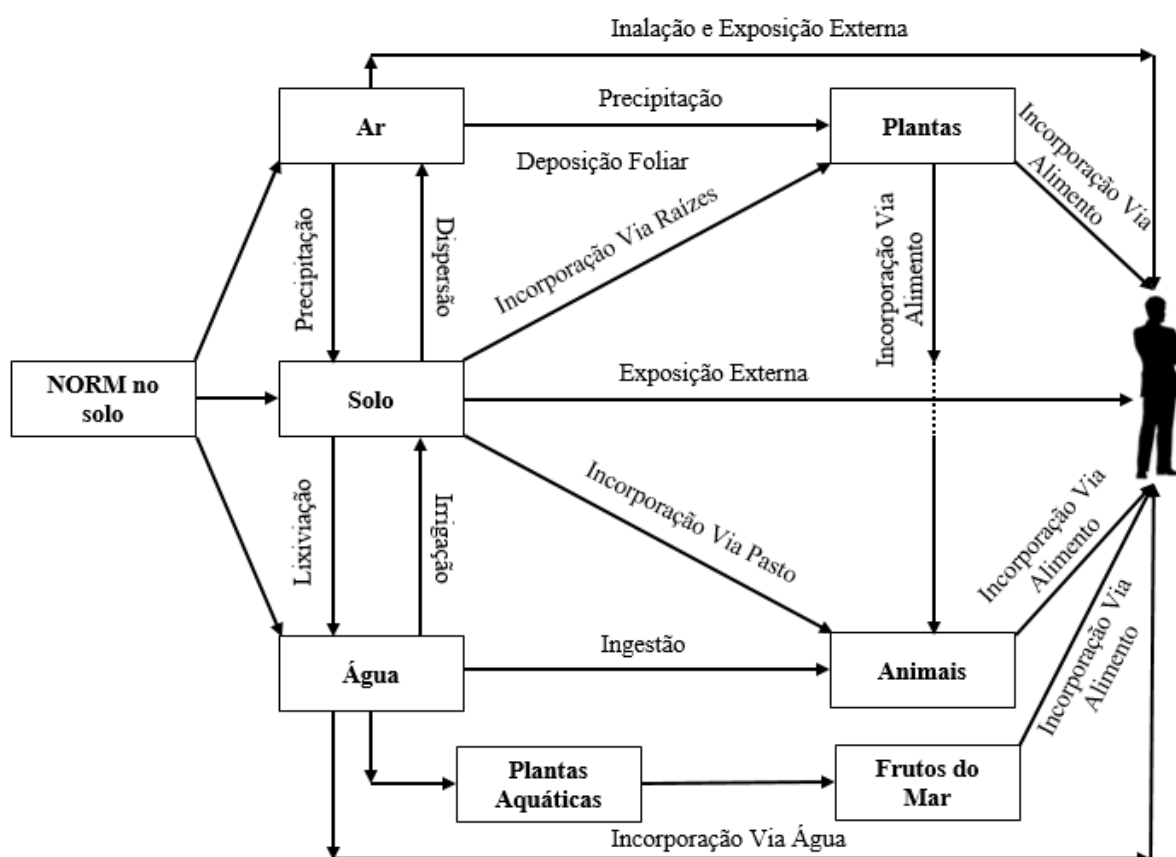
Percursos de radiação	Radiação externa	Radiação interna	
		Inalação	Ingestão
Solo	Exposição direta de radiação gama. Percurso utilizado para deduzir as diretrizes específicas do solo (por exemplo, geometria da fonte)	Poeira	Alimentos vegetais Carne Leite
Ar	Poeira Radônio e produtos de decaimento Outros radionuclídeos gasosos na atmosfera	Radônio e produtos de decaimento Outros radionuclídeos gasosos na atmosfera	-
Água	Águas superficiais	-	Alimentos aquáticos como peixes, crustáceos e moluscos Águas subterrâneas e superficiais

Fonte: ADAPTADO PELO AUTOR DE YU et al., 2001.

A partir de um determinado percurso, os radionuclídeos podem ser transportados de uma fonte radioativa até o ponto de exposição por diversas trilhas ambientais, porém é importante considerar os itens do Quadro 7, não como caminhos individuais, mas como vias compostas por várias vias diferentes. Por exemplo, é possível a ingestão de vegetais por diferentes processos, e também água do subsolo pode ser utilizada como potável, ou irrigar plantações ou ainda ser fornecida para rebanhos (YU et al., 2001).

As diversas trilhas ambientais (Figura 14), pelas quais os radionuclídeos podem chegar ao ser humano, precisam estar claramente definidas para que os efeitos provocados pela radiação ionizante à saúde sejam entendidos e estimados. Os radionuclídeos naturais e artificiais, dependendo do seu comportamento na natureza e no corpo humano, da sua ocorrência e das suas propriedades físicas e químicas são responsáveis pela exposição à radiação ionizante, externa e interna, que atinge o homem (HÁLA e NAVRATIL, 2003).

Figura 14 - Vias dos radionuclídeos naturais no meio ambiente.



Fonte: ADAPTADO PELO AUTOR A PARTIR DE KOPDRA (1986).

3.9 FATORES DE CONVERSÃO DE DOSE

Hála e Navratil (2003) afirmam que as consequências da exposição interna para o corpo humano dependem primariamente da dose radioativa acometida para o órgão ou para o corpo inteiro e esta, por sua vez, depende das respectivas atividades dos radionuclídeos incorporados. Porém, Yu e colaboradores (2001) afirmam que a distribuição de dose no corpo depende do tipo de radiação envolvida e da localização dos radionuclídeos responsáveis pela emissão. Inicialmente é muito importante entender a relação causa-efeito desse fenômeno. Sem a exposição não existe dose, consequentemente, Yu e colaboradores (2001) estão mais próximos do problema.

Contudo, o problema não é apenas conceitual, mas também em relação a concordância de como a dose deve ser calculada. Não existe ainda um padrão definitivo sobre o assunto. Existem diversas instituições ao redor do mundo tratando de divulgar cálculos e dados sobre o tema, mas a ICRP, fundada em 1928, tem sido aceita como organização com objetivo de proteger a população e o meio ambiente dos efeitos deletérios da radiação ionizante. As publicações da ICRP com métodos de determinação de dose interna começaram no ano de 1959 (Publicação 2). A mais recente publicação ICRP relacionada a esse trabalho, para determinação e uso da dose efetiva, foi divulgada no dia 24 de abril de 2008 através do documento ICRP 103 (HARRISON et al., 2018; BOYD, 2009).

Inicialmente é importante entender os conceitos de dose. Dose radioativa é uma grandeza física denominada de dose absorvida. A dose absorvida é definida como a quantidade de energia que a radiação ionizante deposita em unidade de massa de matéria. Harrison e colaboradores (2018) afirmam, através de um documento ICRP, que esta grandeza é a quantidade física fundamental. As unidades utilizadas são J.kg^{-1} ou gray (Gy), unidade do Sistema Internacional (SI), e a unidade mais antiga denominada de rad. Define-se 1 Gy como igual a 100 rads (HÁLA e NAVRATIL, 2003).

A dose absorvida não é uma quantidade adequada para avaliar os efeitos da radiação ionizante porque diferentes tipos de radiação ocasionam diferentes níveis de prejuízos ou danos biológicos. Para que o cálculo possa ser realizado de forma que as diferenças sejam consideradas, são utilizados fatores ponderados de radiação, representados por W_R , fazendo com que surja uma nova quantidade, definida como dose equivalente, quando a dose absorvida é multiplicada pelo fator de conversão adequado. Para radiação beta e gama, utiliza-se o fator de ponderação $W_R = 1$. Quando se analisa radiação alfa, utiliza-se o fator de ponderação $W_R = 20$. A dose equivalente tem unidades SI em sieverts, apesar de também ser

utilizada a unidade mais antiga o rem, de forma que 1 sievert é igual 100 rem (BOYD, 2009).

Boyd (2009) afirma que a quantidade dose equivalente não é a medida mais adequada para avaliar os efeitos da radiação ionizante, pois só contabiliza as diferenças entre a capacidade de gerar danos ao corpo humano devido aos diferentes tipos de radiação. Para corrigir esta situação, a ICRP introduziu no ano de 1977 o fator de ponderação para tecidos W_T , pois para a mesma dose equivalente, órgãos diferentes apresentam diferentes susceptibilidade. Passou-se a utilizar o fator W_T para fontes de radiação externa, não uniforme ou para contaminação interna na qual órgãos diferentes recebem diferentes doses. A dose no órgão multiplicada por esse fator de ponderação resulta na dose uniforme efetiva de corpo inteiro, que representa o mesmo risco de câncer e danos genéticos daquela dose no órgão.

A ICRP define a dose equivalente efetiva (“Effective Dose Equivalent – EDE”) como uma grandeza, para qualquer padrão de radiação, calculada através da soma ponderada da dose equivalente para vários órgãos. Os fatores de ponderação são proporcionais ao risco potencial associado com a irradiação desses órgãos. Todos os fatores utilizados para deduzir as concentrações de radionuclídeos no solo são baseados na EDE. Porém, alguns pesquisadores, como Brenner (2008), sugerem que o termo dose efetiva não deveria ser utilizado, pois não está relacionado a dose e sim ao risco radiológico e, portanto, esse valor numérico simples proporcional ao prejuízo radiobiológico provocado pela exposição à radiação deveria ser identificado como risco efetivo.

Doses internas para órgãos e tecidos do corpo humano são estimadas com fatores representando a dose equivalente incorporada a partir de um radionuclídeo via inalação ou ingestão. Para o caso de radiação externa, a taxa de dose no órgão depende da concentração do radionuclídeo no meio ambiente. No cálculo de um valor da dose de radiação ionizante natural, que um indivíduo receberá a partir de radionuclídeos inalados e/ou ingeridos, é necessário inicialmente entender como o material vai interagir com o corpo humano e qual o tipo de dano ele poderá produzir antes de ser excretado. Todas as informações relativas a essas exposições internas estão resumidas na constante definida como Fator de Conversão de Dose (“Dose Conversion Factor – DCF”) (SMITH, 2009).

Para a exposição interna, o DCF relaciona a dose total ao longo da vida do indivíduo com a quantidade de material radiológico ingerido e/ou inalado, ou seja, a atividade do radionuclídeo. Por isso, a constante tem unidades sievert por bequerel (Sv.Bq^{-1}). Para exposição externa, o DCF é a razão entre a EDE e a concentração de um radionuclídeo no ar, na água ou no solo (SMITH, 2009; YU et al., 2001).

O DCF envolve o principal valor que representa a consequência da exposição à radiação ionizante natural: a dose. As metodologias utilizadas para o cálculo da dose de radiação para trabalhadores ou para o público em geral estão sempre sendo repensadas pela ICRP e por pesquisadores ao redor do mundo.

3.10 DIRETRIZES PARA CONCENTRAÇÕES DE RADIONUCLÍDEOS NO SOLO

Uma área é considerada radiologicamente anômala quando uma camada de solo apresenta amostras na qual a concentração de NORM ultrapassa a concentração dos radionuclídeos responsáveis pela radiação de fundo. Esta é calculada a partir de medições de amostras de solo obtidas em várias áreas próximas da área considerada anômala, mas nas quais a anomalia é muito improvável. O NORM tem a concentração considerada acima da concentração da radiação de fundo quando seu valor é maior que a média da concentração da radiação de fundo mais duas vezes o desvio padrão (YU et al., 2001).

O critério básico para liberação do uso irrestrito de um local sob análise radiológica é o limite de dose que representa as diretrizes do solo analisado e que são destacadas através das atividades específicas dos radionuclídeos encontrados. Essas atividades específicas podem ser representadas através das relações dose/fonte (“Dose/Source Ratios – DSRs”) que são expressas através de três fatores primários: Fatores de Conversão de Dose (“Dose Conversion Factors – DCFs”), Fatores de Transporte Ambiental (“Environmental Transport Factors – ETFs”) e dos Fatores de Fontes (“Source Factors – SFs”) (YU et al., 2001).

Analiticamente o critério que deve ser atendido para considerar um local como não anômalo em termos radiológicos é representado pela inequação 1.

$$H_E(t) \leq H_{EL}, \quad t_r \leq t \leq t_h \quad (1)$$

Onde:

$H_E(t)$ é a média anual da dose equivalente efetiva total (“Total Effective Dose Equivalent – TEDE”) recebida por um membro do grupo da população crítica no tempo t seguinte a análise radiológica do local em mSv/ano ou mrem/ano;

H_{EL} é o limite básico de dose adotado, atualmente em 0,25 mSv/ano ou 25 mrem/ano;

t_r é o tempo no qual o local é liberado para utilização sem restrições radiológicas seguinte ao período de análise;

t_h é o horizonte do tempo, normalmente utilizado como 1.000 anos.

A TEDE é representada pela soma da Dose Equivalente Efetiva (“Effective Dose Equivalent – EDE”), decorrente da radiação externa ao corpo, e da Dose Equivalente Efetiva Comprometida (“Committed Effective Dose Equivalent – CEDE”), decorrente da radiação interna. O tempo no qual uma análise radiológica é iniciada, é denominado de tempo de origem ou tempo zero. O tempo no qual uma área é liberada após a avaliação radiológica, é denominado de tempo de liberação (“released time”). Considera-se o valor de $t_r = 1$ ano como um valor adequado após a conclusão da análise.

A Comissão Regulatória Nuclear dos Estados Unidos (United States Nuclear Regulatory Commission – USNRC) declara nas suas regulamentações:

“Uma área será considerada aceitável de modo irrestrito se a radioatividade residual, que é diferente da radiação de fundo, resultar em um valor de dose equivalente efetiva total, para um membro médio do grupo crítico, menor ou igual a $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$, incluindo inclusive as fontes de águas subterrâneas de água potável. Essa radioatividade residual deve ser reduzida a valores tão baixos quanto razoavelmente possível (ALARA). A determinação dos níveis que são ALARA deve levar em consideração qualquer dano, como mortes por acidentes de transporte, que podem resultar potencialmente da descontaminação e eliminação de resíduos.” (USNRC, 2018).

Estimando que os radioisótopos do solo estão distribuídos uniformemente na região analisada, a inequação 1 pode ser aproximada pelo somatório das frações das concentrações dos radioisótopos presentes na área de estudo $M(t)$, gerando a inequação 2:

$$M(t) \equiv H_E(t)/H_{EL} = (\sum_i (S_i(0)/G_i(t))) \leq 1, \quad t_r \leq t \leq t_h \quad (2)$$

Onde:

$M(t) \equiv H_E(t)/H_{EL}$ que é a fração do limite de dose básico recebida por um membro do grupo crítico no tempo t seguinte a pesquisa (adimensional);

$S_i(0)$ é a concentração do i ésimo radionuclídeo principal em uma área uniformemente anômala no tempo 0 em (Bq.g^{-1}) ;

$G_i(t)$ é a orientação de limitação de concentração de um radionuclídeo no solo para o i ésimo radionuclídeo principal em uma área uniformemente anômala no tempo t (Bq.g^{-1}) .

O valor do denominador da inequação 2 pode ser calculado, para uma área uniformemente anômala, através da equação 5:

$$G_i(t) = H_{EL}/DSR_i(t) \quad (5)$$

Onde:

H_{EL} é o limite de dose definido pelo usuário. Neste trabalho foi definido como 0,25 mSv.a⁻¹;

$DSR_i(t) = \sum_p DSR_{ip}(t)$ é a razão da dose por concentração no solo do i-ésimo radionuclídeo principal na área anômala no tempo t (mSv.a⁻¹/Bq.g⁻¹);

Porém, essa grandeza $DSR_{ip}(t)$ (mSv.a⁻¹/Bq.g⁻¹), razão entre a dose e a concentração da fonte para o radionuclídeo i no compartimento p, pode ser calculada através da equação 6:

$$DSR_{ip}(t) = H_{E, ip}(t) / S_i(0) \quad (6)$$

Onde:

$H_{E, ip}(t)$ é a dose total efetiva equivalente média recebida em um tempo t por um membro do grupo populacional crítico a partir do i-ésimo radionuclídeo principal transportado através do p-ésimo percurso ambiental junto com os seus produtos de decaimento associados (mSv.a⁻¹);

$S_i(0)$ é a concentração inicial do i-ésimo radionuclídeo principal em uma área anômala uniforme (Bq.g⁻¹).

É possível também, utilizando a soma das atividades específicas individuais dos radionuclídeos distribuídos uniformemente no solo anômalo, prever um valor passível de produzir uma dose abaixo ou acima do limite considerado como seguro para evitar efeitos deletérios (0,25 mSv.a⁻¹). Na realidade, é uma previsão dos limites específicos de qual deve ser a atividade específica máxima de um radionuclídeo que pode ser deixado no subsolo, de forma que, mesmo assim, os valores limites de dose não sejam ultrapassados ou alcançados. Esse valor é calculado através da equação (5).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A abordagem deste estudo foi direcionada para a realização de uma complementação da análise radiométrica dos radioisótopos ^{238}U e descendentes, ^{232}Th e descendentes e ^{40}K , em solos com anomalias radioativas da região da área rural do município de Pedra já executada empiricamente por Santos Júnior (2009). Anteriormente, Silva (2006) já estudara a potencial transferência do ^{226}Ra e ^{228}Ra de vegetais (capim, palma forrageira, cana de açúcar, sorgo, mandioca e silagem) e água, fornecidos ao rebanho leiteiro, para o leite produzido e consumido pela população da mesma região. Dessa forma, os dados de concentração de atividade específica dessa área permanecem úteis para realização de estudos de monitoramento radioecológico das anomalias do solo. Porém, a metodologia agora destacada apresenta uma visão diferenciada em relação aos trabalhos anteriores, pois se trata da modelagem e simulação da dose equivalente efetiva em diversos períodos de exposição. Os dados utilizados foram obtidos de uma pesquisa anterior desenvolvida pelo Grupo de Radioecologia (RAE) do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

4.1 O CENÁRIO DE EXPOSIÇÃO UTILIZADO

Foi necessário definir um padrão de atividades dos seres humanos que vivem em uma determinada área, para que o estudo relacionasse o efeito da radioatividade natural sobre a própria população crítica. Foram considerados como indivíduos do grupo crítico, os residentes permanentes da área delimitada para a coleta das amostras de solo. No caso, as amostragens de solo foram obtidas de uma região rural da cidade de Pedra, agreste pernambucano, com características de produção leiteira e derivados. Por conseguinte, o cenário mais adequado é o de um sítio, fazenda ou vila rural, no qual uma família, ou grupo de famílias, vive em casas de taipa e cultiva diversos tipos de alimentos para subsistência, criam aves, suínos, caprinos e bovinos, em terrenos anômalos próximos. Nesse cenário, o grupo crítico está exposto à dose de radiação decorrente dos seguintes percursos ambientais:

- Emissão direta dos isótopos do radônio do solo. Normalmente os seres humanos são alcançados pela radiação gama proveniente principalmente das séries do ^{238}U , ^{232}Th e do decaimento do ^{40}K ;

- Inalação da poeira suspensa. Considera-se nesse caso que, as estradas de acesso às casas e vilas, além do próprio piso das casas e áreas circunvizinhas, são todas de solo batido e sem cobertura artificial;
- Inalação do radônio e de seus produtos de decaimento;
- Ingestão de alimentos vegetais cultivados na área analisada;
- Ingestão de carne, leite e derivados provenientes de rebanhos criados na área anômala;
- Consumo de peixes provenientes de lagos que recebem água por percolação da área estudada;
- Ingestão de água de poços próximos à área anômala;
- Ingestão direta/indireta de solo da região anômala.

4.2 ÁREA DE OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS E CENÁRIO DO ESTUDO

As amostras de solo obtidas e analisadas foram oriundas do município de Pedra no estado de Pernambuco. Esta é uma região que não apresenta produção mineral e nem indústrias geradoras de resíduos, portanto, confirmando a não existência de TENORM na área estudada (BELTRÃO et al.; 2005). A seleção da região de Pedra deveu-se basicamente aos seguintes critérios:

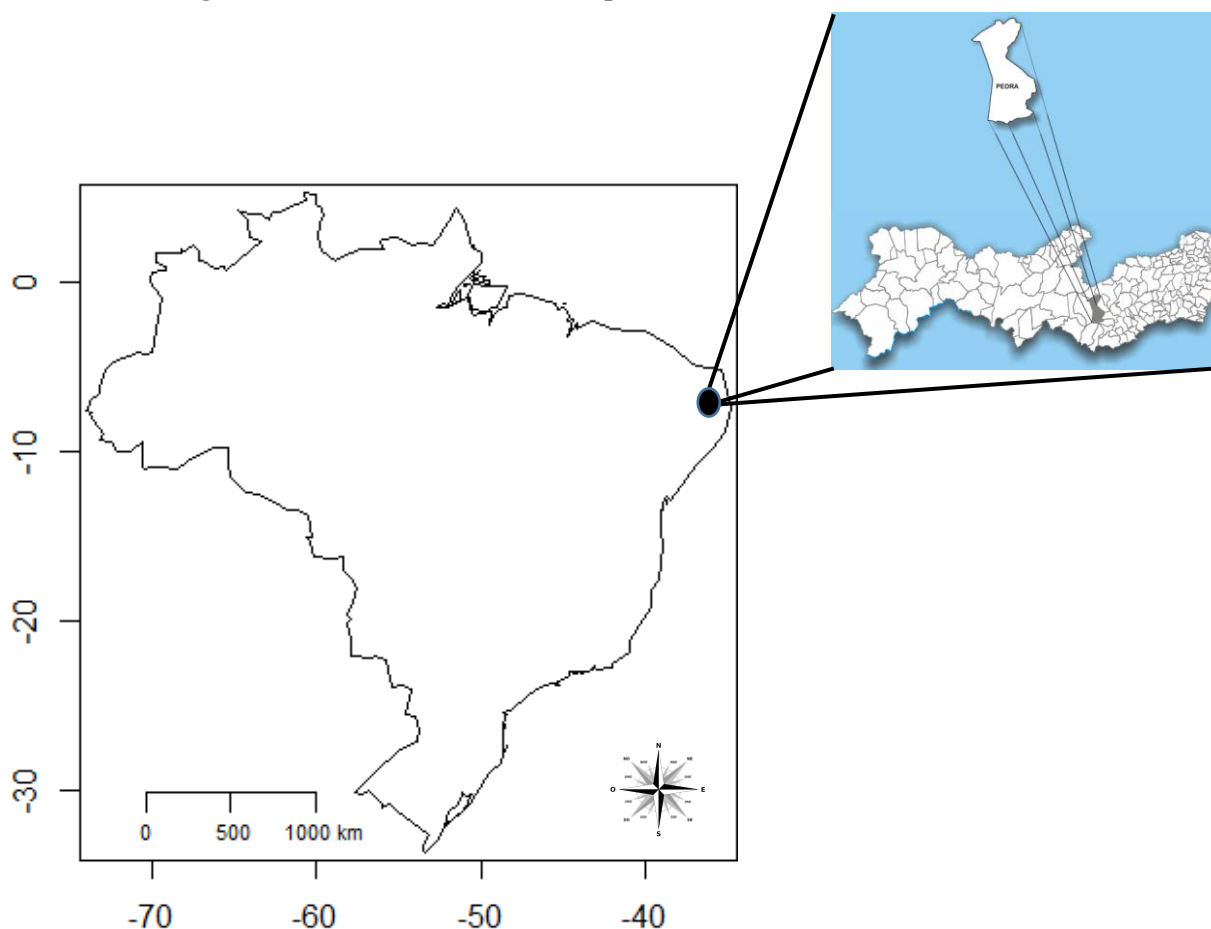
- Apresentar fontes de anomalias radioativas naturais sem influência tecnológica do homem;
- Existência de dados fidedignos provenientes das pesquisas anteriores do grupo RAE (SANTOS JUNIOR et al., 2010; SANTOS JÚNIOR, 2009; SILVA, 2006);
- Apresentar uma população rural característica de um cenário previsto no modelo desenvolvido;
- Apresentar produção rural de vegetais, leite e carne para consumo próprio;
- Existência de estudos dos recursos hídricos.

A localização geográfica da cidade de Pedra (Figura 15) é indicada pela latitude 8° 29'49.0''S (-8 29.817) e longitude 36°56'.27.0''W (-36 56.450), compreendendo uma área total de 921.477 km² e uma população estimada para 2018 de 22.566 pedrenses. No estado de Pernambuco, a área é identificada como Mesoregião de Desenvolvimento Agreste Meridional e como Microrregião do Vale do Ipanema. A distância do município para a capital Recife é de 255,4 km e o acesso pode ser feito pelas rodovias BR232 e PE217. O município é formado por 05 distritos: Pedra (sede), Horizonte Alegre, Poço do Boi, São Pedro do Cordeiro e Santo

Antônio; além de 03 povoados: Poço das Ovelhas, São Francisco e Tenebre. Os limites geográficos ocorrem ao norte com os municípios de Pesqueira e Arcoverde, ao sul com Águas Belas, ao leste com Venturosa, Paratama e Caetés e ao Oeste com Buíque (BDE, 2018; IBGE, 2015; BELTRÃO et al., 2005).

A região basicamente apresenta um bioma de caatinga com florestas caducifólia e subcaducifólia típicas da região agreste do estado. O clima é tropical chuvoso com verão seco e temperatura média em torno de 22 °C. A estação das chuvas começa entre janeiro/fevereiro e termina entre setembro/outubro. A região é cortada por rios de pequena vazão, porém perenes e o potencial de água subterrâneo é baixo (BELTRÃO et al., 2005).

Figura 15 – Localização do município de Pedra – Pernambuco.



Fonte: BELTRÃO et al. (2005).

Em termos de águas superficiais, o município está inserido no domínio da Bacia Hidrográfica do Rio Ipanema, formada pelos seguintes cursos d'água: rios Ipanema e Cordeiro; e os riachos Mororó, Lagoa, Periperi, do Mel, Salgado, Riachão, da Veneza, da Luíza, Seco, do Saco, da Volta Grande, Ipueiras, São José do Anjico, do Tamanduá e do Defunto. São encontradas ainda na mesma bacia os seguintes pontos de acumulação: os

açudes Arcoverde (16.800.000 m³) e Mororó (2.929.682 m³); além das lagoas do Bicheiro, do Jacu, Grande, do Algodão e do Anzol. No município existem 74 poços (64 públicos e 10 particulares) e são utilizados de acordo com a seguinte distribuição: 11% são destinados ao uso doméstico primário (água de consumo humano para beber); 49% são utilizados para o uso doméstico secundário (água de consumo humano para uso geral); 1% para agricultura; e 39% para animal (BELTRÃO et al., 2005).

4.3 AMOSTRAS DE SOLO

A área de coleta das amostras de solo foi dimensionada com extensão de 1,70 km² de acordo com as seguintes coordenadas geográficas 08°37.693'S (-8.627877) e 36°55.220'W (-36.920333). Essa é uma área com formações rochosas com anomalias de ²³⁸U e na qual existem duas fazendas produtoras de leite e derivados, além de serem produzidos cultivos de subsistência. Também são produzidos vegetais como palma forrageira e capim para alimentação de rebanhos. A amostragem realizada por Santos Júnior, no período de 2004 a 2006, priorizou a localização de afloramentos rochosos e solos adjacentes. Porém, neste trabalho de simulação foram utilizados apenas os dados, atividades específicas, dos solos analisados. Não foram utilizados os dados representativos de amostras de rochas. As amostras foram obtidas de trincheiras de 0,5 m² previamente delimitadas e limpas. Foram obtidas 62 amostras a uma profundidade média de 45 cm da superfície (entre 30 a 50 cm). Após a preparação das amostras e posterior análise por espectrometria gama em detector de germânio hiperpuro (HPGe de alta resolução), os resultados obtidos e os respectivos pontos de amostragem e as datas das coletas de solo foram tabulados (Tabela 5).

Tabela 5 - Valores de atividades específicas de amostras de solo da região analisada.

Código	Coordenadas		Data da coleta (mês/ano)	Atividade específica (Bq.kg ⁻¹)		
	S	W		²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K
01	8° 37.885'	36° 55.573'	11/2006	16,6±0,4	38,7±0,1	298,0±1,3
02	8° 37.876'	36° 55.611'	11/2006	15,5±0,4	45,4±0,1	369,7±1,3
03	8°37.899'	36°55.616'	11/2006	23,3±0,5	84,1±0,1	396,0±1,3
04	8°37.872'	36°55.466'	11/2006	6,8±0,4	76,4±0,1	479,9±1,4
05	8°37.921'	36°55.461'	11/2006	18,3±0,4	70,0±0,1	380,2±1,4
06	8°37.932'	36°55.396'	11/2006	117,6±2,2	87,8±0,1	620,5±1,6

Continua na próxima página.

07	8°37.838'	36°55.559'	11/2006	229,8±14,9	78,0±0,1	601,9±2,6
08	8°37.783'	36°55.570'	11/2006	20,2±0,5	82,0±0,2	415,7±1,4
09	8°37.754'	36°55.623'	11/2006	12,7±0,6	89,8±0,1	923,6±2,8
10	8°37.807'	36°55.304'	11/2006	66,7±1,6	338,5±0,1	1.401,4±1,7
11	8°37.773'	36°55.313'	11/2006	46,1±0,7	268,3±01	1.628,4±8,5
12	8°37.778'	36°55.250'	11/2006	33,8±0,8	66,9±0,1	708,7±1,9
13	8°37.692'	36°55.540'	11/2006	82,0±0,7	194,2±0,1	2.274,4±8,5
14	8°37.732'	36°55.233'	11/2006	23,4±0,7	33,5±0,1	553,6±1,5
15	8°37.663'	36°55.325'	11/2006	25,0±0,7	112,2±0,1	750,6±1,0
16	8°37.693'	36°55.217'	5/2004	832,9±1,3	144,9±0,2	699,7±2,0
17	8°37.717'	36°55.177'	11/2006	43,2±0,7	150,2±0,1	1.307,9±3,1
18	8°37.726'	36°55.206'	11/2006	16,4±0,7	50,1±0,2	405,6±1,9
19	8°37.709'	36°55.244'	11/2006	16,5±0,4	47,6±0,1	321,1±1,3
20	8°37.650'	36°55.230'	11/2006	38,5±0,9	133,4±0,1	578,5±1,5
21	8°37.607'	36°55.211'	11/2006	29,2±0,7	87,7±0,1	469,6±1,5
22	8°37.644'	36°55.162'	11/2006	25,8±0,7	110,0±0,1	499,6±1,4
23	8°37.618'	36°55.279'	11/2006	15,1±0,6	61,1±0,1	964,8±6,6
24	8°37.591'	36°55.317'	11/2006	46,1±1,1	162,9±0,2	1.091,5±1,8
25	8°37.535'	36°55.302'	11/2006	55,7±0,8	192,3±0,2	1.075,3±1,6
26	8°37.478'	36°55.336'	11/2006	58,5±0,9	191,8±0,1	1.259,1±2,5
27	8°37.481'	36°55.286'	11/2006	52,4±0,7	146,7±0,1	1.575,1±4,0
28	8°37.512'	36°55.238'	11/2006	33,2±1,1	71,5±0,1	1.032,8±5,0
29	8°37.584'	36°55.221'	11/2006	38,8±0,8	101,6±0,1	642,5±1,4
30	8°37.554'	36°55.259'	11/2006	11,3±0,6	93,1±0,1	855,6±2,7
31	8°37.376'	36°55.160'	11/2006	45,3±0,8	169,1±0,1	1.095,1±4,8
32	8°37.302'	36°55.149'	11/2006	43,7±0,8	137,6±0,1	1.187,2±4,7
33	8°37.406'	36°55.140'	5/2004	32,0±0,9	216,2±0,1	1.034,0±1,5
34	8°37.432'	36°55.090'	5/2004	24,9±1,1	233,4±0,1	1.129,2±1,6
35	8°37.449'	36°55.172'	5/2004	81,4±2,0	99,7±0,1	460,8±1,0
36	8°37.465'	36°55.148'	5/2004	29,4±0,9	115,7±0,1	584,3±1,3
37	8°37.479'	36°55.119'	5/2004	35,7±0,8	168,5±0,1	1.126,3±1,5
38	8°37.492'	36°55.206'	6/2004	30,3±0,8	174,0±0,1	774,5±1,4
39	8°37.520'	36°55.161'	6/2004	44,1±0,7	103,6±0,1	566,0±1,3
40	8°37.360'	36°55.035'	10/2003	57,9±0,8	181,9±0,1	919,6±1,5
41	8°37.335'	36°55.070'	5/2004	38,9±0,7	204,8±0,1	967,1±1,5

42	8°37.401'	36°55.083'	5/2004	47,2±0,8	218,2±0,1	1.080,2±1,6
43	8°37.376'	36°55.117'	5/2004	51,4±0,8	204,3±0,1	1.172,3±1,6
44	8°37.234'	36°55.074'	11/2006	18,1±0,5	242,7±0,1	740,6±1,6
45	8°37.192'	36°55.131'	11/2006	25,0±0,5	178,0±0,6	948,9±1,6
46	8°37.171'	36°55.078'	11/2006	38,6±0,5	337,9±0,2	711,7±1,5
47	8°37.198'	36°55.049'	11/2006	36,2±0,6	448,1±0,2	1.018,8±1,6
48	8°37.456'	36°54.983'	11/2006	33,1±0,7	141,9±0,1	712,2±1,6
49	8°37.495'	36°54.990'	11/2006	38,7±0,7	168,1±0,1	946,2±1,7
50	8°37.522'	36°55.052'	11/2006	57,4±0,9	179,0±0,1	917,6±1,5
51	8°37.619'	36°55.043'	11/2006	23,6±0,7	106,5±0,1	535,0±1,4
52	8°37.623'	36°54.956'	11/2006	44,7±0,8	209,8±0,1	884,4±1,6
53	8°37.211'	36°55.058'	11/2006	39,6±0,6	353,1±0,2	916,3±1,5
54	8°37.161'	36°55.062'	11/2006	54,3±1,4	182,2±0,2	590,3±1,4
55	8°37.389'	36°54.988'	11/2006	48,0±1,5	218,0±0,1	1.057,3±1,7
56	8°37.347'	36°54.958'	11/2006	29,4±0,6	133,2±0,1	1.300,7±6,1
57	8°37.294'	36°55.012'	11/2006	52,5±1,0	209,7±0,1	1.201,8±2,3
58	8°37.260'	36°55.011'	11/2006	53,2 ±0,8	199,8±0,1	1.064,8±1,5
59	8°37.199'	36°54.999'	11/2006	39,4±1,0	219,4±0,1	1.172,3±1,8
60	8°36.806'	36°54.527'	11/2006	32,9±1,0	175,4±0,1	986,0±1,6
61	8°36.797'	36°54.462'	11/2006	48,9±0,8	303,3±1,1	1.304,6±1,7
62	8°36.768'	36°54.428'	11/2006	24,4±0,6	224,4±0,2	482,0±1,4

Fonte: ADAPTADO PELO AUTOR DE SANTOS JÚNIOR (2009).

4.4 MODELAGEM COMPUTACIONAL DA TRANSFERÊNCIA DOS RADIOISÓTOPOS

O estudo foi desenvolvido para modelar, a partir de medições da atividade de amostras de solo e de simulações de dados, a exposição e a transferência de radioisótopos de ocorrência natural para populações residentes sobre anomalias radiológicas. A primeira etapa do trabalho foi o desenvolvimento do modelo identificando a área, a população, os radionuclídeos primordiais, os percursos ambientais e as diversas características que envolvem todos esses parâmetros. A seleção da ferramenta computacional mais adequada para o modelo descrito, foi a segunda etapa do trabalho, pois o desenvolvimento de um programa personalizado foi descartado no início do projeto, ficando como uma nova etapa a ser posteriormente desenvolvida.

A seleção do modelo que englobasse a geometria da fonte, o tipo de material, os radioisótopos emissores, o cálculo da previsão de dose para indivíduos da população crítica e

uma análise da liberação do solo para atividades humanas, exigiu pesquisa em relação aos vários códigos computacionais já existentes (Quadro 8) e utilizados por diversas instituições internacionais e regionais em situações próximas e diversas das pretendidas. No modelo desenvolvido a fonte não pode ser considerada como pontual, pois dessa forma seria identificada como uma fonte única ou com extensão insignificante. Fontes pontuais podem ser modeladas matematicamente através da aproximação por um único ponto matemático, simplificando o desenvolvimento analítico, sendo comuns em cálculos de radiação relacionados a Física Médica. A fonte em forma de área ou superfície é utilizada quando duas dimensões não podem ser desprezadas. Para cálculos de emissões de radiação ionizante do solo são as opções mais adequadas para simulação, porém exigem cálculos matemáticos complexos e a utilização de programas computacionais é necessária (YU et al., 2001).

Quadro 8 – Códigos computacionais para simular a exposição ao NORM.

Aplicativo	Descrição	Ano	Geometria	Instituição
COMPLY (IAEA, 2007)	Modelo de verificação de emissões radioativas atmosféricas.	1989	Fonte pontual	Environmental Protection Agency – EPA - EUA
CAP88-PC (IAEA, 2007)	Modelo de transporte atmosférico para avaliação de dose a partir de emissões radioativas atmosféricas	1992	Fonte pontual	Environmental Protection Agency – EPA - EUA
PC-CREAM® (IAEA, 2007)	Modelo de transporte atmosférico e aquático para estimar dose individual e coletiva devido a descarga de radionuclídeos no meio ambiente	1995	Fonte pontual	Public Health England – PHE – Reino Unido
DOSDIM (IAEA, 2007)	Calcula a concentração de radônio-222 no ar	2001	Fonte pontual ou em forma de área	IAEA
HYDRUS (IAEA, 2007)	Modelo de transporte de radionuclídeos em meio saturado de resíduos	2001	Fonte em forma de área	IAEA
RESRAD ONSITE (Yu, et al., 2001)	Modelo computacional para estimar dose e risco a partir de material residual radioativo.	1989	Fonte em forma de área	Argonne National Laboratory – ANL – EUA
ERICA (Brown, et al., 2008)	Sistema computacional flexível para estimar o risco radiológico à biota.	2004	Considera as fontes como ecossistemas terrestres e aquáticos.	Comunidade Europeia de Energia Atômica - EUROATOM

Fonte: O AUTOR (2015)

O pacote de aplicativos RESRAD, de forma geral, atende a uma faixa ampla de situações, cumpre com exigências legais e regulatórias de organismos internacionais como a IAEA e ICRP, está documentado e o código pode ser solicitado ao Argonne National Laboratory dos Estados Unidos (O'BRIEN et al., 2009; IAEA, 2007). Especificamente, o RESRAD foi projetado para avaliar dose, risco de câncer e orientações para liberação do uso do solo para um receptor local, ou seja, um indivíduo localizado na superfície de um solo com anomalia ou contaminação radioativa. Além disso, o RESRAD também permite prever o transporte e o comportamento de radioisótopos primordiais, incluindo aqueles das séries radioativas, a partir do solo. Uma característica muito importante é que o programa fornece uma análise ALARA, no esforço de determinar a necessidade de remediação do solo analisado (YU et al., 2001). O estudo envolveu muitos fatores que precisaram ser especificados na inserção dos dados no software de simulação. Portanto, o RESRAD foi a ferramenta escolhida por atender os requisitos solicitados na análise radiológica da área com anomalia radioativa estudada. Uma informação importante é o fato de que o programa não tem tradução para o idioma português. Portanto, a execução dos comandos e a impressão de todos os resultados (relatórios e gráficos) são na língua inglesa.

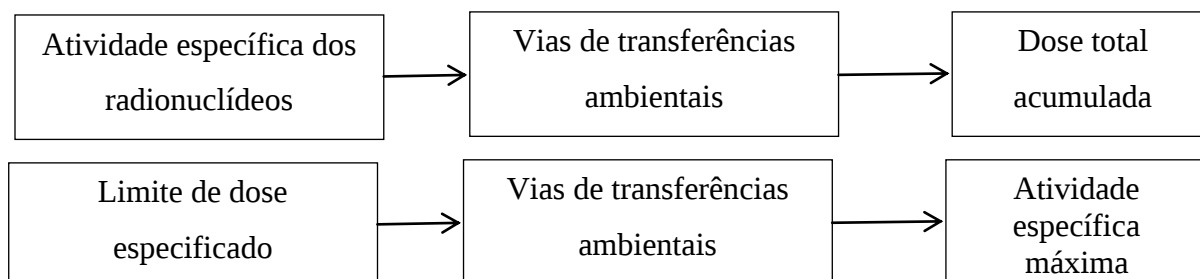
4.5 O APLICATIVO RESRAD-ONSITE 7.2

Desenvolver uma modelagem no código Resrad Onsite 7.2 apresenta-se como uma tarefa complexa devido à necessidade de informar cerca de duas centenas de dados relacionados à geologia, meteorologia e diversas outras propriedades do local que se deseja estudar em termos radioecológicos. Porém, ao mesmo tempo, o aplicativo apresenta um ambiente gráfico de fácil instalação e utilização, se caracterizando por funcionar apenas no ambiente do sistema operacional Windows, sendo desnecessário alterar configurações através de linhas de código.

O processo de simulação do Resrad Onsite 7.2 tem como objetivo prever a dose futura a partir da atividade específica de amostras de solo. Além disso, é possível também utilizar o programa para realizar o processo inverso, definindo uma restrição de dose obter uma atividade específica futura que não ultrapassará o limite de dose pretendido (Figura 16). Na primeira situação, o pesquisador insere as atividades específicas para prever a dose para um indivíduo em um cenário especificado. Essa ideia pode ser definida como cálculo direto. A outra forma de simular no Resrad Onsite 7.2 é definida como cálculo inverso, no qual se

pretende demonstrar a necessidade de remediação do solo devido às concentrações de radioisótopos existentes.

Figura 16 – Direção da simulação para o cálculo da dose futura de uma região radiologicamente anômala.



Fonte: O AUTOR (2018).

O aplicativo foi instalado em uma estação de trabalho HP EliteDesk 705 G2 MINI, processador AMD Pro A8 – 8600B R6, 10 compute core 4C + 6G de 1,6 GHz de frequência, com 8 GB de memória RAM instalada (7,42 utilizável). O sistema operacional Windows 7.0 Professional, de 64 bits e com Service Pack 1, já pré-instalado de forma nativa no equipamento, foi utilizado durante todo trabalho. Esse equipamento foi fabricado no ano de 2015 e para evitar perda de dados, foi utilizado um disco rígido externo da marca Western Digital com capacidade de armazenamento de 1 TeraByte.

O Microsoft Excel, versão 2010, foi utilizado como aplicativo de consolidação de todos os valores obtidos através de relatórios de texto como respostas das simulações. O processo foi executado de forma a importar os dados dos 62 arquivos texto para 62 planilhas de um arquivo Excel, utilizando o recurso de tabela dinâmica, com o objetivo de resumir esses dados e gerar tabelas e gráficos.

4.5.1 Verificação e Validação do Resrad

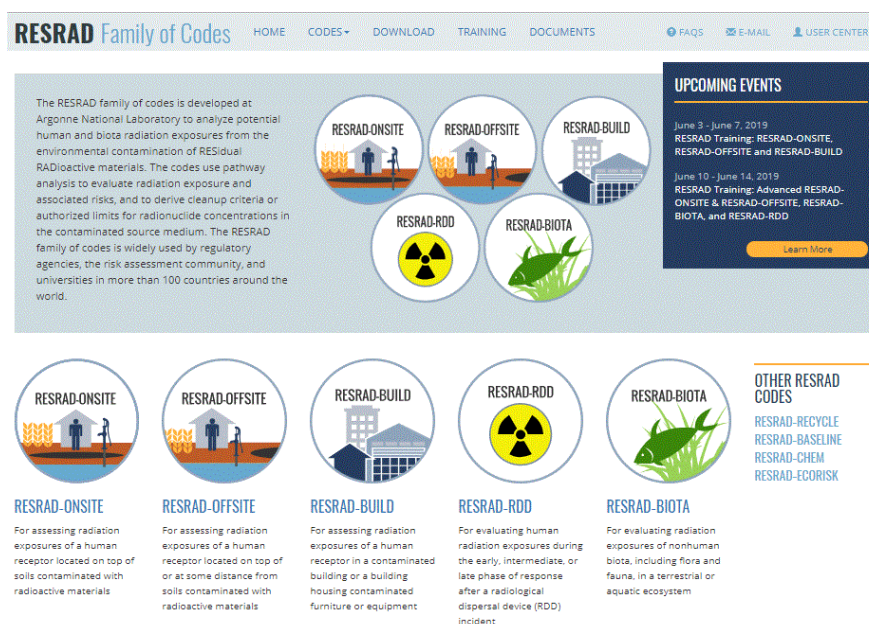
O código computacional Resrad passou por várias análises como garantia de qualidade dos seus resultados. O programa foi lançado oficialmente em 1989 pela ANL, um centro multidisciplinar de pesquisas científicas e de engenharia ligado ao DOE. Em 1994, o programa passou por uma verificação independente da empresa Halliburton NUS Corporation que emitiu relatório favorável ao uso da ferramenta. No início da década de 1990, o programa foi analisado por comparação com os seguintes modelos computacionais similares: NUREG/CR-5512 (KENNEDY, STRENGE, 1992), PRESTO-EPA-CPG (HUNG, 1989),

DECOM 2.2 (TILL, MOORE, 1988), GENII (NAPIER et al., 1988), PATHRAE-EPA (ROGERS, HUNG, 1987). Em 1995, o Resrad foi utilizado em um programa multiagência de comparação junto com o MEPAS (BUCK et al., 1995) e MMSOILS (EPA, 1992). No período de 1993 a 1998, o código foi incluído no estudo de validação de códigos computacionais da IAEA que utilizou dados reais (incluindo dados do acidente de Chernobyl) (YU et al., 1993).

4.5.2 Obtenção do Resrad

O código de simulação Resrad é disponibilizado gratuitamente através do endereço eletrônico da rede Internet: resrad.evs.anl.gov (Figura 17). Mantido pelo Centro de Pesquisa e Engenharia da ANL, vinculado ao DOE, o sítio oferece uma família de códigos identificados como RESRAD, todos desenvolvidos para analisar a exposição à radioatividade antrópica ou natural.

Figura 17 – Sítio de acesso ao Resrad Onsite 7.2



Fonte: www.resrad.evs.anl.gov

O Resrad-Onsite 7.2 foi desenvolvido como um código de simulação para avaliar a exposição de seres humanos submetidos à radioatividade proveniente de solos contaminados ou com anomalias radioativas. Os objetivos desse código computacional são: prever a taxa de dose equivalente efetiva total em até 9 períodos de tempo distintos; prever em que período ocorrerá a taxa máxima de dose (pico de dose); prever qual ou quais dos 9 percursos de exposição humana são mais importantes em relação a essa taxa de dose; verificar a necessidade de medidas de proteção radiológica de áreas de instalações nucleares desativadas;

verificar a probabilidade de aumento de ocorrência de câncer devido a contaminação ou anomalia do solo e fazer uma análise de sensibilidade sobre os fatores que influenciam nos resultados obtidos.

O programa encontra-se no sítio indicado acima e é possível obtê-lo de forma fácil através do link disponível na página. Para obter o programa é necessário fazer um cadastro simples através de um formulário online e esperar a disponibilização do link com a página de download. A instalação do aplicativo pode ser executada apenas no ambiente do sistema operacional Microsoft Windows, portanto sendo bastante simples. A versão instalada foi Resrad-Onsite 7.2 criada no mês de Julho de 2016. Não houve necessidade de configurações especiais.

Após a obtenção dos dados, foram definidos e configurados os fatores de importância para simular as situações do cenário. Esses fatores são variáveis que podem ser modificadas ou considerados os valores já padronizados no aplicativo.

4.5.3 Parâmetros Utilizados no Resrad Onsite 7.2

A execução de uma simulação no Resrad Onsite 7.2 utiliza em torno de 200 parâmetros como dados base. Alguns desses parâmetros são de fácil obtenção, porém, outros podem exigir, inclusive, análises experimentais. Devido ao grande número de fatores, Kamboj e colaboradores (1999) classificaram os parâmetros de acordo com as respectivas características. Basicamente foram criadas três categorias de fatores: físicos, comportamentais e metabólicos.

Os parâmetros físicos são todos que permanecem constantes, independente do grupo crítico considerado no estudo da exposição à radiação ionizante. Um exemplo é a densidade do solo (g.cm^{-3}) da área estudada que permanece sempre constante.

Qualquer parâmetro que dependa do comportamento do grupo crítico e da definição do cenário estudado é considerado um parâmetro comportamental. Pessoas vivendo e trabalhando numa região rural apresentam hábitos alimentares diferentes em relação a pessoas que trabalham e vivem num centro urbano.

Os parâmetros metabólicos são aqueles que dependem das características metabólicas do grupo crítico estudado e independem do cenário de exposição. A taxa de inalação ($\text{m}^3.\text{a}^{-1}$) é um parâmetro metabólico que caracteriza um indivíduo médio do grupo crítico.

É possível que um mesmo parâmetro seja classificado em duas categorias diferentes. A taxa de erosão do solo da superfície anômala estudada (m.a^{-1}) é considerada um parâmetro

físico e comportamental. Físico porque não importa qual o grupo crítico que habite a superfície da área, a erosão dependerá sempre das características geográficas e geológicas da região. Porém, também poderá ser comportamental dependendo da atividade do homem sob o solo. Quando ocorre situações de classificação em duas categorias diferentes, é necessário verificar qual delas é a mais importante para a pesquisa.

Yu e colaboradores (2015) utilizam uma classificação mais ampla para os parâmetros do programa. O apêndice “A” destaca as categorias e alguns dos parâmetros utilizados nesta pesquisa. Foi utilizada a classificação desses autores por ser mais completa e, de acordo com dados obtidos da região da cidade de Pedra, alguns dos valores do padrão do programa Resrad Onsite 7.2 foram modificados. Porém, a maior parte dos valores dos parâmetros já padronizados foram mantidos, pois não puderam ser coletados na literatura ou em relatórios de agências oficiais do governo brasileiro, ou não eram pertinentes ao estudo.

O principal fator de entrada para uma simulação é a identificação do radionuclídeo e sua atividade específica no solo. Consequentemente, foi necessário um estudo qualitativo e quantitativo do solo analisado, estudo esse executado por Santos Junior e colaboradores (2010) e Santos Júnior (2009). Os dados relacionados na Tabela 5 do item 4.3 são a base para a simulação. Portanto, a primeira etapa do processo. Esses dados, apesar de também serem parâmetros do estudo, não são classificados nas categorias relacionadas acima por serem essenciais para qualquer uso desejado do código computacional, ou seja, qualquer simulação só ocorrerá com a identificação dos radionuclídeos e os valores de atividades específicas.

4.5.4 Inserindo os radionuclídeos naturais e suas atividades específicas no Resrad Onsite 7.2

A simulação da previsão de dose acumulada e cálculo da atividade específica máxima através do Resrad Onsite só pode ocorrer quando são informados os radionuclídeos e suas respectivas atividades específicas obtidas de amostras de solo da área estudada. O trabalho de Santos Júnior (2009) forneceu 62 valores de atividade específica dos radionuclídeos ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K de amostras de solo da região rural do município de Pedra, agreste do estado de Pernambuco.

A amostra 1 apresentou atividades específicas de ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K com valores respectivos de 16,6; 38,7 e 298,0 Bq.kg⁻¹. Esses valores, previamente convertidos para 0,0166; 0,0387 e 0,298 Bq.g⁻¹, foram utilizados no sistema, após a seleção dos radionuclídeos (Figura 18), para verificação do comportamento da simulação em termos de tempo de execução da simulação e a forma de obtenção dos resultados.

Figura 18 – Inserindo os radionuclídeos e suas atividades.

Source

Radiological Units

Activity: Bq Dose: mSv Basic Radiation Dose Limit: 0.25 mSv/yr

Nuclide Concentration:

Nuclide	Concentration (Bq/g)
Ra-224	0
Ra-226	0
Ra-228	0
Rn-222	0
Th-228	0
Th-230	0
Th-232	0.0387
Th-234	0
U-234	0
U-238	0.0166

0.0387 Bq/g

Add U-238
4.468E+9y

Delete Nuclide

Transport

OK

List of ICRP107 Nuclides with half life of at least 1 day

Tm-172
U-230
U-231
U-232
U-233
U-234
U-235
U-236
U-237
U-238

Perform Uncertainty or Probabilistic Analysis on Transfer Factor

Fonte: “RESRAD.ONSITE 7.2” (2018).

A inclusão dos radionuclídeos com suas respectivas atividades foi repetida para as outras 61 amostras restantes. Quando o radionuclídeo pai de uma das séries radioativas é inserido no sistema, automaticamente são inseridos os radionuclídeos filhos com tempo de meia-vida menor ou igual a 1 dia. Esse parâmetro define quais são os radionuclídeos principais e secundários de uma série radioativa, promovendo a utilização do equilíbrio secular na simulação. É possível observar essa característica quando da inserção do ^{238}U , onde ao mesmo tempo, são inseridos o ^{210}Bi ($t_{1/2} = 5$ dias), ^{210}Pb ($t_{1/2} = 22$ anos), ^{210}Po ($t_{1/2} = 138$ dias), ^{226}Ra ($t_{1/2} = 1600$ anos), ^{222}Rn ($t_{1/2} = 3,82$ dias), ^{230}Th ($t_{1/2} = 7,5 \times 10^4$ anos), ^{234}Th ($t_{1/2} = 24,1$ dias), ^{234}U ($t_{1/2} = 2,45 \times 10^5$ anos), todos com atividade específica igual a zero (Figura 18). Quando foi inserido o ^{232}Th , com um valor de atividade específica dentre os 62 valores obtidos, automaticamente foram inseridos o ^{228}Ra ($t_{1/2} = 5,75$ anos), ^{228}Th ($t_{1/2} = 1,91$ anos) e o ^{224}Ra (3,7 dias), também com atividades específicas iguais a zero. Dessa forma, os radionuclídeos filhos das séries radioativas naturais do ^{238}U e do ^{232}Th foram utilizados em todas as etapas da simulação e os respectivos equilíbrios seculares necessários para a previsão das concentrações futuras desconhecidas são mantidos. O ^{40}K decai sem formar série de decaimento radioativo e, conseqüentemente, apenas ele surge na lista de fontes a serem analisadas (Figura 18).

A versão Resrad Onsite 7.2 utiliza como padrão a base de dados com os radionuclídeos da ICRP 107 (ICRP 2008 – apresenta dados de decaimento de 1.252 nuclídeos de 97 elementos químicos). Quando o valor do Tempo Limite de Meia-Vida é definido como 1 dia,

o aplicativo trabalha com o máximo de 400 núclídeos e nesta simulação foram utilizados as séries do ^{238}U e do ^{232}Th , além do ^{40}K (YU et al., 2018).

4.5.5 Tempo de Exposição até a Dose Máxima

O tempo, em anos, no qual ocorrerá a dose máxima, devido à exposição da população crítica, foi estimado pelo Resrad Onsite 7.2., como consequência das atividades dos radionuclídeos estudados e de outros parâmetros informados. Esse tempo foi estimado em um intervalo de $t = 0$, ou seja, logo no início da análise radiométrica realizada, até no máximo 100.000 anos. Quando a simulação foi executada, o software destacou nos resultados o pico de taxa de dose e em quanto tempo depois da medição das atividades esse pico ocorreu. Gráficos também forneceram estimativas de todos os valores antes e depois do pico de dose.

Para a simulação executada, foi definida a configuração para o tempo médio de vida do grupo crítico analisado, considerando que o agricultor vive em uma região sem os problemas dos grandes centros urbanos como por exemplo, a inalação de grande quantidade de poluentes emitidos para atmosfera a partir de automóveis, fábricas e outras fontes de poluição. Considerou-se também o fato de se estar trabalhando com radioisótopos primordiais e suas séries, com tempo de meia da ordem de 10^9 a 10^{10} anos, podendo ocorrer contribuições em períodos de segundos até milhões de anos. Os tempos de exposição para a análise foram então estabelecidos como 1, 5, 10, 50, 100 anos, de forma a alcançar a população em todas as faixas de idade e extrapolar os tempos de meia vida de alguns radioisótopos. Dessa forma, ficam garantidos a obtenção do tempo da ocorrência do pico de dose e a utilização do equilíbrio secular no cálculo das atividades específicas futuras.

4.5.6 Área e Espessura da Camada de Solo da Região Anômala

A complexidade do problema de modelar e avaliar a transferência de radionuclídeos naturais do solo por uma série de vias ambientais até atingir o ser humano, exige que simplificações sejam definidas. Uma primeira simplificação necessária é a consideração de que os radioisótopos estão distribuídos uniformemente em apenas uma camada de solo. Para evitar um grande impacto dessa simplificação nos resultados da simulação, é importante que a amostragem do solo seja representativa da área estudada (ver a Tabela 5), de forma que os valores da atividade específica dos radionuclídeos apresentem baixa dispersão (YU et al., 2001).

Uma segunda situação na qual é necessário utilizar uma simplificação do problema real é a questão do programa Resrad Onsite 7.2 permitir caracterizar apenas uma camada de radioisótopos presentes no solo. Como os radionuclídeos presentes estão distribuídos em várias profundidades diferentes em relação à superfície, foi necessário utilizar os fatores de forma de profundidade, discutidos anteriormente na seção 0, considerando uma profundidade média do solo. Por esse motivo, não foi interessante utilizar atividades específicas de amostras de rocha para realizar simulações de dose e risco de câncer. Porém, mesmo utilizando amostra de solo de um único perfil, existe ainda o problema idêntico à questão da amostragem de rochas que é o fato de uma única amostra de solo não ser representativa de uma área de grande extensão. São 62 amostras de solo de uma área de 1,7 km², obtidas de um horizonte médio de 45 cm da superfície. Portanto, foram obtidas previsões de taxa de dose, período de ocorrência, atividade específica futura e outros dados, para os três radionuclídeos estudados e os descendentes de dois deles, em cinco intervalos, variando de 0 a 100 anos e em 9 percursos ou vias de transferência para o ser humano. Foi necessário consolidar essa massa de dados de maneira organizada e o Microsoft Excel foi selecionado para consolidar as respostas das simulações.

Foi considerada uma área de 1.700.000 m² e uma camada uniforme de radionuclídeos até uma profundidade de 0,45 m da superfície do solo. Com isso, foi considerado que da superfície (0 cm) até o ponto médio no qual foram recolhidas as amostras, existe uma capa de solo sem registro da presença de radionuclídeos. Considera-se ainda que a espessura da camada no qual os radionuclídeos estão distribuídos é de 20 cm. Esses valores foram utilizados para todos os 62 pontos relacionados na (Tabela 5). Abaixo da camada de 20 cm que contém os nuclídeos (²³⁸U e descendentes, ²³²Th e descendentes e ⁴⁰K) é possível configurar de 0 até 5 camadas de solo seco sobre o lençol freático, porém como não existem dados sobre essas camadas de solo da região, não foram configurados valores personalizados. Finalmente, foi possível configurar a camada do lençol freático que pode fornecer água para os poços existente na região. De acordo com Beltrão e colaboradores (2005), existem 74 pontos d'água, todos com profundidades variando entre 20 a 80 metros. Portanto, foi possível concluir que o aquífero que fornece água para esses poços estivesse a aproximadamente 80 metros de profundidade do ponto da anomalia radiológica.

Vários outros dados e fatores são modificados de acordo com a posição geográfica do ponto simulado. Por exemplo, em relação à posição geográfica na qual foi obtida a amostra 1 existe o Rio Ipanema que corre a uma distância de 200 m em relação a esse ponto. Essa distância é um dado que pode mudar de acordo com o próximo ponto utilizado na simulação,

porém foi considerado que, em média, essa é uma distância razoável em relação aos pontos de coleta de solo.

Os dados de área e espessura da anomalia do solo são utilizados internamente pelo Resrad Onsite 7.2 em diversos cálculos. Um exemplo é a computação da dose externa devido à radiação gama direta, que depende basicamente da espessura da camada de solo que contém os radionuclídeos, da área anômala e da existência de uma camada sem a presença de radioisótopos naturais emissores gama. Além disso, quanto maior a área com anomalia radioativa, maior a área para cultivo de culturas e criação de animais, sendo maiores as possibilidades de transferências através dos diversos percursos ambientais.

4.6 CONSOLIDAÇÃO DOS VALORES RESPOSTAS

Quando a simulação para apenas uma amostra foi executada, os resultados obtidos: pico de dose, tempo de ocorrência do pico de dose e limite de atividade específica do solo, não representaram toda a extensão da área radiologicamente anômala identificada. Portanto, foi necessário utilizar todas as outras amostras da área estudada. Nesse caso, poderia ter sido utilizada a amostra com atividade específica máxima, o que não corresponde à realidade da área estudada, podendo o valor máximo não ser representativo de toda a área. Seria possível também utilizar a média aritmética ou qualquer outro estimador para reduzir o número de simulações a apenas uma. Contudo, o uso da média aritmética, sem uma análise estatística mais detalhada para identificar a distribuição dos valores das atividades específicas obtidas, não seria indicado porque existiam diversas possibilidades de mascarar o resultado do estudo.

Foi utilizada na pesquisa, a metodologia de executar simulação para cada conjunto de três amostras. O objetivo desse processo foi o de evitar o aumento de erros, caso fossem utilizados valores máximos ou médios de atividade específica. Contudo, o método utilizado exigiu o trabalho posterior de consolidação dos dados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente foi obtido o resultado da primeira amostra de código 1 da Tabela 5, para uma análise das respostas que o aplicativo apresentou em relação à simulação dos três radionuclídeos primordiais estudados. Na sequência, os valores dos resultados foram obtidos da execução das outras 61 simulações.

5.1 RESULTADO PARA AMOSTRA 1

5.1.1 Projeção da Taxa de Dose Equivalente Efetiva Acumulada (pico de dose) e da Fração Limite de Dose

O valor máximo da taxa de dose equivalente efetiva acumulada, pico de dose, obtido para o primeiro conjunto de atividades específicas dos radionuclídeos (amostra 1: $^{238}\text{U} = 0,016 \text{ Bq.g}^{-1}$, $^{232}\text{Th} = 0,0387 \text{ Bq.g}^{-1}$ e $^{40}\text{K} = 0,298 \text{ Bq.g}^{-1}$), foi de $0,19 \text{ mSv.a}^{-1}$, a ser alcançado no tempo de aproximadamente 49 anos após a data de início da obtenção das amostras do solo. Esse valor de taxa de dose está abaixo do valor $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$, utilizado como referência de dose máxima para o público em geral, quando da liberação de áreas com anomalias radiológicas no solo (USNRC, 2018).

Considerando a mistura de radioisótopos estudados do solo anômalo e todos os compartimentos ambientais, o resultado obtido da taxa de dose equivalente efetiva acumulada em função dos tempos analisados pode ser visualizado na Tabela 6. Foram definidos nove períodos de avaliação de dose para encontrar o pico, porém a Tabela 6 apresenta apenas os períodos nos quais foi possível avaliar a taxa de dose sobre a população adjacente, ou seja, de 0 a 100 anos. Dessa forma, foram calculados para os tempos 0, 1, 5, 10, 50 e 100 anos a taxa de dose equivalente efetiva total. Na Tabela 6, no tempo $t = 0$, considerando o início da pesquisa na região analisada, o valor da taxa de dose total foi de $0,076 \text{ mSv.a}^{-1}$. Enquanto que para um tempo estimado em 100 anos, na mesma tabela, a taxa de dose foi estimada como $0,17 \text{ mSv.a}^{-1}$.

Admitindo-se que os radionuclídeos estão uniformemente distribuídos no solo analisado, foi projetado o cálculo da fração do limite da dose básica $M(t)$, recebida por um membro médio do grupo populacional crítico em um momento t seguinte a pesquisa radiológica. Esse é um valor adimensional calculado como o somatório da razão entre a

concentração inicial do iésimo radionuclídeo principal e a estimativa da concentração no solo para o iésimo radionuclídeo principal (ver a inequação 2).

Tabela 6 – Taxa de dose total equivalente efetiva e a fração limite de dose por tempo de exposição.

t	$\dot{H}(t)$	M(t)
0	0,076	0,3
1	0,069	0,28
5	0,071	0,29
10	0,088	0,35
50	0,19	0,78
100	0,17	0,69

t é o tempo de exposição em anos.

$\dot{H}(t)$ é a taxa de dose equivalente efetiva acumulada em mSv.a⁻¹.

M(t) é a fração de dose básica recebida.

Fonte: O Autor (2018).

Os resultados anteriores da estimativa de dose e da fração limite de dose foram para todos os radionuclídeos e compartimentos ambientais da região estudada. Porém, foi possível também analisar de forma detalhada ambas as grandezas por radionuclídeo principal e por compartimento ambiental especificados no modelo. A Tabela 7 representa o resultado da primeira simulação mostrando esses valores detalhados para o tempo em que a simulação projetou a dose máxima, ou seja, $t \approx 49$ anos.

Os valores apresentados na Tabela 7 não são significativos, porém é fundamental considerar que foi a análise de apenas um ponto do solo estudado e apenas o tempo de exposição do pico de dose ($t = 49$ anos). Para a mesma amostra, considerando os tempos $t = 0, 1, 5, 10, 50$ e 100 anos, definidos no início da simulação, a dose e a fração de dose promovidos pelo ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U devido a radiação direta do solo, também apresentam valores baixos (Tabela 8Tabela 6).

Os valores da Tabela 7 e da Tabela 8 representam todas as possibilidades que a radiação ionizante natural proveniente do solo, com anomalia em ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K , tem de expor a população que vive e realiza suas atividades sobre esse solo. Porém, os resultados representam a contribuição de uma única amostra do solo da região analisada, podendo o resultado da consolidação das outras 61 simulações formar um quadro mais completo e significativo para análise do fenômeno.

5.1.2 Orientação para Concentração de Radionuclídeo Individual no Solo

Uma abordagem diferente dos resultados obtidos para a primeira simulação é a análise de qual deve ser a concentração máxima da mistura dos radioisótopos naturais, de forma a não provocar doses acima do limite de $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$. Os valores da terceira coluna da Tabela 9 representam a previsão de concentração individual máxima, em Bq.g^{-1} , no tempo $t \approx 49$ anos, em que ocorre a dose máxima de $0,19 \text{ mSv.a}^{-1}$ para os três radionuclídeos principais. Para se ter uma estimativa da concentração máxima devido a mistura dos três radionuclídeos, é necessário fazer a soma das razões, ou seja $\sum_i [(S_i(0)/G_i(t_{\max}))]$, com os valores da Tabela 9. O resultado obtido para a mistura de radioisótopos, o valor adimensional 0,82, é interpretado como um índice que indica a não produção de dose acima do valor limite aceito ($0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$), no período de $t = 0$ até $t \approx 49$ anos. Caso o valor calculado ultrapassasse a unidade, seria um indicador da necessidade de providências protetivas para a população adjacente.

5.1.3 Projeção da Taxa de Dose Equivalente Efetiva Futura (pico de dose) do ^{226}Ra , ^{222}Rn e ^{228}Ra

A projeção da taxa de dose equivalente efetiva futura para o ^{226}Ra e ^{222}Rn , descendentes importantes do ^{238}U , e para o ^{228}Ra , descendente importante do ^{232}Th , apenas para a simulação da amostra 1, não apresentou valores significantes nos vários compartimentos ambientais da área estudada. Para o ^{228}Ra foi possível observar valores com taxas de doses da ordem de centésimos de millisievert em alguns compartimentos ambientais, no qual o valor máximo chegou a $0,029 \text{ mSv.a}^{-1}$, no compartimento de vegetais, no tempo de exposição de 50 anos após o início da pesquisa (Tabela 10).

Apesar de apresentar valores não significativos em termos de dose, sempre valores abaixo de $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$, o ^{228}Ra , através dos percursos ambientais solo e vegetais, contribui para compor o pico de dose no tempo de aproximadamente 50 anos (Figura 19)

Tabela 7 - Contribuições da taxa de dose total equivalente efetiva (mSv.a⁻¹) e da fração limite de dose em compartimentos ambientais secos e úmidos em t ≈ 49 anos.

Radionuclídeos	Solo		Inalação		Vegetais		Carne		Leite	
	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)
K-40	2,15x10 ⁻⁸	0,00	1,53x10 ⁻¹²	0,00	5,88x10 ⁻⁹	0,00	6,89x10 ⁻⁹	0,00	2,89x10 ⁻⁹	0,00
Th-232	6,07x10 ⁻²	0,31	6,94x10 ⁻⁴	0,00	3,06x10 ⁻²	0,15	3,14x10 ⁻³	0,01	4,28x10 ⁻³	0,02
U-238	7,64x10 ⁻⁵	0,00	2,97x10 ⁻⁶	0,00	6,49x10 ⁻⁶	0,00	2,01x10 ⁻⁶	0,00	4,88x10 ⁻⁶	0,00
Total	6,08x10 ⁻²	0,31	6,97x10 ⁻⁴	0,00	3,06x10 ⁻²	0,15	3,14x10 ⁻³	0,01	4,28x10 ⁻³	0,02

Radionuclídeos	Água		Peixe		Vegetais		Carne		Leite	
	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)
K-40	8,41x10 ⁻³	0,04	7,82x10 ⁻²	0,40	6,96x10 ⁻⁴	0,00	3,62x10 ⁻³	0,02	2,77x10 ⁻³	0,01
Th-232	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
U-238	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	8,41x10 ⁻³	0,04	7,82x10 ⁻²	0,40	6,96x10 ⁻⁴	0,00	3,62x10 ⁻³	0,02	2,77x10 ⁻³	0,01

Fonte: O AUTOR (2018).

Tabela 8 - Contribuições da taxa de dose total equivalente efetiva (mSv.a^{-1}) e da fração limite de dose do solo em função do tempo (anos) e de todos os compartimentos ambientais.

Radionuclídeos	t = 0		t = 1		t = 5		t = 10		t = 50		t = 100	
	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)	H	M(t)
K-40	$3,74 \times 10^{-2}$	0,49	$2,79 \times 10^{-2}$	0,40	$8,64 \times 10^{-3}$	0,12	$1,99 \times 10^{-3}$	0,02	$1,59 \times 10^{-8}$	0,00	$6,2 \times 10^{-15}$	0,00
Th-232	$1,99 \times 10^{-3}$	0,03	$6,64 \times 10^{-3}$	0,09	$2,72 \times 10^{-2}$	0,38	$4,54 \times 10^{-2}$	0,51	$6,06 \times 10^{-2}$	0,31	$5,15 \times 10^{-2}$	0,30
U-238	$3,69 \times 10^{-4}$	0,00	$3,95 \times 10^{-4}$	0,00	$3,45 \times 10^{-4}$	0,00	$2,91 \times 10^{-4}$	0,00	$7,37 \times 10^{-5}$	0,00	$1,25 \times 10^{-5}$	0,00
Total	$3,97 \times 10^{-2}$	0,52	$3,49 \times 10^{-2}$	0,49	$3,62 \times 10^{-2}$	0,50	$4,77 \times 10^{-2}$	0,53	$6,06 \times 10^{-2}$	0,31	$5,15 \times 10^{-2}$	0,30

Fonte: O AUTOR (2018).

Tabela 9 – Estimativa do valor da concentração máxima individual no tempo de ocorrência da dose máxima.

Radionuclídeos	Concentração Inicial em Bq.g^{-1} (amostra 1)	$G(i, t_{\max})^a$ (Bq.g^{-1})
K-40	$2,98 \times 10^{-1}$	$7,95 \times 10^{-1}$
Th-232	$3,87 \times 10^{-2}$	$9,54 \times 10^{-2}$
U-238	$1,66 \times 10^{-2}$	$4,24 \times 10^{-2}$

^a $G(i, t_{\max})$ é o valor de concentração máxima individual de cada radionuclídeo no tempo que ocorre a dose máxima.

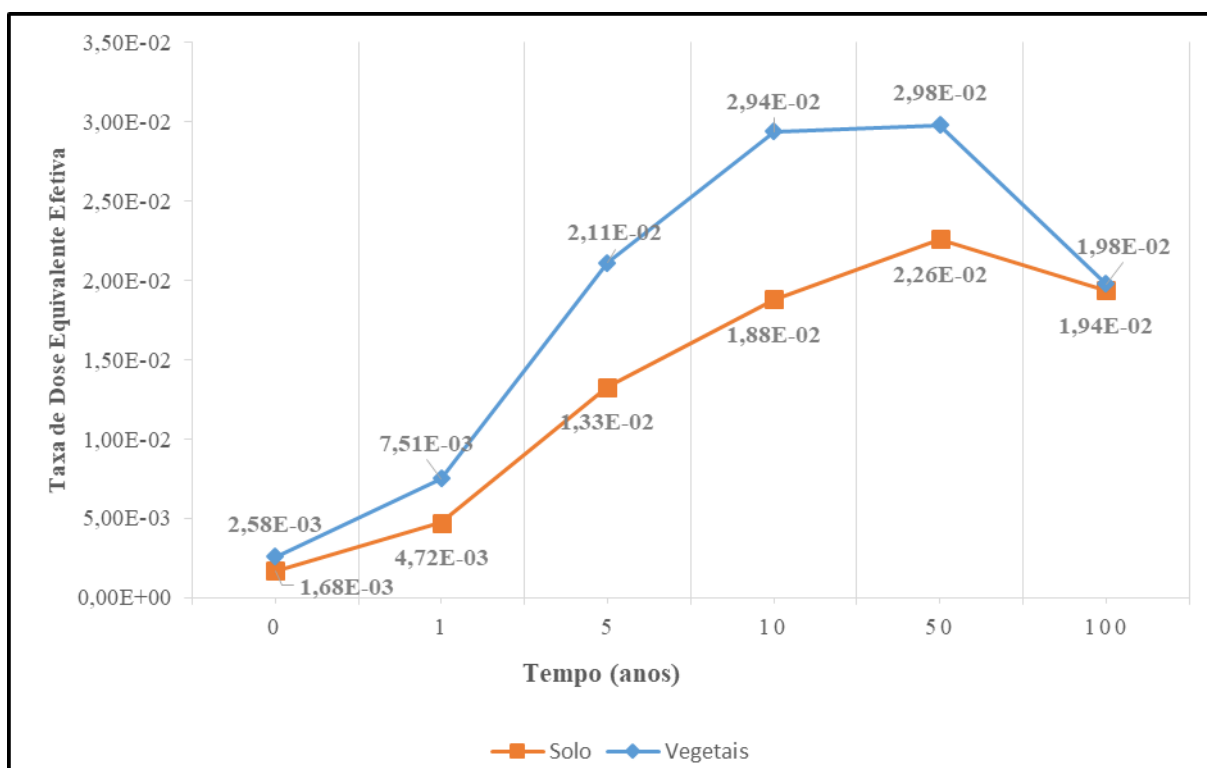
Fonte: O AUTOR (2018).

Tabela 10 - Contribuições da taxa de dose total equivalente efetiva do ^{228}Ra nos compartimentos ambientais secos (mSv.a^{-1}).

Tempo (anos)	Solo	Poeira	Vegetais	Carne	Leite	Total
0	$1,68 \times 10^{-3}$	$4,05 \times 10^{-6}$	$2,58 \times 10^{-3}$	$1,96 \times 10^{-4}$	$2,88 \times 10^{-4}$	$4,75 \times 10^{-3}$
1	$4,72 \times 10^{-3}$	$1,14 \times 10^{-5}$	$7,51 \times 10^{-3}$	$6,37 \times 10^{-4}$	$8,07 \times 10^{-4}$	$1,37 \times 10^{-2}$
5	$1,33 \times 10^{-2}$	$3,22 \times 10^{-5}$	$2,11 \times 10^{-2}$	$1,89 \times 10^{-3}$	$2,51 \times 10^{-3}$	$3,88 \times 10^{-2}$
10	$1,88 \times 10^{-2}$	$4,59 \times 10^{-5}$	$2,94 \times 10^{-2}$	$2,68 \times 10^{-3}$	$3,54 \times 10^{-3}$	$5,45 \times 10^{-2}$
50	$2,26 \times 10^{-2}$	$5,87 \times 10^{-5}$	$2,98 \times 10^{-2}$	$3,07 \times 10^{-3}$	$4,08 \times 10^{-3}$	$5,96 \times 10^{-2}$
100	$1,94 \times 10^{-2}$	$3,98 \times 10^{-5}$	$1,98 \times 10^{-2}$	$2,03 \times 10^{-3}$	$2,72 \times 10^{-3}$	$4,40 \times 10^{-2}$

Fonte: O AUTOR (2018).

Figura 19 – Crescimento da taxa de dose total equivalente efetiva (mSv.a⁻¹) devido ao ²²⁸Ra nos percursos solo e vegetais.



Fonte: O AUTOR (2018).

5.2 RESULTADOS CONSOLIDADOS DE TODAS AS SIMULAÇÕES

A análise das 62 simulações permitiu uma perspectiva do possível comportamento da anomalia radiológica do solo da área estudada. Porém, para formar essa perspectiva foi necessário somar os resultados obtidos a cada simulação executada. Os dados obtidos por simulação foram copiados para planilhas de cálculo e somados subsequentemente.

5.2.1 Projeção Consolidada da Taxa de Dose Equivalente Efetiva Futura (Pico de Dose) e da Fração Limite de Dose

Os resultados consolidados obtidos são resultantes de consultas aos arquivos produzidos após cada simulação executada. Partindo das atividades específicas da amostra 1 até a amostra 62, dos radionuclídeos ²³⁸U, ²³²Th e ⁴⁰K, foram obtidos os tempos, em anos, em que ocorrem as doses totais efetivas equivalentes máximas (pico de dose) e também condições para que o cálculo da Inequação 2, do item 0, que define a necessidade de providências de proteção

radiológica, pudesse ser executado e relacionado na última coluna da Tabela 11. As três últimas colunas correspondem às informações que permitem a análise do terreno estudado.

Examinando a coluna tempo da Tabela 11, representada em unidades anuais, é possível perceber que entre as doses máximas das 62 simulações, todas têm previsão de ocorrer entre aproximadamente 45 e 51 anos do início do estudo e com incertezas baixas. É possível visualizar esses resultados no gráfico de dispersão representado na Figura 20. O eixo horizontal representa o período em anos no qual ocorrem as taxas de doses máximas e o eixo vertical representa a taxa de dose máxima para cada uma das simulações. O cálculo do tempo em que ocorrerá a taxa de dose máxima, sobre o membro da população crítica, depende basicamente de quatro fatores: da taxa de lixiviação dos radionuclídeos na área estudada; da taxa de surgimento e decaimento dos radionuclídeos estudados, incluindo a progênie do ^{238}U e ^{232}Th ; da taxa de erosão da superfície do solo, da camada na qual repousam os radioisótopos e, por último, da taxa de transporte dos radioisótopos nos percursos ambientais que compõem o cenário de exposição. Para efeito de verificar a complexidade dessa análise, é possível considerar o decaimento de um radioisótopo. No período de 40 a 50 anos o ^{210}Pb , com tempo de meia-vida de 22,3 anos, e descendente do ^{214}Po ($\approx 99,96\%$) e do ^{210}Tl ($\approx 0,04\%$) na série do ^{238}U , em duas meias-vidas, decai completamente e, junto com seus descendentes, é um forte contribuinte para a dose no intervalo de tempo assinalado.

Considerando os valores máximos e mínimos das atividades específicas dos radioisótopos, é possível verificar se existe correspondência com os máximos e mínimos das doses estimadas pelo Resrad. Para o ^{238}U o valor máximo de atividade específica ocorreu na amostra 16 e o valor mínimo na amostra 4, com 832,9 e 6,8 Bq.kg⁻¹ respectivamente. Porém, o pico máximo e mínimo de dose entre as 62 amostras ocorreu nas amostras 47 e 1, respectivamente (Tabela 11). Em relação ao ^{232}Th , as atividades específicas máxima e mínima ocorreram nas amostras 47 e 14, respectivamente. Os valores foram 448,1 Bq.kg⁻¹ para o máximo e 33,5 Bq.kg⁻¹ para o valor mínimo. Nesse caso, o valor de dose máxima vem da mesma amostra da atividade específica máxima do ^{232}Th (amostra 47), porém essa mesma constatação não foi observada para o valor mínimo. O ^{40}K mostra valores de atividades específicas máxima e mínima de 2.274,40 e 298,00 Bq.kg⁻¹ nas amostras 13 e 1, respectivamente. Nesse caso, o valor da dose equivalente efetiva total mínima vem da mesma amostra da atividade específica mínima do ^{40}K , porém o valor máximo de dose não corresponde à amostra equivalente (Tabela 11). Essas informações demonstram que o cálculo da dose não tem como base apenas a atividade específica, alimentada no início da simulação, e sim os diversos fatores simulados no programa.

Os resultados de dose da quinta coluna da Tabela 11 podem ser consolidados e somados para apresentar uma perspectiva geral da dose na área analisada. Como resultado foi obtida uma dose equivalente efetiva máxima de $42,87 \text{ mSv.a}^{-1}$, em um tempo médio $t \approx 48$ anos em relação ao início da pesquisa.

Tabela 11 –Taxa de dose equivalente efetiva total máxima, tempo de ocorrência e soma das frações da atividade específica.

Amostra	Atividade Específica (Bq.kg^{-1})			Tempo (a)	Dose (mSv.a^{-1})	M(t)
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K			
1	16,6±0,4	38,7±0,1	298,0±1,3	48,96±0,1	0,19	0,82
2	15,5±0,4	45,4±0,1	369,7±1,3	49,12±0,1	0,23	0,98
3	23,3±0,5	84,1±0,1	396,0±1,3	47,40±0,1	0,34	1,44
4	6,8±0,4	76,4±0,1	479,9±1,4	48,32±0,1	0,35	1,42
5	18,3±0,4	70,0±0,1	380,2±1,4	47,82±0,1	0,30	1,21
6	117,6±0,2	87,8±0,1	620,5±1,6	48,64±0,1	0,43	1,98
7	229,8±0,1	78,0±0,1	601,9±2,6	48,80±0,1	0,39	2,12
8	20,2±0,5	82,0±0,2	415,7±1,4	47,60±0,1	0,35	1,38
9	12,79±0,6	89,8±0,1	923,6±2,8	49,70±0,1	0,53	2,13
10	67,0±0,2	338,5±0,1	1.401,0±1,7	46,96±0,9	1,33	2,10
11	46,1±0,7	268,3±0,1	1.628,4±8,8	48,22±0,1	1,21	4,97
12	33,80±0,8	66,9±0,1	708,7±1,9	49,73±0,1	0,40	1,60
13	82,0±0,7	194,2±0,1	2.274,0±8,5	49,95±0,1	1,22	5,08
14	23,4±0,7	33,5±0,1	553,6±1,5	51,10±0,1	0,26	1,05
15	25,0±0,7	112,2±0,1	750,0±1	48,55±0,1	0,53	2,12
16	832,9±0,1	144,9±0,2	699,7±2,0	47,06±0,1	0,60	2,42
17	43,2±0,7	150,2±0,1	1.307,9±3,1	49,27±0,1	0,80	3,21
18	16,4±0,7	50,1±0,2	405,6±1,9	49,10±0,1	0,26	1,04
19	16,5±0,4	47,6±0,1	321,1±1,3	48,57±0,1	0,23	0,90
20	38,5±0,9	133,4±0,1	578,5±1,5	47,09±0,1	0,53	2,13
21	29,2±0,7	87,7±0,1	469,6±1,5	47,77±0,1	0,38	1,51
22	25,8±0,7	110,0±0,1	499,6±1,4	47,27±0,1	0,45	1,78
23	15,1±0,6	61,1±0,1	964,8±6,6	50,9±0,1	0,46	1,86
24	46,1±1,1	162,9±0,2	1.091,5±1,8	48,51±0,1	0,77	3,08

Continua na próxima página.

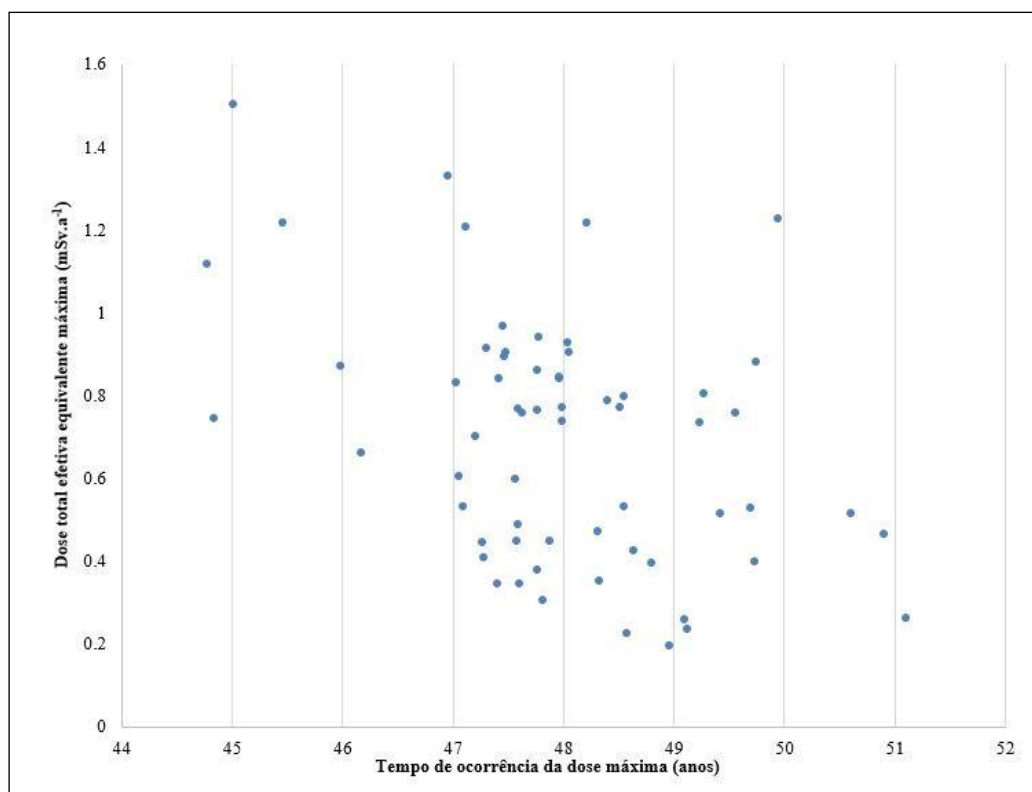
25	55,7±0,8	192,3±0,2	1.075,3±1,6	47,96±0,1	0,84	3,37
26	58,5±0,9	191,8±0,1	1.259,1±2,5	47,96±0,1	0,84	3,36
27	52,4±0,7	146,7±0,1	1.575,1±4,0	49,74±0,1	0,88	3,52
28	33,2±1,1	71,50±0,1	1.032,8±5,0	50,60±0,1	0,51	2,05
29	38,8±0,8	101,6±0,1	642,5±1,4	48,31±0,1	0,47	1,88
30	11,3±0,6	93,1±0,1	855,6±2,7	49,42±0,1	0,51	2,05
31	45,3±0,8	169,1±0,1	1.095,1±4,8	48,40±0,1	0,79	3,15
32	43,7±0,8	137,6±0,1	1.187,2±4,7	49,24±0,1	0,73	2,94
33	32,0±0,9	216,2±0,1	1.034,0±1,5	47,47±0,9	0,89	3,57
34	24,9±1,1	233,4±0,1	1.129,2±1,6	47,46±0,1	0,97	3,87
35	81,4±2,0	99,7±0,1	460,8±1,0	47,28±0,9	0,41	1,63
36	29,4±0,9	115,7±0,1	584,3±1,3	47,59±0,1	0,49	1,95
37	35,7±0,8	168,5±0,1	1.126,3±1,5	48,55±0,1	0,80	3,18
38	30,3±0,8	174,0±0,1	774,5±1,4	47,2±0,1	0,70	2,80
39	44,1±0,7	103,6±0,1	566,0±1,3	47,88±0,1	0,45	1,80
40	57,9±0,8	181,9±0,1	919,6±1,5	47,59±0,1	0,77	3,06
41	38,9±0,7	204,8±0,1	967,1±1,5	47,42±0,1	0,84	3,36
42	47,2±0,8	218,2±0,1	1.080,2±1,6	47,30±0,1	0,91	3,65
43	51,4±0,8	204,3±0,1	1.172,3±1,6	48,05±0,1	0,90	3,62
44	18,1±0,5	242,7±0,1	740,6±1,6	45,99±0,1	0,87	3,48
45	25,0±0,5	178,0±0,6	948,9±1,6	47,77±0,1	0,76	3,06
46	38,6±0,5	337,9±0,2	711,7±1,5	44,78±0,1	1,11	4,46
47	36,2±0,6	448,1±0,2	1.018,8±1,6	45,01±0,1	1,50	6,00
48	33,1±0,7	141,9±0,1	712,2±1,6	47,57±0,1	0,60	2,38
49	38,7±0,7	168,1±0,1	946,2±1,7	47,99±0,1	0,74	2,95
50	57,4±0,9	179,0±0,1	917,6±1,5	47,63±0,1	0,76	3,03
51	23,6±0,7	106,5±0,1	535,0±1,4	47,58±0,1	0,45	1,79
52	44,7±0,8	209,8±0,1	884,4±1,6	47,03±0,1	0,83	3,31
53	39,6±0,6	353,1±0,2	916,3±1,5	45,46±0,1	1,22	4,87
54	54,3±1,4	182,2±0,2	590,3±1,4	46,17±0,1	0,66	2,75
55	48,0±1,5	218,0±0,1	1.057,3±1,7	47,48±0,1	0,90	3,62
56	29,4±0,6	133,2±0,1	1.300,7±6,1	49,56±0,1	0,76	3,03
57	52,5±1,0	209,7±0,1	1.201,8±2,3	48,04±0,1	0,93	3,71

58	53,2±0,8	199,8±0,1	1.064,8±1,5	47,76±0,1	0,86	3,43
59	39,4±1,0	219,4±0,1	1.172,3±1,8	47,78±0,1	0,94	3,77
60	32,9±1,0	175,4±0,1	986,0±1,6	47,99±0,1	0,77	3,08
61	48,9±0,8	303,3±1,1	1.304,6±1,7	47,12±0,1	1,21	4,82
62	24,4±0,6	224,4±0,2	482,0±1,4	44,84±0,1	0,74	2,97

Fonte: O AUTOR (2018).

A taxa de dose equivalente efetiva máxima variou de 0,19 a 1,5 mSv.a⁻¹ (Tabela 11 e Figura 20). Dos 62 resultados obtidos para a taxa de dose máxima futura, 59 ultrapassaram o valor de 0,25 mSv.a⁻¹. O valor máximo da taxa de dose futura, 1,5 mSv.a⁻¹ resultante da simulação nº 47 na Tabela 11, representa um aumento de seis vezes no valor limite definido para a exposição à radiação ionizante que é de 0,25 mSv.a⁻¹. O segundo maior valor, 1,33 mSv.a⁻¹, resultado da simulação nº 10, representa mais de cinco vezes o valor limite. O valor mínimo de taxa de dose estimado, 0,19 mSv.a⁻¹, amostra 1, corresponde a 76% do valor limite. É possível ainda observar que sete valores de taxa de dose equivalente efetiva estão acima de 1.0 mSv.a⁻¹ no intervalo entre 40 e 60 anos da projeção futura. Esses resultados destacam uma preocupação em termos de proteção radiológica.

Figura 20 – Representação da taxa de dose total equivalente máxima por tempo de ocorrência.



Fonte: O AUTOR (2018).

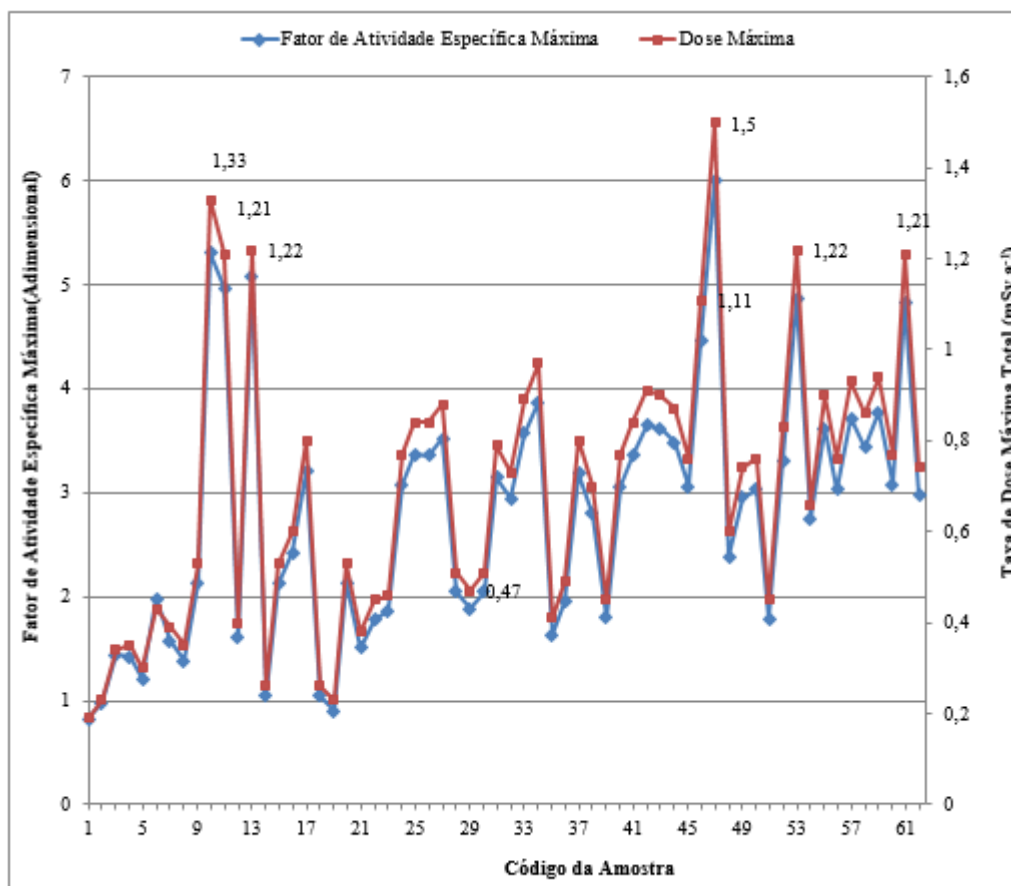
A taxa de dose equivalente efetiva máxima e o fator de atividade específica máxima ocorrem na amostra de número 47, com os valores $1,5 \text{ mSv.a}^{-1}$ e $6,0$, respectivamente. Observa-se que 59 valores dos fatores de atividade, $M(t)$, apresentaram resultados acima de um, indicando a necessidade de medidas protetivas contra a radiação ionizante do solo. Além disso, nota-se que esses valores, calculados a partir da inequação 2 da Seção 0, acompanham as variações dos valores de taxa de dose equivalente efetiva máxima (Figura 21). No gráfico de linhas da Figura 21, o eixo vertical esquerdo representa os fatores de atividade específica máxima (variando de 0 até 7) e o eixo vertical direito, representa a taxa de dose (variando entre 0 e $1,6$). As duas curvas quase se sobrepõem, demonstrando que as doses evidenciam a necessidade de medidas de proteção contra a radiação natural que expõe a população da área. Foram colocados, na Figura 21, apenas rótulos para os picos de dose acima de $1,0 \text{ mSv.a}^{-1}$ como referência visual.

Não existem dados comparativos de dose equivalente efetiva futura que possam ser utilizados para corroborar os valores obtidos. Santos Júnior (2010, 2009), utilizando as atividades médias do ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K de amostras de solo obtidas da mesma região, calculou a taxa de dose equivalente efetiva devido à radiação gama natural a 1 metro de altura em relação à superfície do solo, obtendo valores no intervalo de $0,057$ a $0,6 \text{ mSv.a}^{-1}$. Quando verificou quais os radioisótopos naturais com maior influência no cálculo dessa dose, esse autor observou que o ^{232}Th e sua série apresentaram uma participação de 49,9% no cálculo, seguido pelo ^{40}K com 35,7% de participação e com uma menor influência, o ^{238}U e sua série que contribuíram com apenas 14,4%. Considerando amostras de solo e rochas da região anômala, Santos Júnior (2010, 2009) estimou uma taxa de dose equivalente efetiva superior a $43,0 \text{ mSv.a}^{-1}$, valor esse que se aproxima de $42,87 \text{ mSv.a}^{-1}$ proveniente apenas das atividades de amostras de solo da região, considerando a contribuição de todos os percursos ambientais e uma estimativa para um tempo de exposição médio de $t \approx 48$ anos.

5.2.2 Concentração Máxima Consolidada dos Radionuclídeos no Solo

A última coluna da Tabela 11 relaciona um valor adimensional utilizado como parâmetro de decisão em relação à liberação do uso do solo da região em termos de proteção radiológica. De acordo com a inequação 2 do item 0, caso o valor calculado das frações de atividade seja menor ou igual a unidade, então não haverá necessidade de medidas restritivas na região analisada, pois a soma das concentrações dos radionuclídeos não é suficiente para promover uma dose maior que o valor de $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$.

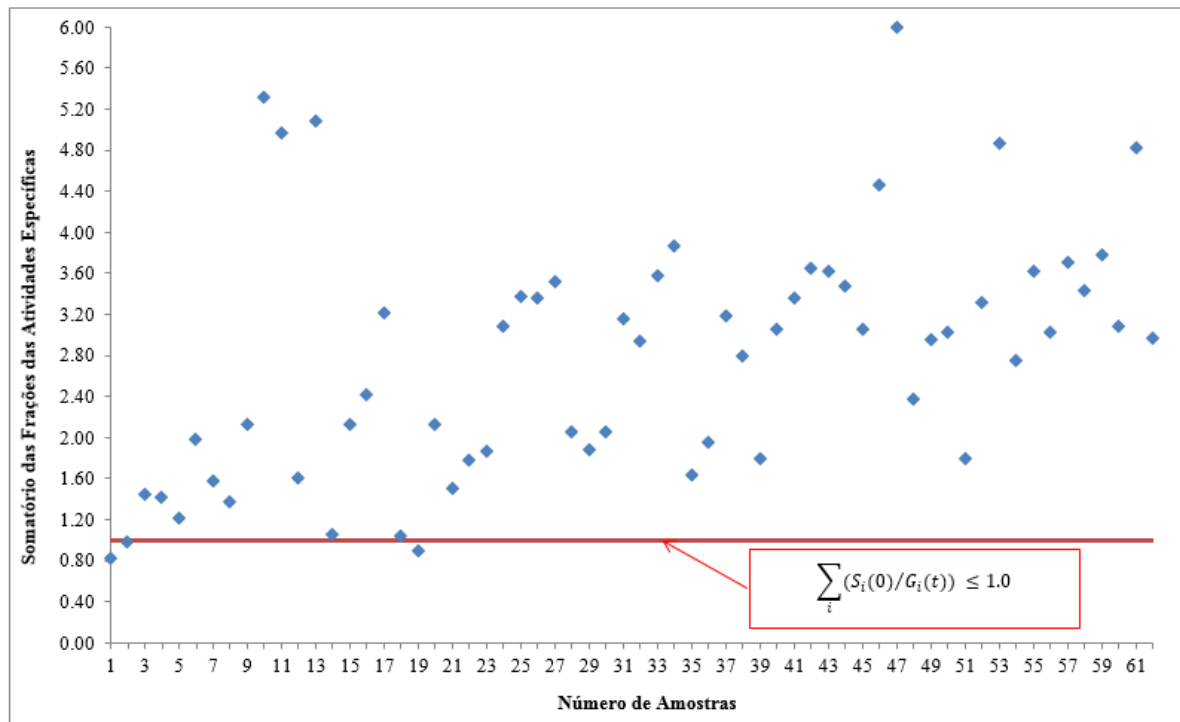
Figura 21 –Fator de atividade específica máxima (adimensional) e taxa de dose máxima total (mSv.a⁻¹) por número da amostra.



Fonte: O AUTOR (2018).

Apenas três valores resultantes da terceira coluna na Tabela 11 foram menores que a unidade. Consequentemente, 59 valores indicam que a área precisa ter restrições em termos de proteção radiológica (Figura 22).

Figura 22 – Dispersão do somatório das frações das atividades específicas.



Fonte: O AUTOR (2018).

6 CONCLUSÕES

Toda causa produz seu efeito, porém a relação causa-efeito muitas vezes não é nem linear e muito menos explícita. Os radionuclídeos naturais primordiais que fazem parte da composição da crosta terrestre possuem essa característica de causa-efeito não linear e não explícita. Este trabalho procurou identificar, primeiro modelando a situação problema devido ao fenômeno natural da radioatividade do solo decorrentes do decaimento do ^{238}U e descendentes, ^{232}Th e descendentes e ^{40}K ; depois, através de simulações utilizando um programa existente, selecionado dentre diversas ferramentas computacionais disponíveis; a taxa de dose equivalente efetiva total futura e a transferência dos radionuclídeos para a população adjacente. Os efeitos devido a essa exposição não são imediatos e por consequência o trânsito causa-efeito escapa à percepção do pesquisador, influenciando fortemente a obtenção de conclusões. Porém, através dos resultados obtidos e discussões realizadas, este trabalho permitiu avaliar efeitos futuros da exposição à radiação ionizante sobre os seres humanos, até o momento não verificados cientificamente.

6.1 O RESRAD ONSITE 7.2

Neste trabalho, o programa Resrad Onsite 7.2 apresentou-se como adequado para efetivar o modelo computacional desenvolvido na região de estudo. Além disso, o código possui a capacidade de lidar com os diversos parâmetros que envolvem a complexidade das pesquisas radioecológicas. Porém, é de grande significância, para a obtenção de resultados com maior acurácia, a realização de estudos que venham a permitir a utilização de fatores de referência específicos da área estudada. Um exemplo foi a utilização em todas as simulações e para todos os nuclídeos (^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U) de valores de coeficiente de distribuição K_d divulgados e aceitos como valores mais adequados para o estudo executado utilizando o Resrad.

Uma conclusão fundamental obtida com a utilização do Resrad Onsite 7.2 como ferramenta de análise de risco radiológico é que, apesar da grande complexidade do problema, que produz limitações no próprio código computacional, o aplicativo apresenta grande facilidade na sua utilização.

6.2 A PROJEÇÃO DA TAXA DE DOSE

A análise da projeção da taxa de dose para a mistura de radionuclídeos de 62 amostras de solo com anomalias relativas às concentrações de ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K permitiu concluir que o Resrad Onsite 7.2 não relaciona as atividades específicas máximas ou mínimas com as doses máximas ou mínimas estimadas. Porém, é possível identificar quais radionuclídeos e percursos ambientais que mais contribuíram para a taxa de dose equivalente efetiva máxima da região analisada. As coletas das amostras de solo começaram no ano de 2004, considerando esse ano como o tempo $t = 0$, decorridos aproximadamente 48 anos, ou seja, no ano de 2052, a previsão de dose para a região é de $42,87 \text{ mSv.a}^{-1}$, um valor muito significativo, principalmente produzido pela radiação gama do solo e que pode provocar efeitos deletérios preocupantes para a população exposta.

6.3 A CONCENTRAÇÃO MÁXIMA DOS RADIONUCLÍDEOS NO SOLO

Os resultados demonstraram que 59 amostras tiveram valores de fatores de atividade específica com perspectiva de produzir taxas de dose acima de $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$ no período de $t = 0$ até $t = 50$ anos. Esse fato, em conjunto com uma perspectiva de taxa de dose futura no valor de $42,87 \text{ mSv.a}^{-1}$, indica que medidas de proteção deverão ser tomadas no sentido de mitigar a exposição à radiação ionizante sobre a população adjacente.

7 PERSPECTIVAS OU GRANDES DESAFIOS

A pesquisa desenvolvida e descrita neste trabalho apresenta diversas perspectivas no sentido de acrescentar novos dados no momento de programar uma simulação no aplicativo Resrad Onsite 7.2. A maior parte dos parâmetros utilizados neste trabalho foram aqueles sugeridos e/ou utilizados por organizações que regulam os níveis de exposição dos seres humanos à radiação ionizante, portanto pesquisas que possibilitem obter novas características do solo e da população adjacente são indicadas para promover novos entendimentos sobre o fenômeno.

Estudos sobre o aumento do risco de câncer para a população que vive sobre solos com anomalias de minério de urânio, normalmente acompanhado de minério de tório e potássio, trazem muitas incertezas. Porém, o modelo desenvolvido neste trabalho permite a utilização dos valores de atividade específica de solos anômalos para verificar esse efeito. Esses estudos, entretanto, devem ocorrer paralelamente a estudos epidemiológicos.

Um grande desafio após a conclusão deste trabalho é a definição de indivíduos de referência caracterizando a população das regiões estudadas. Homens, mulheres, crianças (variando faixas etárias de 0 a 17 anos) e fetos precisam ser caracterizados no âmbito dos hábitos, costumes, localização geográfica, fisiologia e anatomia do ser humano da região do agreste nordestino.

Um estudo imprescindível para obtenção de previsões mais próximas da realidade é o cálculo dos valores dos coeficientes de distribuição K_d para os solos nos quais foram obtidas as concentrações de atividade dos radionuclídeos estudados.

A utilização do recurso de análise de sensibilidade dos fatores utilizados no programa Resrad Onsite 7.2 é fundamental para complementar o estudo realizado. A análise de sensibilidade proverá substancial informação para destacar quais os dados que o pesquisador deverá considerar como os mais importantes na análise e escolher quais devem variar de forma a fornecer simulações mais precisas.

O grande desafio do Grupo de Pesquisa RAE é desenvolver uma solução com foco nas necessidades das pesquisas realizadas no âmbito dos objetivos do grupo. O Resrad Onsite 7.2 é uma ferramenta indicada para análise de resíduos existentes na matriz solo principalmente quando ocorrem anomalias e/ou contaminação de NORM ou TENORM. Para as pesquisas desenvolvidas pelo RAE, a possibilidade de inserir dados de outras matrizes diferentes como rocha, água, alimento e outros materiais, como ponto de partida da análise, seria de grande

importância. Outra configuração a ser desenvolvida para a solução do Grupo RAE é a apresentação em língua portuguesa.

REFERÊNCIAS

AGRICOLA, G. **De re metallica (1556)**. Tradução da primeira edição em latim por Hoover, H. C. e Hoover, L. H. Dover Publication, Inc: New York, 1956.

APOSTOAI, A. I.; REED, W. E. Exposures Scenarios for Use in Estimating Radiation Doses to the Public from Historical Atmospheric Releases of Radionuclides at INEL. Centers for Diseases Control and Prevention. Atlanta, Georgia, 2005.

BDE. (Base de Dados do Estado de Pernambuco – BDE). Disponível em: http://www.bde.pe.gov.br/visualizacao/Visualizacao_formato2.aspx?CodInformacao=798&Cod=1). Acesso em 15 de março de 2018.

BELTRÃO, B. A.; MASCARENHAS, J. C.; MIRANDA, J. L. F.; SOUZA JÚNIOR, L. C.; GALVÃO, M. J. T. G.; PEREIRA, S. N. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea no estado de Pernambuco. Diagnóstico do município de Pedra. CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Programa de Desenvolvimento de Estados e Municípios. Recife, 2005.

BOYD, M. A. The confusing world of radiation dosimetry. In: Waste Management for the Nuclear Renaissance, v. 3, Phoenix, 2009.

BRENNER, D. J. Effective dose: a flawed concept that could and should be replaced. **The British Journal of Radiology**, v. 81, p. 521-523, 2008.

BROWN, J. E.; ALFONSO, B.; AVILA, R.; BERESFORD, N. A.; COPPLESTONE, D.; PROHL, G.; ULANOVSKY, A. The ERICA tool. Journal of Environmental Radioactivity, v. 99, n. 2008, p. 1371-1383, 2008.

BUCK, J. W. et al. Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (MEPAS) Application Guidance. Guidelines for evaluating MEPAS input parameters for version 3.1, PNL-10395, Pacific Northwest Laboratory, 1995.

CABRAL, M. O. M.; VIEIRA, J. W.; LEAL NETO, V.; ANDRADE LIMA, F. R. Development of a Pregnant Woman Phantom Using Polygonal Mesh, for Dosimetric Evaluation. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, p. 01-11, 2015

CAFFREY, E. A.; LEONARD, M. E.; NAPIER, J. B.; NEVILLE, D. R.; HIGLEY, K. A. Radioecology: why bother? **Journal of Environmental Protection**, v. 5, p. 181-192, 2014.

CHASSOT, A. **A Ciência Através dos Tempos**. 2ª Edição. Ed. Moderna Ltda.: São Paulo, 2004.

CLARKE, R. H.; VALENTIN, J. **The History of ICRP and the Evolution of its Policies**. ICRP Publication 109, october 2008.

CLAUDINO, G. L. S.; COSTA, F. K. M.; FILHO, F. J. L.; SOUZA, M. T. B.; SILVA, A. F.; SOARES, J. C. L.; VIEIRA, J. W. Avaliações das Imagens de Pesquisa de Corpo Inteiro (PCI) Obtidas em Pacientes Submetidos ao Tratamento de Radioiodoterapia (Pré e Pós-Tratamento). **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, p. 01-13, 2015.

CNEN. Disponível em <<http://www.cnen.gov.br/quem-somos>>. Acesso em: 08 de maio de 2018.

CULLEN, T. L.; FRANCE, E. P. Areas of high natural radioactivity. In: Proceedings of the International Symposium on High Natural Radioactivity, 1977, Poços de Caldas: Academia Brasileira de Ciências, 1977.

DARKO, E. O. **Radiation risk from NORMS at the Obuasi Goldmines: modelling, dose intercomparision and regulatory control**. Accra, Ghana, 2004. Originalmente apresentada como tese ao Departamento de Física da Universidade de Gana, 2004.

DOE – U.S. DEPARTMENT OF ENERGY. Radiation protection of the public and the environment. DOE 5400.5. Change 2, 1993.

_____. Control and release of property with residual radioactive material. DOE G 441.1 for use with DOE 5400.5, Radiation protection of the public and the environment. 2002.

EISENBUD, M; GESELL, T. M. **Enviromental Radioactivity from Natural, Industrial and Military Sources**. 4th ed. Academic Press: London, 1997.

ECKERMAN, K. F.; RYMAN, J. C. External exposure to radionuclides in air, water, and soil, exposure to dose coefficients for general applications, based on the 1987 Federal Radiation Protection Guidance. Federal Guidance Report n° 12, Oak Ridge Laboratory – USEPA, Washington, 1993.

ELLIS, K. J. Reference man and woman more fully characterized variations on the basis of body size, age, sex and race. **Biological Trace Element Research**, v. 26, n° 01, p. 385-400, 1990.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). MMSOILS: Multimedia Contaminant Fate, Transport and Exposure Model. Documentation and user's manual. Office of Research and Development, Washington DC, 1992.

FISCHER, D. **History of the International Atomic Energy Agency: the first forty years.** IAEA, Vienna, 1997.

GARNIER-LAPLACE, J.; GERAS'KIN, S.; DELLA-VEDOVA, C.; BEAUGELIN-SEILLER, K.; HINTON, T. G.; REAL, A.; OUDALOVA, A. Are radiosensitivity data derived from natural fields conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 121, p. 12-21, 2013.

GONZÁLEZ, A. J.; ANDERER, J. **Radiation versus radiation: nuclear energy in perspective. A comparative analysis of radiation in the living environment.** IAEA Bulletin, 1989.

HARRISON, J. D.; BALONOV, M.; BOCHUD, F.; MARTIN, C. J.; MENZEL, H-G.; ORTIZ-LOPEZ, P.; SMITH-BINDMAN, R.; SIMMONDS, J. R.; WAKEFORD, R. **The use of effective dose as a radiological protection quantity.** ICRP Publication XX, 2018.

HÁLA, J.; NAVRATIL, J. D. **Radioactivity, ionizing radiation and nuclear energy.** Brno, Czech Republic: Konvoj, 2003.

HENDRY, J. H.; SIMON, S. L. WOJCIK, A.; SOHRABI, M.; BURKART, W.; CARDIS, E.; LAURIER, D.; TIRMARCHE, M.; HAYATA, I. Human exposure to high natural background radiation: what can it teach us about radiation risks? **Journal of Radiological Protection**, v. 29, p. A29-A42, 2009.

HUNG, C. Y. User's guide for the SYSCPG program – A PC version of the PRESTO-EPA-CPG operating system. EPA 520/1-89-017, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1989.

IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Nuclear power reactors in the world.** Reference data series No. 2. 2017 Edition: Vienna, 2017.

_____. **Modelling the transfer of radionuclides from naturally occurring radioactive material (NORM).** Norm working group of environmental modelling of radiation safety. Vienna, 2007.

_____. **Safety standards: for protecting people and the environment. Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection.** International Atomic Energy Agency. Vienna, 2005.

_____. **Principles establishing limits for the release of radioactive materials into the environment.** Vienna. 1978.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. **Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations.** ICRP n° 03, 2008.

_____. **Radionuclides Transformations: Energy and Intensity of Emissions.** ICRP n° 38, 1st ed. Pergamon Press, New York, 1983.

_____. **Report of the Task Group on Reference Man.** ICRP n° 23, 1st ed. Pergamon Press, Oxford, 1972.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cidades. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=251440&search=||info%EF5es-completas>>. Acesso em: 08 Julho 2015.

JORDAN, B. R. The Hiroshima/Nagasaki survivor studies: discrepancies between results and general perceptions. **Genetics**, v. 203, p. 1505-1512, 2016.

JUN, T. et al. In: ATWOOD, D. A. **Radionuclides in the Environment.** 1st ed. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, 2010.

KAMBOJ, S.; LePOIRE, D.; GNANAPRAGASAM, E.; BIWER, B. M.; CHENG, J.; ARNISH, J.; YU, C.; CHEN, S. Y. **Probabilistic dose analysis using parameters distributions developed for RESRAD and RESRAD-BUILD codes.** USNRC, 2000.

KAMBOJ, S. et al. Parameters and Parameter Types in RESRAD and RESRAD-BUILD Codes. Letter report prepared by Argonne National Laboratory, Argonne, Il., for U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C., 1999.

KANNAN, V.; RAJAN, M. P.; IYENGAR, M. A. R.; RAMESH, R. Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in soil and beach sand samples of Kalpakkam (India) using hyper pure germanium (HPGe) gamma ray spectrometry. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 57, p. 109-119, 2002.

KELLY, M.; THORNE, M. **Radionuclides Handbook**. R&D Technical Report P3-101/SP1b. UK Environmental Agency, Bristol, 2003.

KENNEDY, W. E.; PELOQUIN, R. A.; NAPIER, B. A.; NEUDER, S. M. Intruder dose pathway analysis for the onsite disposal of radioactive wastes: the Onsite/MAXI1 Computer Program. U. S. Nuclear Regulatory Commission. 464 p., Washington, DC, 1986.

KENNEDY, W. E.; STRENGE, D. L. Residual Radioactive Contamination from Decommissioning; Vol. 1; Technical basis for translating contamination levels to annual total effective dose equivalent, NUREG/CR-5512, prepared by Pacific Northwest Laboratory for US Nuclear Regulatory Commission, Washington DC, 1992.

KOGAN, R. M.; NAZAROV, I. M.; FRIDMAN, Sh. D. **Gamma Spectrometry of Natural Environments and Formations: Theory of the Method Applications of Geology and Geophysics**. Israel Programme for Scientific Translations, 1971.

KOPDRA, V. **Internal Contamination with Radioactive Substances**. Veda, 1986.

KURTTIO, P.; AUVINEN, A.; SALONEN, L.; SAHA, HEIKKI, PEKKANEN, JUHA, MAKELAINEN, I.; VAISANEN, S. B.; PENTTILA, I. M.; KOMULAINEN, H. Renal effects of uranium in drinking water. **Environmental health perspectives**, v. 110, n. 4, 2002.

LARIVIÈRE, D.; GUÉRIN, N. In: ATWOOD, D. A. **Radionuclides in the Environment**. 1st ed. John Willey & Sons Ltd: Chischester, 2010.

L'ANNUNZIATA, M. **Handbook of radioactivity analysis**. Elsevier Inc., 2003.

LECOMTE, J-F. **Understanding Existing Exposure Situations**. Annals of the ICRP. v. 45, n. 1S, 2016.

MAHMOOD, Z. U. W.; MOHAMED, C. A. R. In: ATWOOD, D. A. **Radionuclides in the Environment**. 1st ed. John Willey & Sons Ltd. Chischester, 2010.

MAKHJANI, A. The use of reference man in radiation protection standards and guidance with recommendations for change. **Report of Institute for Energy and Environmental Research**. Publicado on line em 2009. Disponível em <<https://ieer.org/resource/nuclear-power/reference-man-radiation-protection2/>>. Acesso em agosto de 2017.

MATHUTHU, M.; KAMUNDA, C.; MADHUKU, M. Modelling of radiological health risks from gold mine tailings in Wonderfonteinspruit catchment area, South Africa. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 570, 2016.

MORTVEDT, J. J. Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, n° 4, p. 643-650, 1992.

NAPIER, B. A.; et al. GENII – The hanford environmental radiation software dosimetry system, vol. 1 and 2, PNL-6584/UC-600, Pacific Northwest Laboratory, Hanford, 1988.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. **Health risks from exposure to low levels of ionizing Aradiation: BEIR VII Phase 2**. The National Academy Press: p. 424, Washington, 2006.

_____. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation Exposure. **Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation: BEIR V**. National Academy Press: Washington, DC, 1990.

O'BRIEN, R. S. et al. Environmental modelling of NORM. **Radioprotection**, v. 44, n. 5, p.23-28, 2009.

OSMOND, J. K.; COWART, J. B. In: Ivanovich, M., Harmon, R.S. (Eds.), **Uranium Series Disequilibrium – Applications to Earth, Marine and Environmental Sciences**. Oxford Press, 1992.

OWUSU, S. **Computacional Hydrodynamic Modelling of the Fate and Impact of Natural Radionuclides in Liquid Effluent Discharges from the Gold Processing Plant at Aboso Goldmines in Damang**. Tarkwa, Ghana, 2013. Originalmente apresentada como tese ao Departamento Aplicações e Ciências Nucleares da Unversidade de Gana, 2013.

PENTREATH, R. J.; LOCHARD, J.; LARSSON, C-M.; COOL, D.; STRAND, P.; SIMMONDS, J.; COPPLESTONE, D.; OUGHTON, D. **Protection of the Environment under Different Exposure Situations**. Annals of ICRP. ICRP. [S.l.], p. 12-13. 2012.

PEREIRA, W. S.; KELECOM, A.; PEREIRA, J. R. S. Analysis of radium isotopes in surface waters nearby a phosphate mining with NORM at Santa Quitéria. **Journal of Environmental Protection**, v. 5, p. 193-194, 2014.

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

POMMÉ, S.; JEROME, S. M.; VENCHIARUTTI, C. Uncertainty propagation in nuclear forensics. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 89, p. 58-64, 2014.

PROKHORETS, I. M.; PROKHORETS, S. I.; KHAZHMURADOV, M. A.; RUDYCHEV, E. V.; FEDORCHENKO, D. V. Point-kernel method for radiation fields simulation. **Nuclear Physics Investigation**, v. 48, p. 106-109, 2007.

RESRAD Onsite 7.2. Versão para Sistema Operacional Windows. Argonne National Laboratory – Environmental Science Division. Programa disponível em: <resrad.evs.anl.gov>, utilizado durante todo ano de 2016, 2017 e 2018.

RICHMOND, C. R. ICRP report of the Task Group on Reference Man. Letter to the editor. **International Journal of Radiation Biology and Related Studies in Physics Chemistry and Medicine**, v. 48, n° 2, p. 285, 1985.

ROGERS, V. C.; HUNG, C. PATHRAE-EPA: a low-level radioactive waste environmental transport and risk assessment code – Methodology and users manual. EPA 520/1-87-028, prepared by Rogers and Associates for US Environmental Protection Agency, Washington DC, 1987.

RUTHERFORD, E. Bakerian Lecture: the succession of changes in radioactive-bodies. **Proceedings of the Royal Society of London**. v. 73, 1904.

SACHETT, I. A. **Caracterização da Radiação Gama Ambiental em Áreas Urbanas Utilizando uma Unidade Móvel de Rastreamento**. Rio de Janeiro, 2002. Originalmente apresentada como tese na Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2002.

SANTOS, B. S. **Conhecimento prudente para uma vida decente – “Um Discurso sobre as Ciências” – revisitado**. Cortez: São Paulo, 2004.

SANTOS JÚNIOR, J. A.; AMARAL, R. S.; SILVA, C. M.; MENEZES, R. S. C. Radium equivalent and annual effective dose from geological samples from Pedra – Pernambuco – Brazil. **Radiation Measurements**, v. 45, n. 7, p. 861-864, 2010.

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Avaliação radiométrica do ^{238}U , Ra-226 , ^{232}Th e ^{40}K em uma área anômala do Agreste de Pernambuco**. Recife, PE, 2009. Originalmente apresentada

como tese no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, 2009.

SILVA, C. M. **Ra-226 e Ra-228 na dieta de bovinos leiteiros do Agreste Semi-Árido de Pernambuco e avaliação de risco decorrente do consumo de leite por uma população potencialmente exposta.** Recife, PE, 2006. Originalmente apresentada como tese no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

SHAW, G. **Radioactivity in the Terrestrial Environment.** Elsevier: Oxford, 2007.

SMITH, B. **Residual Radioactive in Your Neighborhood: a community guide to estimating radiation doses resulting from radioactive contamination.** Institute for Energy and Environmental Research (IEER): Takahoma Park, 2009.

STABIN, M. G. **Radiation protection and dosimetry: an introduction to Health Physics.** Springer, 2007.

STANNARD, J. N. **Radioactivity and Health: a history.** US Department of Energy. Office of Scientific Institute and Technical Information: Virginia, 1988.

SANTOS, B. S. **Conhecimento prudente para uma vida decente: um discurso sobre as ciências revisitado.** Cortez: São Paulo, 2004.

TANAKA, G.; KAWAMURA, H. Reference man models based on normal data from human populations. In: INTERNATIONAL RADIATION PROTECTION ASSOCIATION CONGRESS, 10., 2000, Hiroshima. Reference P3a-195. 2000. Disponível em: <<http://www2000.irpa.net/irpa10/cdrom/00602.pdf>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2017.

TANAKA, S. Accident at the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station of TEPCO. Outline and lessons learned. Proceedings of the Japan Academy - Series B - Physical and Biological Sciences. v. 88(9), p. 471-484, 2012.

THORNE, M. C. Background radiation: natural and man-made. **Journal of Radiological Protection**, v. 23, n. 29, p. 29-42, 2003.

TILL, J. E.; MEYER H. R. **Radiological Assessment: a textbook on environmental dose analysis.** USNRC: Washington, 1983.

TILL, J. E.; MOORE, R. E. A pathway analysis approach for determining acceptable levels of contamination of radionuclides in soil. **Health Physics**, v. 55, n. 3, p. 553-541, 1988.

TRURAN, J. W. The age of universe from nuclear chronometers. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, p. 18-21, 1998.

TURHAN, S.; GUNDUZ, L. Determination of specific activity of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K for assessment of radiation hazards from Turkish pumice samples. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 99, p. 332-342, 2008.

UNSCEAR (UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION). **Sources, effects and risks of ionizing radiation**. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: New York, 2008.

_____. **Sources, effects and risks of ionizing radiation**. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: New York, 2000.

_____. **Sources, effects and risks of ionizing radiation**. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: New York, 1994.

_____. **Sources and effects of ionizing radiation**. Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations, New York, 1993.

USNRC (UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION). NRC REGULATIONS (10 CFR – PART 20 – Standards for Protection Against Radiation – Subpart E – Radiological Criteria for License Termination – 20.1402 – Radiological criteria for unrestricted use). p. 312 Disponível em: <<https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part020/full-text.html>>. Acesso em janeiro de 2018.

VASCONCELOS, D. C. **Estudo da radioatividade natural em areias de praias do extremo sul da Bahia utilizando métodos de análises nucleares**. Belo Horizonte, MG, 2010. Originalmente apresentada como tese no Programa de Pós-Graduação em Ciências e Técnicas Nucleares do Departamento de Engenharia Nuclear da Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

VEIGA, L. H.; KOIFMAN, S. Pattern of cancer mortality in some brazilian high levels of natural radiation and radon areas: radiation doses and health effects. In: Proceedings of the 6th International Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas. p. 110-113, 2005.

VEIGA, L. H.; KOIFMAN, S.; MELO, V. P.; SACHET, I.; AMARAL, E. C. Preliminary indoor risk assessment at Poço de Caldas plateau, MG-Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, n. 70, p. 161-176, 2003.

WALLACE, J. D. Monte Carlo modelling of large scale NORM sources using MCNP. **Journal of Environmental Radioactivity**, n. 126, p. 55-60, 2013.

YU, C.; ZIELEN, A. J.; CHENG, J. -J.; LePOIRE, D. J.; GNANAPRAGASAM, E.; KAMBOJ, S.; ARNISH, J.; WALLO III, A.; WILLIAMS, W. A.; PETERSON, H. **User's Guide for RESRAD-ONSITE Code Version 7.2**. Argonne National Laboratory. 111 p., Chicago, 2018.

_____. **User's Manual for RESRAD Version 6**. Argonne National Laboratory. p. 458, Chicago, 2001.

YU, C. et al. **Data Collection Handbook to Support Modeling Impacts of Radioactive Material in Soil**. U.S. Department of Energy, Argonne, Illinois, 2015.

_____. **Data Collection Handbook to Support Modeling Impacts of Radioactive Material in Soil**. U.S. Department of Energy, Argonne, Illinois, 1993.

APÊNDICE A – LISTA CATEGORIZADA DOS PARÂMETROS UTILIZADOS PELO RESRAD ONSITE 7.2

Parâmetros	
Hidrogeológicos (16 parâmetros)	• Densidade do solo • Porosidade total do solo • Porosidade efetiva • Condutividade hidráulica • Parâmetro b exponencial específico do solo • Taxa de erosão • Gradiente hidráulico • Extensão da zona anômala paralela ao fluxo do aquífero • Área da bacia hidrográfica de córrego ou lagoa próxima • Taxa de alimentação do lençol freático • Profundidade da captação de água de poço • Espessura da camada insaturada não anômala • Coeficientes de distribuição • Taxa de lixiviação • Teor volumétrico de água • Capacidade de campo ou retenção específica
Metereológicos (06 parâmetros)	• Taxa de precipitação • Coeficiente de escoamento • Coeficiente de evapotranspiração • Taxa de irrigação • Velocidade anual média dos ventos • Carga em massa de inalação
Emanação do radônio (03 parâmetros)	• Coeficiente de difusão efetiva do

Continua na próxima página.

	radônio • Coeficiente de difusão do radônio • Dimensão vertical de mistura do radônio
Construções (07 parâmetros)	• Taxa de troca média de ar • Altura do pé direito da construção • Fator de área interna da construção • Espessura das fundações da construção • Profundidade das fundações abaixo do solo • Fator de filtração para o percurso de inalação • Fator de blindagem para radiação gama externa
Plantações e pecuária (06 parâmetros)	• Profundidade das raízes • Taxa de consumo de água do gado de corte e leiteiro • Fator de transferência para plantas • Fator de transferência para carnes • Fator de bioacumulação para organismos aquáticos
Ingestão dos humanos (08 parâmetros)	• Taxa de consumo de água de beber • Taxa de inalação • Taxa de ingestão de solo e poeira • Taxa de consumo de alimentos aquáticos • Taxas de consumo de frutas, vegetais e grãos • Taxa de consumo de vegetais folhosos • Taxa de consumo de carnes e aves • Taxa de consumo de leite

Fonte radiológica (04 parâmetros)	• Área da zona anômala • Espessura da camada anômala • Profundidade da camada superficial • Fator de forma
Diversos (06 parâmetros)	• Limite de dose de radiação • Concentração do radionuclídeo na água de subsolo • Tempo decorrido de colocação do resíduo no solo • Concentrações dos radionuclídeos principais • Fração do tempo gasto dentro das residências • Fração do tempo gasto fora das residências

Fonte: O AUTOR (2018).

APÊNDICE B – TRABALHOS PUBLICADOS COMO AUTOR E COAUTOR NOS ÚLTIMOS 04 ANOS.

ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY
2018, VOL. 39, NO. 16, 2051–2055
<https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1349187>



Natural radionuclides in electronic waste: an initial approach

Arykerne Nascimento Casado da Silva^a, José Araújo dos Santos Júnior^a, Romilton dos Santos Amaral^a, José Wilson Vieira^b and Carlos Alberto Alves Barreto^c

^aNuclear Energy Department, Federal University of Pernambuco, Recife, Brazil; ^bPhysics Department, Federal Institute of Pernambuco, Recife, Brazil; ^cPhysics Department, Federal University of Pernambuco, Recife, Brazil

ABSTRACT

Some radionuclides are present in trace amount in the raw material of electronic devices that suffer obsolescence and are improperly disposed of. Obsolete personal computers become electronic waste and may contain potential environmental contaminants. Furthermore, there may be an additional concern: the ionizing radiation emission. This study aimed to assess qualitatively the possibility of alpha and beta particles and gamma rays reaching somehow workers involved in the handling of such wastes. Using gamma spectrometry method, we analyzed a set of 10 microprocessors randomly taken from motherboards incorrectly discarded. The analysis resulted in the occurrence of primordial radioisotopes in the microchips.

ARTICLE HISTORY

Received 25 March 2017
Accepted 22 June 2017

KEYWORDS

Primordial radioisotopes;
obsolete personal computers;
electronic waste; ionizing
emissions; gamma
spectrometry

Introduction

Technological development has given rise to a powerful industry of electronic products around the world. The production became globalized and equipment such as mobile phones, televisions, computers, printers, photocopiers, and other electronic devices are now manufactured in various countries from different continents. In addition to the range of goods, this industry produces a large volume of equipment and it is possible stands out their continuously decreasing lifespan [1]. Babbitt et al. [2] published the results of a case study of the evolution of personal computers' (PCs') lifespan. According to these authors, over the period 1985–2000, it decreased steadily from a mean of 10.7 to 5.5 years. Yu et al. [1] generated lifetime distributions of PCs to seven regions of the world and the average lifespan expectancy, in years, for these regions were: North America, 3.8; Middle/South America, 5.35; Western Europe, 4.4; Eastern Europe, 4.8; Asia/Pacific, 4.9; Japan, Australia, and New Zealand, 4.35; Middle East/Africa, 5.75. Furthermore, nowadays researchers state that PCs' lifespan is continuously decreasing [3].

Electrical and electronic products, when reaching the end of their useful life, become obsolete and, when discarded incorrectly, produce Electronic waste (E-waste) and/or Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) [3]. By definition, while E-waste describes unwanted electronics goods, such as computers and

cell phones, WEEE includes non-electronics like cookers and fans [4].

The growing volume of E-waste and WEEE results in the gathering and storage for later recycling or in improper disposal [1]. Devices such as semiconductors, microprocessors, integrated circuits, memory cards, and controller boards are produced with solid material obtained from soils and rocks and consist of several different chemical elements. Studies have shown that many of these materials are made from elements classified as metal, heavy metals, and also rare earth, all can impact negatively on the environment, consequently in living beings, when discarded or handled improperly [5]. Song and Li [6] have studied the human exposure to E-waste in China, with a particular focus on exposure pathway (dietary intake, inhalation, and soil/dust ingestion) and human body burden markers (placenta, umbilical cord blood, breast milk, blood, hair, and urine). However, there is a more complex possibility to be studied and evaluated, which is the presence of natural radioisotopes in the constituent materials of the electronic components of the hardware.

According to Yu et al. [1], the number of obsolete computers in developing countries will exceed that in the developed countries during the period 2016–2018. Furthermore, in 2030, the number of outdated computers in developing countries will be close to 400 million units, whereas in developed countries, the figure will

CONTACT Arykerne Nascimento Casado da Silva ary_casado@yahoo.com.br Nuclear Energy Department, Federal University of Pernambuco, Av. Prof. Luiz Freire, 100, 50740-545 Recife, Brazil
© 2017 Informa UK Limited, trading as Taylor & Francis Group

THERMOLUMINESCENT DOSIMETRY IN THE EVALUATION OF NATURAL RADIOACTIVITY INDOOR OF HOMES NEAR THE URANIUM DEPOSIT OF PARAÍBA, BRAZIL

Jairo Dias Bezerra¹, José Araújo dos Santos Júnior^{1,*}, Romilton dos Santos Amaral¹, Rômulo Simões Cezar Menezes^{1,2}, Zahily Herrero Fernández^{1,3}, Josineide Marques do Nascimento Santos¹, Arykerne Nascimento Casado da Silva¹ and Lino Angel Valcárcel Rojas^{1,3}

¹Grupo de Radioecologia (RAE), Departamento de Energia Nuclear (DEN), Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Avenida Professor Luiz Freire, no. 1000, Cidade Universitária, CEP 50.740-540, Recife, Pernambuco, Brazil

²Grupo de Pesquisa em Energia da Biomassa, Departamento de Energia Nuclear (DEN), Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Avenida Professor Luiz Freire, no. 1000, Cidade Universitária, CEP 50.740-540, Recife, Pernambuco, Brazil

³Centro de Aplicaciones Tecnológicas y Desarrollo Nuclear (CEADEN), Rúa 30, 502, Havana 6122, Cuba

*Corresponding author: jaraujo@ufpe.br

Received 30 March 2017; revised 20 November 2017; editorial decision 21 November 2017;
accepted 22 November 2017

High levels of primordial radionuclides have been reported in soils and rocks of São José de Espinharas, in the state of Paraíba, Brazil. These radionuclides are derived from high concentrations of natural uranium and thorium from a mine in the region. Thus, there is a need for a dosimetric evaluation in the area near the mine and the surrounding cities. In this study, the annual effective dose was analyzed in 178 points of five cities. The measurements were performed using thermoluminescent dosimetry with LiF:Mg, Ti (TLD-100). The annual effective dose from environmental exposure varied from 0.71 to 2.07 mSv, with an arithmetic mean of 0.99 mSv. This average is more than twice the estimated value for indoor environments adopted by the UNSCEAR, which is 0.41 mSv. These results will allow establishing reference values for background radiation of the region and criteria to infer a stochastic risk for the local population.

INTRODUCTION

The concern with ionizing radiation and the exposure of individual members of the public has grown significantly in recent years, mainly due to the presence of natural radionuclides^(1, 2). The contribution of cosmic rays to environmental dose at sea level, which depends on altitude, latitude and the solar cycle, is insignificant when compared to terrestrial radiation⁽³⁾. Primordial radionuclides present in the geological composition and soil formed over time⁽⁴⁾, are responsible for ~84% of the dose from natural radionuclides^(5, 6). Natural radiation originates especially from the elements belonging to the radioactive series of ²³⁸U and ²³²Th accompanied by the ⁴⁰K⁽⁴⁾. The dose to the lung from radon inhalation is the largest dose contributor from uranium-series radionuclides in geologic materials. The distribution of these elements depends basically on the geological and geochemical characteristics of each area of the planet, as well as on human activities, eating habits and life, as well as the human exploitation of natural resources and their impacts.

Regarding radiological protection, several studies have been carried out in areas that present high levels of primordial radionuclides and most of these studies

aimed to determine the levels of gamma radiation inside the residences^(7, 8). According to the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), the annual effective dose of the population due to exposure to radiation from all natural sources is ~2.44 mSv. Approximately 17% of this contribution is associated with external exposure to the organism for indoor environments (indoor doses), which corresponds to 0.41 mSv⁽⁹⁾.

Worldwide, there are several areas with high levels of natural radioactivity, also known as ENRA (Enhanced Natural Radiation Area)⁽¹⁰⁾. One of these areas is the Ramsar region in Iran, with high radiation levels associated with the presence of ²²⁶Ra⁽¹¹⁾. Most of the gamma exposure from uranium deposits does not come from uranium itself but the ²²⁶Ra progeny, ²¹⁴Bi and ²¹⁴Pb. Another area is Yang Jiang, in China, due to the presence of fine monazite particles that are detached from the granitic rocks⁽¹²⁾. Kerala, in India, also deserves to be mentioned due to the presence of monazitic sand⁽¹³⁾. Monazite contains ²³²Th and important gamma emitting progeny including ²⁰⁸Tl and ²²⁸Ac. In Brazil, areas with particularly high radiation levels are located in the uranium and thorium mines region of

RADIOACTIVE DISEQUILIBRIUM AND DYNAMIC OF NATURAL RADIONUCLIDES IN SOILS IN THE STATE OF PERNAMBUCO—BRAZIL

José Araújo dos Santos Júnior ✉, Romilton dos Santos Amaral, Josineide Marques do Nascimento Santos, Arykerne Nascimento Casado da Silva, Lino Angel Valcárcel Rojas, Marvic Ortueta Milan, José de Almeida Maciel Neto, Jairo Dias Bezerra, Eduardo Eudes Nóbrega de Araújo

Radiation Protection Dosimetry, ncy101, <https://doi.org/10.1093/rpd/ncy101>

Published: 15 June 2018 **Article history** ▼

■ Split View

PDF

“ Cite

Permissions

Share ▼

Abstract

Environmental radioactivity studies have been allowed establishing radiometric patterns in several area of the earth's crust. The work was conducted through radiometric analyses of regions with high levels of radionuclides and others with no history of anomalies. The research allowed establishing the radiometric profile of soils in the state of Pernambuco, Brazil, using a gamma spectrometry system. The specific activities ranged from 16.5 to 287.5 Bq kg⁻¹ for ²³⁸U, 2.0 to 191.7 Bq kg⁻¹ for ²²⁶Ra, 1.3 to 281.4 Bq kg⁻¹ for ²³²Th and from 5.0 to 2600.9 Bq kg⁻¹ for ⁴⁰K. The results showed areas with low levels of ionizing radiation. However, for ⁴⁰K some points presented high values, although non-representative of the number of samples investigated. The ²²⁶Ra/²³⁸U and ²³²Th/²³⁸U ratios allowed to determine the radioactive imbalance condition and to obtain information about aspects of soil availability providing an assessment of the dynamics of these radionuclides.

Issue Section: Paper

ENVIRONMENTAL IONIZING RADIATION DOSE OUTDOOR IN AN INHABITED AREA WITH A HIGH CONCENTRATION OF URANO-PHOSPHATE IN NORTHEAST OF BRAZIL

Romilton dos Santos Amaral, Elaíze Nidia de Lima Moraes, José Araújo dos Santos Júnior, Arykerne Nascimento Casado da Silva*, Jairo Dias Bezerra and Otávio Pereira dos Santos Junior
Group of Radioecology (Grupo de Radioecologia—RAE), Nuclear Energy Department (Departamento de Energia Nuclear—DEN), Center of Technology and Geosciences (Centro de Tecnologia e Geociências—CTG), Federal University of Pernambuco (Universidade Federal de Pernambuco—UFPE), Avenida Professor Luiz Freire, 1000 Cidade Universitária, 50740-540 Recife, Pernambuco, Brazil

*Corresponding author: arykerne.silva@ufpe.br

Received 30 August 2017; revised 2 January 2018; editorial decision 5 January 2018; accepted 9 January 2018

A marine phosphorus region with high concentrations of phosphate, coastwise of Pernambuco, Northeast of Brazil, is densely inhabited. Rock phosphate deposits naturally contain uranium ore that produces ionizing radiation from it and its natural descendants, furthermore, its thorium and potassium concentrations are comparable to those usually found in soils. Radiological monitoring of this environment is important to verify the occurrence of harmful effective doses for the adjacent population. This study aimed at the *in situ* radiometric monitoring in four cities of the north of the Metropolitan Region of Recife—Pernambuco, estimating the effective environmental dose to which the local population is subject. In total, 91 points were monitored with a discriminator-type detector. The outdoor environmental effective dose rates ranged from 1.99 ± 0.09 to 7.59 ± 0.36 mSv y^{-1} , with an average of 2.60 ± 0.69 mSv y^{-1} .

INTRODUCTION

The environmental radioactivity exposes humans to ionizing radiation. This exposure can be detected in several compartments of the ecosystem, coming from rocks, soils, air, water, building materials and foods^(1, 2). Environmental radioactivity, for the most part, has its origin from natural radionuclides classified as primordial, present in the earth's crust since its formation, from the cosmic origin and from some anthropic radionuclides^(3, 4). The most important terrestrial sources of exposure are the radioisotopes such as ^{40}K and those of the natural series of the ^{238}U and ^{232}Th ⁽⁵⁾. Currently, there is evidence of cancer risk due to exposure to low doses, especially doses below current recommended limits for protection of radiation workers and the general public^(6–8). The phosphate rocks is an example of ore that may be of concern to researchers in terms of radiation protection due to association with natural radioisotopes. It is used worldwide for manufacturing phosphoric acid and chemical fertilizers⁽⁹⁾ and may exhibit ^{238}U concentrations ranging from 30 to 3000 Bq/kg^(5, 10), and concentrations of ^{226}Ra , from the ^{238}U , ranging from 100 to 10 000 Bq/kg has been reported yet⁽¹¹⁾.

Iran and Brazil are two examples of countries of high radioactive background because they present high concentrations of radioactive minerals. In Ramsar, northern Iran, background radiation produces absorbed dose up to 260 mSv y^{-1} ⁽¹²⁾. Studies

conducted in the semiarid region of the state of Rio Grande do Norte, Northeastern Brazil, using computer codes, have analyzed the potential public dose, in a future installation of a phosphoric acid production plant for fertilizers, and found an estimated value of 2.8 mSv y^{-1} ⁽⁹⁾. A phosphate sedimentary rock region, associated with uranium ore, is located from the coast of the state of Pernambuco to the border of Paraíba with Rio Grande do Norte, northeast of Brazil. It has an extension of ~150 km with an average width of 4 km. The thickness of the deposits ranges from decimeters up to ~4 m. The highest uranium concentration layer was at an average depth of 6 m, with a mean concentration ranging from 150 to 200 $\mu\text{g/g}$ of U_3O_8 , depending on the investigated deposit, being among the highest concentrations found in this type of ore when compared to other world occurrences⁽¹³⁾. With the evident anthropic changes due the demographic expansion, the region with uranium concentrations in the range of 10–530 $\mu\text{g/g}$ of U_3O_8 in phosphate samples^(14, 15) is currently inhabited, and considering that most of the area's ore will not be extracted due to the advancement of housing developments, it was observed the need for new comparative and complementary studies of this area, aiming to establish an *in situ* radiometric monitoring of the region after the occupation to assess the degree of exposure of the local population.

In this study, four cities located in the northern area of the Metropolitan Region of Recife (Região

Dosimetria externa em minas de caulim na região do Seridó do Nordeste do Brasil

(External dosimetry in kaolin mines in the Seridó region of Northeast Brazil)

I. C. G. Spacov*, A. N. C. da Silva**, R. dos S. Amaral, J. A. dos Santos Jr., J. D. Bezerra, E. E. N. de Araújo, M. C. A. Costa

Grupo de Radioecologia, Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares,

Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco,

Av. Prof. Luiz Freire 1000, Recife, PE, Brasil 50740-540

*isabelspacov@gmail.com, **ary_casado@yahoo.com.br

Resumo

A atividade mineradora pode apresentar potenciais riscos radiológicos em decorrência da presença de radionuclídeos primordiais associados aos minérios explorados. No nordeste brasileiro, as mineradoras de caulim estão estabelecidas principalmente na região da Província Pegmatítica Borborema-Seridó localizada entre os estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte. O minério da caulinita traz agregado materiais formados por elementos das séries do U-238 e Th-232, além do K-40. A presença desses radioisótopos naturais pode conferir elevados níveis de radiação ionizante associados ao material extraído das minas. A UNSCEAR divulga a dose efetiva média mundial de exposição às fontes naturais de radiação como 2,42 mSv.a⁻¹. Estudos nacionais e internacionais demonstraram que a atividade radioativa do caulim pode exceder os valores médios mundiais. Este estudo objetivou o mapeamento radiométrico das áreas de exploração do caulim na região do Seridó devido à proximidade com jazidas de urânio. Foi utilizado um detector cintilador de NaI (TI) para realizar as medições de taxa de dose efetiva nas proximidades de quatro minas da região e foram obtidos valores que variaram entre 1,37 a 2,94 mSv.a⁻¹. Os resultados obtidos sugerem a necessidade de uma abordagem mais profunda como a obtenção de amostras de solo e rocha para outras análises.

Palavras-chave: radiação ionizante; mapeamento radiométrico, radionuclídeos naturais.

Abstract

The mining activity may have potential radiological hazards due to the presence of primordial radionuclides associated with the exploited ore. In northeastern of Brazil, kaolin mining companies are mainly located in the region of Borborema-Seridó Pegmatitic Province located between the states of Paraíba and Rio Grande do Norte. The kaolinite ore brings aggregate materials formed by elements belonging to the series of U-238 and Th-232, beyond K-40. The presence of these natural radioisotopes can confer high levels of ionizing radiation associated with the material extracted from the mines. The UNSCEAR reports the global average effective dose of exposure to natural sources radiation as 2.42 mSv.y⁻¹. National and international studies have shown that the activity of kaolin may exceed the global averages. This study aimed the radiometric mapping of kaolin exploration areas in the Seridó region due to its proximity to uranium deposits. A scintillator detector of NaI (TI) was used to perform effective dose rate measurements in the vicinity of four mines in the region, and values that ranged from 1.37 to 2.94 mSv.y⁻¹ were obtained. The results suggest a need for a deeper approach such as obtaining soil and rock samples for more analyzes.

Keywords: ionizing radiation, radiometric mapping, natural radionuclides.

INTRODUÇÃO

Estudos relacionados à radiação ionizante natural de fundo são classificados como de grande importância científica, pois essa classe de radiação representa a maior fonte da exposição para o ser humano [1]. Apesar de todos os estudos realizados, ainda existem muitas dúvidas sobre os efeitos biológicos das baixas doses de radiação. As altas doses produzem efeitos prejudiciais bem definidos sobre o ser humano, porém ocorrem apenas em situações de exposição extremas acidentais, normalmente relacionadas

aos radionuclídeos artificiais. Existem muitas lacunas em relação aos riscos à exposição de baixa dose, que ocorre em situações não relacionadas ao trabalho ou a acidentes e pertinentes aos radionuclídeos naturais [2]. O conceito mais básico de dose de radiação ionizante está relacionado à quantidade de energia depositada em qualquer unidade de massa de tecido ou órgão e é definida como dose absorvida. Esta é uma grandeza física, difícil de ser mensurável e representada no Sistema Internacional (SI) por uma unidade denominada Gray. Diferentes tipos de radiação geram diferentes tipos de efeitos biológicos e, por esse motivo,



Statistical analysis of discrepant radioecological data using Monte Carlo Bootstrap Method

Arykerne Nascimento Casado da Silva¹ · Romilton dos Santos Amaral¹ ·
 José Araújo dos Santos Júnior¹ · José Wilson Vieira^{2,3} · Rômulo Simões Cezar Menezes¹

Received: 21 February 2015 / Published online: 26 May 2015
 © Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary 2015

Abstract This study was developed aiming to apply the Monte Carlo Bootstrap Method in statistical analysis of radioecological data and to obtain appropriate predictors for the population parameters. Only fourteen samples of ^{226}Ra in prickly pear were used. These samples presented ^{226}Ra concentrations ranging from 1.495 to 25.000 Bq kg^{-1} in the dry matter with an arithmetic average of $5.966 \pm 5.903 \text{ Bq kg}^{-1}$. The resampling procedure obtained an average of $6.014 \pm 1.597 \text{ Bq kg}^{-1}$, a value more representative because the outliers did not influence its calculation. Therefore, the method has valid and fundamental application for statistical analysis in radioecology.

Keywords Monte Carlo · Bootstrap · Radioecological data · Resampling

Introduction

Radioecology studies of anomalous areas involve work with samples of biotic and abiotic materials (plants, animals, water, rocks and soil). However, in many cases these materials can be difficult to obtain. This may be a serious challenge, since the analysis of specific activity (concentration in Bq kg^{-1} or Bq L^{-1}) of radionuclides distributed in the environment depends on obtaining these samples [1]. Based on the values of these variables, estimates of levels, natural doses rates and equivalent radium can be obtained. Thus, with this procedure it is possible verify if there is significant transfer of natural radionuclides from the environment to the adjacent [2, 3].

The specific activity is a continuous non-negative variable that represents the decomposition rate of radionuclides by mass or volume unity. The statistical treatment of values of this variable seeks to set a more representative value for the radioisotope distribution surveyed in the environment [4]. However, researchers in this field usually face difficulties to execute a reliable parametric statistical inference due to the unsuitability of sample values to a known model of statistical distribution, since the occurrence of natural radionuclides in earth's crust may be random [5].

Even using the best sampling technique radioecology researchers depend on obtaining a set of values, which may present intervals with very close data, others with missing data and still others with widely spaced data [6]. Moreover, the operational difficulties often prevent obtaining new samples [2]. Thus, the researcher cannot use a parametric statistic to make a reliable statistical inference.

The resample bootstrap technique with Monte Carlo Method, by Efron [7], uses the power of intensive computational simulation and a set of experimental data to

✉ Arykerne Nascimento Casado da Silva
 ary_casado@yahoo.com.br

Romilton dos Santos Amaral
 romilton@ufpe.br

José Araújo dos Santos Júnior
 jaraujo@ufpe.br

José Wilson Vieira
 jose.wilson59@uol.com.br

Rômulo Simões Cezar Menezes
 rmenezes@ufpe.br

¹ Department of Nuclear Energy, Federal University of Pernambuco, Av. Prof. Luiz Freire, 1000, Cidade Universitária, Recife, Pernambuco 50740-540, Brazil

² Federal Education Science and Technology Institute of Pernambuco, Av. Prof. Luiz Freire, 500, Cidade Universitária, Recife, Pernambuco 50740-540, Brazil

³ Polytechnical School of Pernambuco, University of Pernambuco, Rua Benfica, 455, Benfica, Recife, Pernambuco 50720-001, Brazil