

POTABILIDADE RADIOLÓGICA NO USO DE ÁGUA NÃO TRATADA PARA
CONSUMO HUMANO EM ÁREA DE ANOMALIA URANÍFERA

Wagner de Souza Pereira

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Nuclear, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Nuclear.

Orientador Ademir Xavier da Silva

Rio de Janeiro
Dezembro de 2024

POTABILIDADE RADIOLÓGICA NO USO DE ÁGUA NÃO TRATADA PARA
CONSUMO HUMANO EM ÁREA DE ANOMALIA URANÍFERA

Wagner de Souza Pereira

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM ENGENHARIA NUCLEAR.

Orientador: Ademir Xavier Da Silva

Aprovada por: Prof. Ademir Xavier da Silva

Prof^a. Inayá Corrêa Barbosa Lima

Prof. Alphonse Germaine Albert Charles Kelecom

Prof. Everaldo Zonta

Prof. Fernando Carlos Araújo Ribeiro

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

DEZEMBRO DE 2024

Pereira, Wagner de Souza

Potabilidade Radiológica no Uso da Água Não Tratada para Consumo Humano em Área de Anomalia Uranífera / Wagner de Souza Pereira. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2024.

XVI, 78 p.: il.; 29,7cm.

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Tese (Doutorado) – UFRJ / COPPE / Programa de Engenharia Nuclear, 2024.

Referências Bibliográficas: p. 73 - 78.

1. Radionuclídeos de ocorrência natural. 2. Ingestão de água. 3. Avaliação da dose. 4. Life cancer risk, 5. Potabilidade radiológica, 6. Área NORM. I. Silva, Ademir Xavier da. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Nuclear. III. Título.

Citações

Pensem nas crianças mudas, telepáticas

Pensem nas meninas cegas, inexatas

Pensem nas mulheres, rotas alteradas

Pensem nas feridas como rosas cálidas

Mas, oh, não se esqueçam da rosa, da rosa

Da rosa de Hiroshima, a rosa hereditária

A rosa radioativa, estúpida e inválida

A rosa com cirrose, a anti-rosa atômica

Sem cor, sem perfume, sem rosa, sem nada

Vinicius de Moraes

Sete vezes caio,

Oito vezes me levanto

Ditado chinês

DEDICATÓRIA

A minha mãe Teresinha, falecida durante a redação deste trabalho, amor eterno;
A minha filha Juliana, que do seu jeito, sempre deu a maior força; e
A minha esposa Hilda que, sem o suporte este trabalho seria impossível, dedico meu amor.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a minha família pelo apoio;

Ao meu orientador, Dr. Ademir Xavier da Silva, pela amizade e ensinamentos;

Ao meu amigo Dr. Alphonse Kelecom, pela amizade e ensinamentos;

Ao meu amigo M.Sc. e supervisor de radioproteção, Delcy de Azevedo Py Júnior, falecido durante este trabalho, grato pelos ensinamentos;

Aos Drs. José Marques Lopes e Alessander Sá do Carmo, pelas infindáveis discussões;

Aos companheiros de curso: Emanuele Lazaretti de Cordoba Campelo, Wilson Seraine, Maxime-Charles Pierre; e Samuel Pelegrinelli, pela boa convivência;

Aos funcionários do programa de Engenharia Nuclear (PEN), pela boa vontade demonstrada durante o curso de doutoramento;

Aos professores do PEN que, durante essa caminhada, cooperaram para meu crescimento profissional; e

Aos componentes da banca examinadora que se dispuseram avaliar esse trabalho. De antemão agradeço por aceitar o convite e pelas contribuições.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

POTABILIDADE RADIOLÓGICA NO USO DE ÁGUA NÃO TRATADA PARA CONSUMO HUMANO EM ÁREA DE ANOMALIA URANÍFERA

Wagner de Souza Pereira

Dezembro/2024

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Programa: Engenharia Nuclear

O acesso à água potável é essencial para a saúde humana, sendo um direito humano fundamental. Santa Quitéria é um município do estado do Ceará localizado, na região Nordeste do Brasil, caracterizada por clima semiárido e recursos hídricos limitados, que tem dificuldades em garantir a disponibilidade de água potável para sua população. Neste município está prevista a prática de mineração de fosfato com urânio associado. Este estudo tem como objetivo investigar a qualidade radiológica das águas superficiais utilizadas em Santa Quitéria para consumo humano e animal, com foco nos radionuclídeos naturais de meia vida longa das séries do urânio e do tório. Amostras de água foram coletadas em seis diferentes pontos da região durante um período de 25 meses consecutivos, e as concentrações de atividade dos radionuclídeos U_{nat} , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th e ^{228}Ra foram determinadas. Os radionuclídeos U_{nat} e ^{232}Th foram analisados por análise espectrofotométrica. A separação seletiva e a contagem de alfa total (^{226}Ra) e beta total (^{228}Ra e ^{210}Pb) foi usada. Os dados foram submetidos à análise estatística, univariada e multivariada, para compreender a variabilidade na distribuição dos radionuclídeos e seus impactos. As concentrações de atividade médias, juntamente com sua variabilidade, foram determinadas para cada ponto de amostragem. As taxas de dose resultantes da ingestão de radionuclídeos foram calculadas e foram feitas comparações com limites e restrições de dose estabelecidas por diversas organizações, ficando dentro dos limites. Além disso, foram avaliados os riscos de morbidade e mortalidade associados à ingestão de radionuclídeos. O presente estudo mostrou ser desnecessário o processo de otimização. Além disso, os riscos de morbidade e mortalidade para todos os pontos estavam abaixo dos valores de limite para agir.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

RADIOLOGICAL POTABILITY IN THE USE OF UNTREATED WATER FOR
HUMAN CONSUMPTION IN A URANIFEROUS ANOMALY ÁREA

Wagner de Souza Pereira

December/2024

Advisor: Ademir Xavier da Silva

Department: Nuclear Engineering

Access to drinking water is essential for human health and is a fundamental human right. The city of Santa Quitéria is a municipality located in the Northeast region of Brazil, characterized by a semi-arid climate and limited water resources, which has difficulties in guaranteeing the availability of drinking water for its population. This study aims to investigate the radiological quality of surface waters used in Santa Quitéria for human consumption and animal hydration, focusing on long half-life natural radionuclides from the uranium and thorium series. Water samples were collected at six different points in the region over a period of 25 consecutive months, and the activity concentrations of the radionuclides U_{nat} , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th and ^{228}Ra determined. U_{nat} and ^{232}Th were analyzed by spectrophotometric analysis. Selective separation and counting of total alpha (^{226}Ra) and total beta (^{228}Ra and ^{210}Pb) were used. The data was subjected to statistical analysis, univariate and multivariate, to understand the variability in the distribution of radionuclides and their impacts. Mean activity concentrations, along with their variability, were determined for each sampling point. The dose rates resulting from the ingestion of radionuclides were calculated and comparisons were made with dose limits and restrictions established by various organizations, remaining within the limits. Furthermore, the risks of morbidity and mortality associated with the ingestion of radionuclides were assessed. The present study showed that the optimization process is unnecessary. Furthermore, the morbidity and mortality risks for all points were below the threshold values for action.

Sumário

CITAÇÕES	iv
DEDICATÓRIA	v
AGRADECIMENTOS	vi
SUMÁRIO	ix
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE TABELAS	xiv
LISTA DE EQUAÇÕES	xvi
CAPÍTULO 1	1
1.1.CONSIDERAÇÕES GERAIS	1
1.2.OBJETIVO GERAL	3
1.3.OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
CAPÍTULO 2	5
2.1. RADIOATIVIDADE	5
2.2. UNIDADES UTILIZADAS NA RADIOPROTEÇÃO	16
<i>2.2.1. Atividade</i>	17
<i>2.2.2. Fluência</i>	18
<i>2.2.3. Exposição</i>	18
<i>2.2.4. Dose</i>	18
<i>2.2.4.1. Dose absorvida</i>	19
<i>2.2.4.1.1. Dose absorvida comprometida</i>	19
<i>2.2.4.2. Dose equivalente</i>	19
<i>2.2.4.2.1. Dose equivalente comprometida</i>	20
<i>2.2.4.3. Dose efetiva</i>	20
<i>2.2.4.3.1. Dose efetiva comprometida</i>	20

2.2.4.4. Dose coletiva	21
2.2.5. Risco de câncer ao longo da vida	21
2.3. EFEITOS BIOLÓGICOS DA RADIAÇÃO	22
CAPÍTULO 3	31
3.1. POTABILIDADE RADIOLÓGICA DA ÁGUA	31
3.1.1. Visão da Organização das Nações Unidas (ONU)	31
3.1.2. Visão da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA)	34
3.1.3. Visão da Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP)	40
3.1.4. Visão da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA)	42
3.1.5. Visão da Comissão de Regulamentação Nuclear dos Estados Unidos (USNRC)	43
3.1.6. Visão da União Européia (EU)	43
3.1.7. Visão da Organização Mundial de Saúde (WHO)	43
3.1.8. Visão do Ministério da Saúde	47
3.1.9. Visão do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA)	47
3.1.10. Visão da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN)	48
CAPÍTULO 4	51
4.1. MATERIAIS E MÉTODOS	51
4.1.1. Área de Amostragem	51
4.1.2. Coleta e Preparação de Amostras	51
4.2. ANÁLISES DOS RADIONUCLÍDEOS	52
4.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA	53
4.3.1. Estatística Univariada	53
4.3.2. Estatística Multivariada	54
4.4. RISCO QUÍMICO	55

4.5. TAXA DE DOSE	56
4.6. RISCO DE MORTALIDADE E MORBIDADE	57
CAPÍTULO 5	58
5.1. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
<i>5.1.1. Estatística Univariada para as Concentrações de Atividade</i>	58
<i>5.1.2. Análise Comparativa da Concentração de Atividade dos Radionuclídeos</i>	58
<i>5.1.3. Análise Comparativa da Concentração de Atividade dos Radionuclídeos da Série do Tório</i>	60
<i>5.1.4. Aplicação de Estatísticas Multivariadas às Concentrações de Atividade da Fração Total</i>	60
<i>5.1.5. Análise Univariada da Concentração de Atividade da Fração Total por Ponto de Amostragem</i>	62
<i>5.1.6. Análise da Taxa de Dose em Pontos de Amostragem</i>	63
<i>5.1.7. Análise da Taxa de Dose em Todos os Pontos de Amostragem</i>	65
<i>5.1.8. Exame dos Valores Máximos Mensais Anualizados</i>	66
<i>5.1.9. Insights da Análise de Cluster e Análise Fatorial</i>	68
<i>5.1.10. Excesso de Risco de Câncer ao Longo da Vida</i>	68
<i>5.1.11. Toxidade Química do Urânio</i>	70
CAPÍTULO 6	71
6.1. CONCLUSÕES	71
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

Lista de Figuras

Figura 1. Representação esquemática da série do ^{238}U . Fonte: autor	7
Figura 2. Representação esquemática da série do ^{232}Th . Fonte: autor	9
Figura 3. Representação esquemática da série do ^{235}U . Fonte: autor	11
Figura 4. Representação esquemática da série do ^{237}Np . Fonte: autor	13
Figura 5. Relação entre fonte de radiação e os tipos de dose, adap.de Tauhata et al. (2006) pelo autor.	17
Figura 6. Diagrama dos efeitos biológicos diretos e indiretos da radiação (Pereira, 2010).	23
Figura 7. Gênese dos efeitos biológicos, seg. (Métiver, 2006), com adaptações de Pereira (2010).	26
Figura 8. Tempo de latência do aparecimento de neoplasia nos sobreviventes do bombardeio de Hiroshima e Nagasaki, seg. (Métiver, 2006), com adaptações de Pereira (2010).	28
Figura 9. Os 17 símbolos do desenvolvimento sustentável, sendo a água o símbolo 6. (ONU, 2024).	32
Figura 10. A estrutura da série de padrões de segurança da IAEA (2014)	34
Figura 11. Fluxograma de tomada de decisão sobre os aspectos radiológicos em água, com alterações do autor.	50
Figura 12. Localização dos pontos de coleta na região de Santa Quitéria; Coleta realizada em leito de riachos e um açude. Fonte: o autor.	52
Figura 13. <i>Boxplot</i> dos valores de CA da fração total, independente do ponto de amostragem.	59

Figura 14. Representação gráfica dos dois eixos principais da análise fatorial para os radionuclídeos, independente dos pontos de coleta.	61
Figura 15. Dendrograma para os radionuclídeos estudados, independente dos pontos de coleta.	61
Figura 16. <i>Boxplots</i> das concentrações de atividade dos radionuclídeos por ponto de amostragem.	62
Figura 17. <i>Boxplot</i> dos valores de taxa de dose devido à ingestão de águas superficiais nos seis pontos amostrados, os * são os valores de <i>outliers</i> .	64
Figura 18. Dendrograma da taxa de dose devido à ingestão de água nos seis pontos de amostragem.	67
Figura 19. Análise fatorial da taxa de dose nos pontos amostrados.	68
Figura 20. Mortalidade e morbidade devido à ingestão de água contendo radionuclídeos naturais nos pontos estudados.	69
Figura 21. Mortalidade e morbidade devido à ingestão de água devido aos radionuclídeos analisados.	69
Figura 22. Valores médios de CA do U_{nat} e limite da USEPA nos pontos amostrados.	70

Lista de Tabelas

Tabela 1. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{238}U com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios-X, elétrons de conversão e, elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor.	8
Tabela 2. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{232}Th com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios-X, elétrons de conversão, e elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor.	10
Tabela 3. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{235}U com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios X, elétrons de conversão, e elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor.	12
Tabela 4. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{237}Np com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios-X, elétrons de conversão, e elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor.	14
Tabela 5. Radionuclídeos primordiais, seg. (Klement, 1982), com adaptações do autor.	15
Tabela 6. Radionuclídeos cosmogênicos mais importantes, seg (Klement, 1982), com adaptações do autor.	15
Tabela 7. Taxa de dose efetiva comprometida ao qual o ser humano está submetido, segundo (IAEA, 2010), com adaptação do autor.	16
Tabela 8. Sumário das unidades de SI e unidade atuais e fatores de conversão.	21
Tabela 9. Valores de aproximações sucessivas para tomada de decisão sobre a potabilidade radiológica indicado pela WHO (WHO, 2022).	44
Tabela 10. Fator de conversão de atividade em dose (DoCo) e Guidance Level (GL, nível de referência, para radionuclídeos antrôpicos) (WHO, 2022).	45
Tabela 11. Localização geográfica dos pontos de coletas em coordenadas em coordenadas "UTM" (zone 24, hemisfério sul).	51
Tabela 12. Coeficiente de conversão do radionuclídeo (DoCo) para Indivíduo do Público (IP).	56
Tabela 13. Fator de inclinação da reta (LNT) para risco de mortalidade e morbidade.	57

Tabela 14. Valores médios da fração total. Desvios padrão, valores mínimos e máximos e número de amostras de CA ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) para os radionuclídeos analisados, independentemente do ponto de amostragem.	58
Tabela 15. Valores médios das CA da fração total e seus respectivos desvios padrão ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) para os seis pontos amostrais.	62
Tabela 16. Sumário dos resultados obtidos pela ANOVA e teste de Tukey.	63
Tabela 17. Valores médios das taxas de dose e seus respectivos desvios padrão, valores mínimos e máximos, restrição de dose (RD) e número de amostras analisadas.	64
Tabela 18. Teste de Tukey ao ordenamento das taxas de dose segundo suas magnitudes. Os pontos sombreados possuem médias consideradas iguais.	67

Lista de Equações

Equação 1	46
Equação 2	46
Equação 3	55
Equação 4	56
Equação 5	57

CAPÍTULO 1

1.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

A vida surgiu, evoluiu e se mantém em um ambiente constantemente irradiado. A exposição à radiação ionizante natural terrestre proveniente das rochas e solo, dos meios hídricos e, do ar proveniente da exalação do radônio do solo e, ressuspensão de material particulado. Além, destes, temos os radionuclídeos produzidos pela interação da radiação cósmica com átomos estáveis presente na atmosfera e a própria radiação cósmica e da própria radiação cósmica (IAEA, 2004; Pereira, 2010; Odum, 1953; 1985; Odum et al, 2007; Dajoz, 1983, Margalef, 1982; Begon et al, 2008 e Townsend et al, 2008).

Atualmente, a exposição natural vem acrescida dos radionuclídeos produzidos pelo homem – antropogênicos. Esses radionuclídeos antropogênicos, são produzidos pelo homem para atividades industriais como a geração de energia, aplicações industriais, bélicas, médicas, etc.

A interação de radiação ionizante (RI - radiação com energia suficiente para quebrar as ligações químicas ou retirar elétrons de átomos) é iminentemente probabilística (ICRP, 2007). Se resume a um íon ou um fóton tentando acertar uma ligação química num espaço cheio de nada.

Feito o contato radiação-célula três caminhos podem ser seguidos: a célula morre; o sistema de reparo celular identifica o erro e, a retirada do ciclo celular; ou o dano na célula é recuperado. Às vezes, essa recuperação não é perfeita, gerando mutações, podendo gerar um novo fenótipo. A acumulação de indivíduos com essa mutação (representada por este novo fenótipo) pode responder à pressão seletiva de forma diferente das respostas dos organismos originais e criar mecanismos de reprodução diferentes do grupo original, gerando o processo de especiação, isto é; formando uma nova espécie (IAEA, 2004; Pereira, 2010; Odum, 1953; Odum, 1985; Odum et al, 2007; Dajoz, 1983, Margalef, 1982; Begon et al, 2008 e Townsend et al, 2008).

Existem controvérsias se a radiação foi um dos fatores que influenciam o processo evolutivo, mas é possível que a habilidade de reparar os danos causados pela radiação tenha sido um fator preponderante no processo evolutivo (IAEA, 2004).

Quando a morte de células se torna importante pelo número de células impactadas, pode haver perda de função de um tecido, órgão ou organismo. Nesta situação, o organismo pode sofrer a síndrome aguda da radiação (SAR) ou efeitos estocásticos. No caso de SAR, necessitando de tratamento médico e, dependendo do caso, evolui à morte do organismo e, dependendo da quantidade de organismos afetados, causa alterações na dinâmica populacional, afetando o ecossistema (IAEA, 2014; ICRP, 2007 e Pereira, 2010).

Os radionuclídeos têm mobilidade no ambiente. Uma fonte de mobilidade é a solubilidade em água na sua fase solúvel e associada ao material particulado presente nesta água. Outro termo-fonte são os gases dissolvidos na atmosfera ou radionuclídeos unidos ao material particulado no ar. Essa solubilidade pode servir para dar acesso à ingestão e/ou inalação do radionuclídeo pelo ser humano e pelos animais. As plantas padecem do mesmo processo de contato, translocando radionuclídeos do solo para sua composição química e abrindo entrada para exposição dos animais via cadeia alimentar, complementada pela ingestão de água. A bem da verdade, todos os seres vivos estão expostos aos radionuclídeos, tanto pelo radionuclídeo presente no local, como o aporte aquático e aéreo, além da radiação cósmica (IAEA, 2002; 2004; 2005; 2016; 2018; ICRP, 1977; 1979; 1991; 2007 e Pereira, 2010).

A radiação ionizante não é o único estressor ambiental capaz de gerar efeitos negativos no organismo. O organismo no seu meio ambiente está sujeito a vários estressores, físicos, químicos e biológicos. Essas interações são complexas e, por serem muitas, de características diferentes e de diferentes intensidades, são caóticas por natureza. Como resultante desse estresse, a composição do número relativo de indivíduos varia no espaço e no tempo, flutuando a quantidade, proporção macho-fêmea, pirâmide etária, etc. alterando os ecossistemas na sua parte biológica (IAEA, 2004 e Pereira, 2010).

O estresse antrópico, fábricas, transporte, cultivos agrícolas, mineração, além de outros, empreendimentos realizados no meio ambiente pelo homem, possui características diferentes da escala do acontecimento natural, assim como a magnitude e consequências que ocorrem naturalmente. Geralmente, as ações antrópicas são mais intensas, e que podem incluir elementos exóticos, atuam em áreas com maiores concentrações e criam meios alternativos de mobilização dos radionuclídeos (Pereira, 2010).

O impacto causado pela RI tem mecanismos razoavelmente conhecidos, sobressaindo dos caóticos efeitos dos estressores ambientais. Os riscos associados à exposição a RI podem,

com certa facilidade, ser avaliados e quantificados. Parte dos seus efeitos pode ser avaliado com certa segurança (efeito probabilístico), com um modelo probabilístico de característica linear na relação entre a dose e o efeito biológico (*Linear-No-Threshold – LNT*). Outras abordagens, como a hormese, onde o modelo indica que as pequenas doses aumentam a resistência a radiações futuras, têm menos evidências. Outra gama de efeitos tem um limiar para acontecimento sendo esperado seu surgimento de efeito determinístico (ICRP, 1991 e 2007).

O primeiro objetivo da proteção contra a radiação ionizante (radioproteção) é evitar o efeito determinístico e a redução do efeito probabilístico, reduzindo a dose recebida pelo organismo, não havendo limiar seguro a ser traçado. O LNT tem sido questionado, mas não existe comprovação prática para sua negação, apenas questões teóricas, que não apresentam uma aproximação melhor, que possa ser usada de forma preditiva e aplicada na proteção à RI. Neste caso, o LNT se mantém como robustamente defensável e é mundialmente utilizado (ICRP, 1991; 2007; IAEA, 2014; CNEN, 2014 e Pereira, 2010).

1.2. OBJETIVO GERAL

Gerar embasamento teórico sobre RI para o entendimento de suas implicações biológicas e aplicar o conceito de exposição a radionuclídeos, risco de câncer dos radionuclídeos e risco químico do urânio em casos reais de ingestão de água contendo radionuclídeos naturais pela população humana em uma região semiárida brasileira na zona de influência de uma jazida de fosfato, com urânio associado (área *Naturally Occurring Radioactive Material – NORM*)]. Esta área está em fase de comissionamento para uma futura mina de fosfato com urânio associado, utilizando como critério avaliador, as recomendações internacionais e as normas brasileiras de potabilidade radiológica.

1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Discorrer sobre a legislação de potabilidade radiológica da água;
- Avaliar a potabilidade radiológica devido à ingestão de água não tratada;
- Avaliar o risco de câncer, devido à ingestão da água não tratada; e
- Avaliar o risco químico do urânio devido à ingestão de água sem tratamento.

CAPÍTULO 2

2.1. RADIOATIVIDADE

A radioatividade é um fenômeno natural que existe desde antes da origem da vida, sendo um processo natural e que compõem os ecossistemas. A vida está adaptada a essa radiação que é considerada pela Agência Internacional de Energia Atômica - IAEA, sigla em inglês - como um estressor físico. A exposição à radiação variou consideravelmente durante a evolução da vida. Essa radiação é proveniente dos raios cósmicos e dos radionuclídeos naturais e nas últimas décadas da radiação antropogênica (IAEA, 2004 e Pereira, 2010).

Os raios cósmicos bombardeiam constantemente a superfície da terra, proveniente do espaço. A latitude, a longitude e a altitude em que ocorre a medida influenciam a medida. Variando a latitude do Alasca para Flórida, mantendo-se a altitude constante, no nível do mar, provoca uma variação de 45 para 30 mrem·a⁻¹. Mantendo-se a latitude constante, em 45° N e variando-se a altitude de nível do mar para 8.000 pés de altitude, a taxa de dose de passa de 40 para 200 mrem·a⁻¹ (Klement, 1982; Rochedo et al, 2019 e Pereira, 2010).

Townsend e colaboradores (2008) apontam a radiação de fundo (radiação existente no ambiente - *background*) como desigualmente distribuída nos ecossistemas terrestres. Esses mesmos autores apontam a radiação natural e artificial como estando presentes em proporções bastante semelhantes na contribuição da dose nos organismos.

A radioatividade tem diferentes origens: os radionuclídeos primordiais, os raios cósmicos e os radionuclídeos gerados pela interação dos raios cósmicos com os átomos presentes na atmosfera (radionuclídeos cosmogênicos). A estes se juntam os radionuclídeos antropogênicos. Os primordiais surgiram junto à formação da Terra. Os raios cósmicos são gerados na origem do universo, nas explosões das estrelas e outros eventos estelares, e a radiação antropogênica é gerada pela ação humana (UNSCEAR, 2000).

Dos radionuclídeos primordiais, quatro de massa atômica alta geram uma cadeia de decaimento dando origem a uma série de radionuclídeos. E, esses radionuclídeos, por possuírem meia-vida compatível com o tempo de existência da Terra, ainda possuem representantes nos dias de hoje, representados por: ²³⁸U, ²³⁵U, ²³²Th e ²⁴¹Pu. As séries de importância radioecológica podem ser visualizadas nas Figuras 1 - 4. Na Figura 1, pode

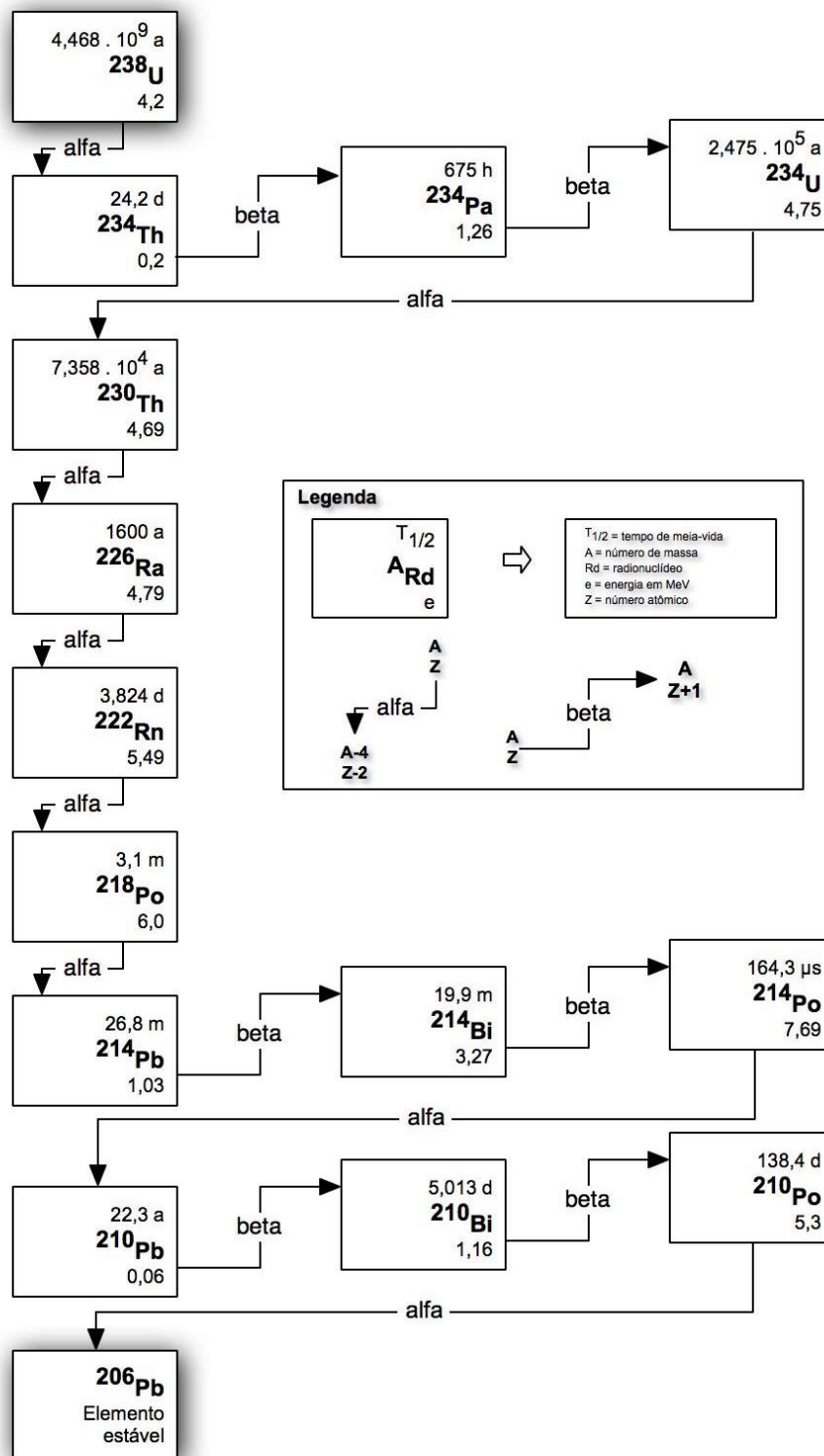
ser visualizada a série do urânio (iniciada com o ^{238}U). Na Figura 2, tem-se a série do tório (iniciada com o ^{232}Th). Já na Figura 3 pode ser visualizada a série do actínio (nome histórico dado à série iniciada com o ^{235}U) e, por fim, a Figura 4 mostra o esquema simplificado da série do ^{241}Pu , chamada de série do neptúnio (série na qual o primeiro radionuclídeo de meia vida longa é o ^{237}Np). Essas visualizações são baseadas em simplificações do esquema de transmutação dos radionuclídeos.

As Tabelas 1 - 4 demonstram características radiológicas das séries com mais detalhes. A Tabela 1 contém os dados dos radionuclídeos da série do ^{238}U . A Tabela 2, os dados da série do ^{232}Th . A Tabela 3, os dados da série do ^{235}U . Por fim, a série do ^{241}Pu tem seus dados apresentados na Tabela 4.

Outra classe de radionuclídeos primordiais, de baixa massa atômica, apresenta uma característica que os diferencia dos radionuclídeos de alta massa atômica: não formam série radioativa, mas são importantes na composição das exposições a radionuclídeos naturais. Os principais radionuclídeos naturais e suas características radiológicas estão descritas na Tabela 5. Na Tabela 6, estão descritos os principais radionuclídeos cosmogênicos de relevância radioecológica (Klement, 1982).

Hoje em dia, a radiação de fundo é menor do que era quando a vida surgiu, parte por conta do decaimento da atividade dos radionuclídeos naturais, parte por conta da blindagem que a camada de ozônio exerce nos raios cósmicos na atualidade. Essa camada é tão importante que Margalef (1982) aponta a sua existência como um dos fatores que propiciaram a saída da vida do ambiente aquático, mais protegido da radiação cósmica, para o ambiente terrestre. A proteção exercida pelo ambiente aquático também é citada por Begon e colaboradores (2008). Essa visão é corroborada pela IAEA (2004 e 2010) e por Pereira (2010).

A tecnologia humana permitiu a criação de outra classe de radionuclídeos, os chamados radionuclídeos antropogênicos (radionuclídeos artificiais). Essa classe de radionuclídeos é produzida pelo homem, principalmente em reatores nucleares, mas não só neles. Essa nova classe de radionuclídeo vem se somar à radiação de fundo na exposição da vida à radiação. Todas essas fontes de exposição submetem o ser humano a uma taxa de dose efetiva comprometida que foi estimada pela UNSCEAR (2000) e corroborada pela IAEA (2010) e pode ser visualizada na Tabela 7.

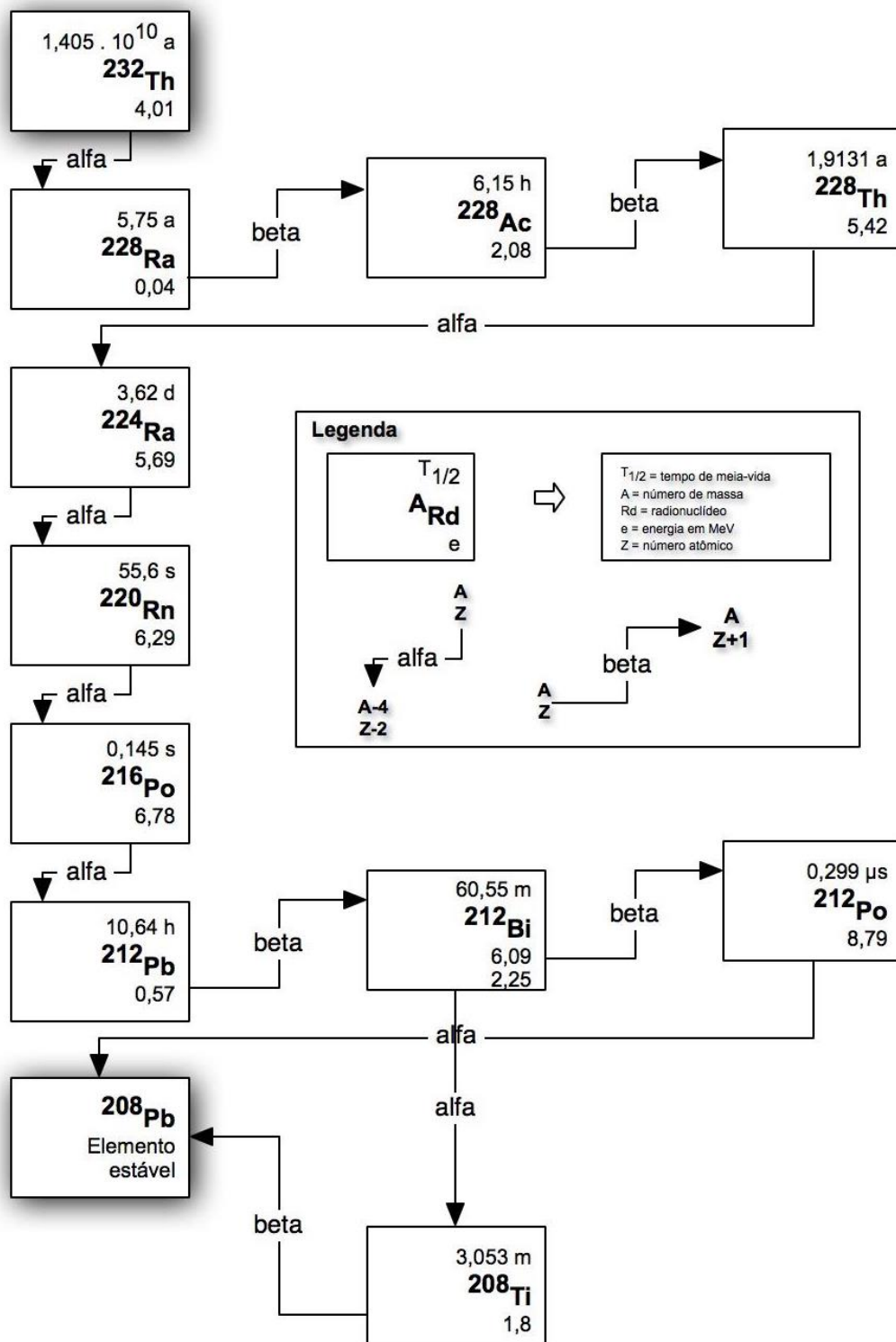


Fonte: (Pinto, 2016).
 Figura 1. Representação esquemática da série do ^{238}U

Tabela 1. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{238}U com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios X, elétrons de conversão e elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor

Radionuclídeo	Meia-vida	Alfa		Beta		Gama	
		E (MeV)	Y _i (%)	E (MeV)	Y _i (%)	E (KeV)	Y _i (%)
$^{238}_{92}\text{U}$	4,468 10 ⁹ a	4,15 4,20	21 79				
$^{234}_{90}\text{Th}$	24 d			0,08 0,1 0,1 0,2	2,9 7,6 19,2 70,3	63,3 92,4 92,8	4,8 2,8 2,8
$^{234m}_{91}\text{Pa}$	1,17 m			2,27	98,2	766 1.001	0,3 0,84
$^{234}_{91}\text{Pa}$	6,75 h			22 β ≠ E _{Méd.} = 0,224 E _{Máx.} = 1,260		1,313 1,527	18 5,97
$^{234}_{92}\text{U}$	2,457 10 ⁵ a	4,72 4,78	28,4 71,4				
$^{230}_{90}\text{Th}$	7,538 10 ⁴ a	4,62 4,69	23,4 76,3				
$^{226}_{88}\text{Ra}$	1,600 10 ³ a	4,6 4,79	5,55 94,5			186,2	3,6
$^{222}_{86}\text{Rn}$	3,8235 d	5,49	99,9			510	0,08
$^{218}_{84}\text{Po}$	3,11 m	6,00	100				
$^{214}_{82}\text{Pb}$	26,8 m			0,19 0,68 0,74 1,03	2,35 46,0 40,5 9,3	53,2 242 295,2 351,9	1,11 7,5 18,5 35,8
$^{214}_{83}\text{Bi}$	19,9 m			0,79 0,83 1,16 1,26 1,26 1,28 1,38 1,43 1,51 1,55 1,73 1,9 3,27	1,45 2,74 4,14 2,9 1,66 1,38 1,59 8,26 16,9 17,5 3,05 7,18 19,9	609,3 768,4 934,1 1.120,3 1.238,1 1.377,7 1.408,9 1.729,6 1.764,5 2.204,2 2.447,9	44,8 4,8 3,03 14,8 5,86 3,92 2,8 2,88 15,4 4,86 1,5
$^{214}_{84}\text{Po}$	164,3 μs	7,69	99,99			Outras 9 γ	
$^{210}_{82}\text{Pb}^2$	22,3 a			0,02 0,06	84 16	46,5	4,25
$^{210}_{83}\text{Bi}$	5.013 d			1,16	100	1.764,5	15,4
$^{210}_{84}\text{Po}$	138,376 d	5,3	100				
$^{206}_{82}\text{Pb}$	Estável						

a = ano, d = dia, h = hora, m = minutos, s = segundo, E = energia da emissão e Y_j = campo da radiação.



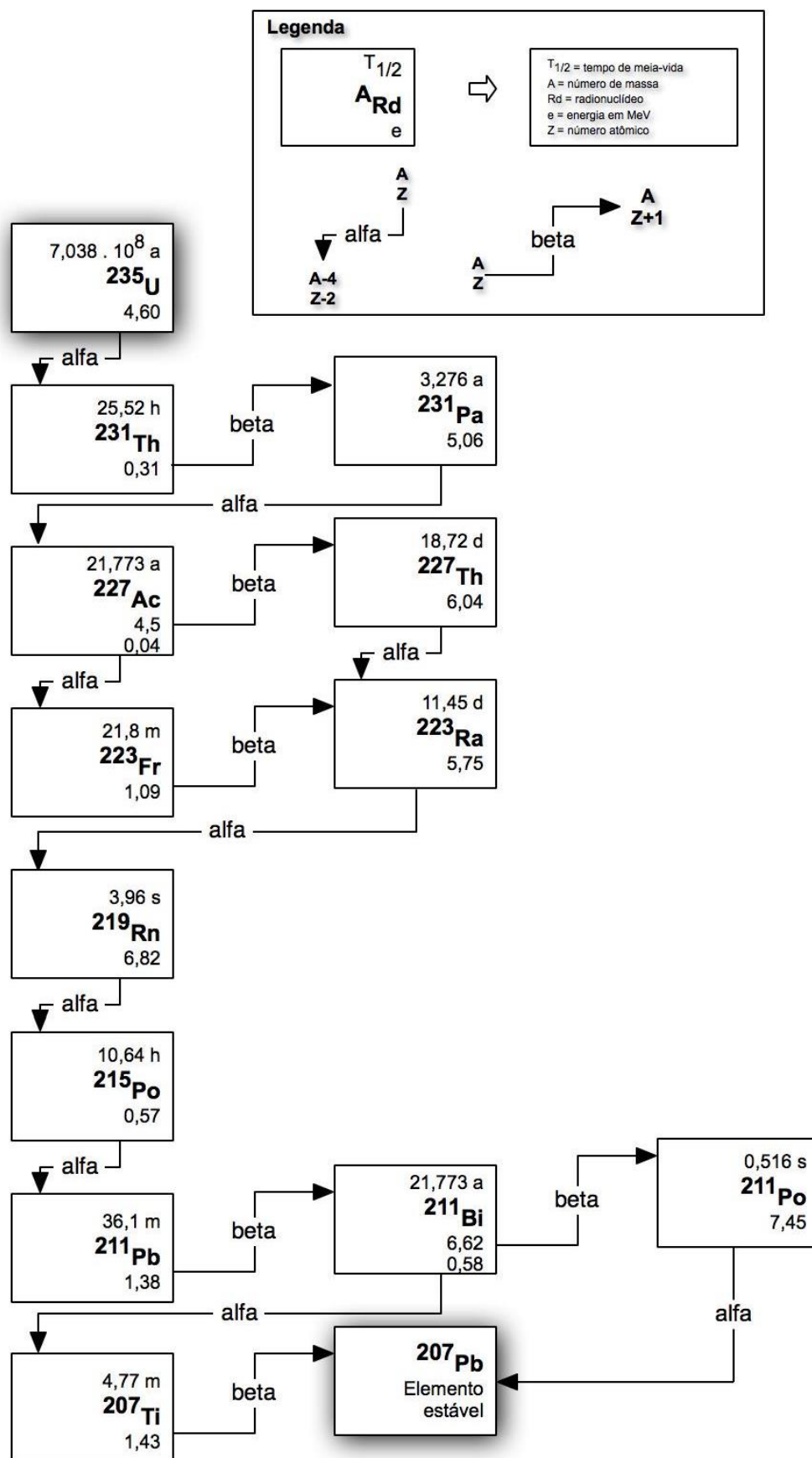
Fonte: (Pinto, 2016).

Figura 2. Representação esquemática da série do ^{232}Th

Tabela 2. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{232}Th com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios X, elétrons de conversão e elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor

Radionuclídeo	Meia-vida	Alfa		Beta		Gama	
		E (MeV)	Y _i (%)	E (MeV)	Y _i (%)	E (KeV)	Y _i (%)
$^{232}_{90}\text{Th}$	14.05 10 ⁹ a	3,95	22,1				
		4,01	77,8				
$^{228}_{88}\text{Ra}$	5,75 a			0,02	40		
				0,04	60		
$^{228}_{89}\text{Ac}$	6,15 h			0,45	2,6	209,3	3,88
				0,50	4,18	270,2	3,43
				0,61	8,1	328,0	2,95
				0,97	3,54	338,3	11,30
				1,02	5,6	463,0	4,44
				1,12	3,0	794,9	4,34
				1,17	31,0	835,7	1,68
				1,75	11,6	911,2	26,60
				2,08	10,0	964,8	5,11
						969,9	16,20
						1.588,0	3,30
$^{228}_{90}\text{Th}$	1,9131 a	5,34	28,2			84,4	1,27
		5,42	71,1				
$^{224}_{88}\text{Ra}$	3,62 d	5,45	5,06			241	3,97
		5,69	94,9				
$^{220}_{86}\text{Ra}$	55,6 s	6,29	99,9				
$^{216}_{84}\text{Po}$	0,145 s	6,78	100				
$^{214}_{82}\text{Pb}$	10,64 h			0,16	5,17	238,6	43,3
				0,34	82,5	300,1	3,28
				0,57	12,3		
$^{212}_{83}\text{Bi}$	60,55 m	6,05	25,13	0,63	1,87	727,3	6,58
		6,09	9,75	0,74	1,43	785,4	1,1
				1,52	4,36	1.621,0	1,49
				2,25	55,9		
$^{212}_{84}\text{Po}$	0,299 μs	8,79	100				
$^{208}_{81}\text{Ti}$	3,053 m			1,03	5,1	277,4	6,3
				1,29	24,5	510,8	22,6
				1,52	21,8	583,2	84,5
				1,80	48,7	763,1	1,8
						860,6	12,4
						2.615	99,2
$^{208}_{82}\text{Pb}$	Estável						

a = ano, d = dia, h = hora, m = minutos, s = segundo, E = energia da emissão e Y_j = campo da radiação.



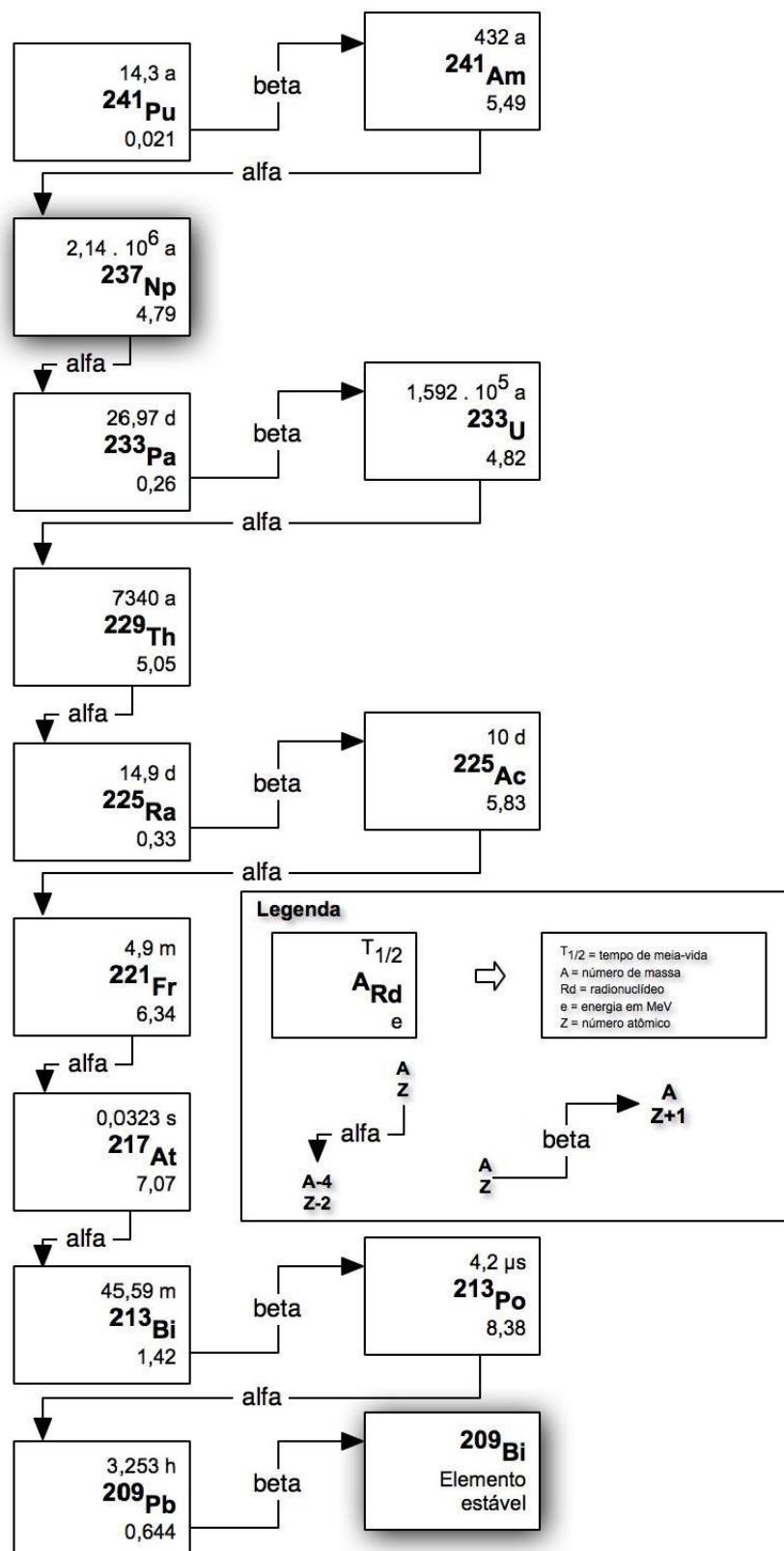
Fonte: (Pinto, 2016)

Figura 3. Representação esquemática da série do ^{235}U

Tabela 3. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{235}U com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios X, elétrons de conversão e elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor

Radionuclídeo	Meia-vida	Alfa		Beta		Gama	
		E (MeV)	Y _i (%)	E (MeV)	Y _i (%)	E (KeV)	Y _i (%)
$^{235}_{92}\text{U}$	703,8 10 ⁶ a	4,2-4,32	11			143,8	11
		4,37	17			163,3	5,1
		4,4	10,9			185,7	57,2
		4,5-4,6	10,9			205,3	5
$^{231}_{90}\text{Th}$	25,52 h			0,21	12,8	25,6	14,5
				0,29	12	84,2	6,6
				0,31	35		
$^{231}_{91}\text{Pa}$	3,276 10 ⁴ a	4,95	22,8			27,4	10,3
		5,01	25,4			283,7	1,7
		5,03	20			300,1	2,5
		5,06	11			330,1	1,4
$^{227}_{89}\text{Ac}$	21,773 a	4,94	0,55	0,22	10		
		4,95	0,66	0,03	35		
				0,04	54		
$^{227}_{90}\text{Th}$	18,72 d	5,76	20,4			50	8
		5,98	23,5			236	12,3
		6,04	24,2			300	1,2
						304	1,2
						330	2,7
$^{223}_{87}\text{Fr}$	21,8 m			0,91	10,1	50	36
				1,07	16	79,7	9,1
				1,09	67	234,9	3
$^{223}_{88}\text{Ra}$	11,435 h	5,43	2,27			144	3,2
		5,54	9,2			154	5,6
		5,61	25,7			269	13,7
		5,72	52,6			324	3,9
		5,75	9,2			338	2,8
$^{219}_{86}\text{Rn}$	3,96 s	6,43	7,5			271	10,8
		6,55	12,9			401,8	6,4
$^{215}_{84}\text{Po}$	1,781 ms	7,39	100				
$^{211}_{82}\text{Pb}$	36,1 m			0,97	1,5	405	3,8
				1,38	91,3	427	1,8
						832	3,5
$^{211}_{83}\text{Bi}$	2,14 m	6,28	16,2	0,58	0,28	351	12,9
		6,62	83,5				
$^{211}_{84}\text{Po}$	0,516 s	7,45	98,9				
$^{207}_{81}\text{Ti}$	4,77 m			1,43	99,7	898	0,26
$^{207}_{82}\text{Pb}$	Estável						

a = ano, d = dia, h = hora, m = minuto, s = segundo, E = energia da emissão e Y_i = campo da radiação.



Fonte: (Pinto, 2016).

Figura 4. Representação esquemática da série do ^{237}Np

Tabela 4. Características radiológicas dos radionuclídeos da série do ^{237}Np com campo de radiação maior que 1 % (não são listados raios X, elétrons de conversão e elétrons Auger), seg. (Martin, 2006), com adaptações do autor

Radionuclídeo	Meia-vida	Alfa		Beta		Gama	
		E (MeV)	Y _j (%)	E (MeV)	Y _j (%)	E (KeV)	Y _j (%)
$^{241}_{94}\text{Pu}$	14,35 a	4,85	0,0003	0,021	~ 100	149	0,0002
		4,90	0,002				
$^{241}_{95}\text{Am}$	432,2 a	5,44	13			26,3	2,4
		5,49	84,5			59,5	35,9
						26,3	2,4
$^{237}_{93}\text{Np}$	2,14 10 ⁶ a	4,64	6,18			29,4	15
		4,766	8			86,5	12,4
		4,771	25				
		4,79	47				
$^{233}_{91}\text{Pa}$	26,97 d			0,16	27,7	300	662
				0,17	16,4	312	38,6
				0,23	40	341	4,47
				0,26	17		
$^{233}_{92}\text{U}$	1,592 10 ⁵ a	4,78	13,2			42,4	0,09
		4,82	84,4			97	0,3
$^{229}_{90}\text{Th}$	7340 a	4,82	9,3			31,5	1,19
		4,84	5,0			86,4	2,57
		4,85	56,2			137	1,18
		4,90	10,2			156	1,19
		4,97	5,97			194	4,41
		4,98	3,17			211	2,80
		5,05	6,6				
$^{225}_{88}\text{Ra}$	14,9 d			0,33	69,5	40	30
				0,37	30,5		
$^{225}_{89}\text{Ac}$	10 d	5,73	8			99,6	0,62
		5,79	18,1			157	0,36
		5,83	50,7			188	0,54
$^{221}_{87}\text{Fr}$	4,9 m	6,13	15,1			219	11,6
		6,34	83,4			411	0,14
$^{217}_{85}\text{At}$	0,0323 s	7,07	100			2,59	0,06
$^{213}_{83}\text{Bi}$	45,59 m	5,87	1,94	0,98	31	293	0,43
		5,55	0,15	1,42	65,9	440	26,1
$^{213}_{84}\text{Po}$	4,2 μs	8,38	100				
$^{209}_{82}\text{Pb}$	3,253 h			0,644	100		
$^{209}_{83}\text{Bi}$							

a = ano, d = dia, h = hora, m = minuto, s = segundo, E = energia da emissão e Y_j = campo da radiação.

Tabela 5. Radionuclídeos primordiais, seg. Klement (1982), com adaptações do autor

Radionuclídeo	Meia vida (anos)	% de abundância isotópica	Emissões ou decaimentos	Energia da emissão (MeV)	Atividade específica (Bqg ⁻¹)
⁴⁰ K	$1,3 \cdot 10^9$	0,0118	β, γ e ce	1,32	$3,07 \cdot 10^{01}$
⁵⁰ V	$6,0 \cdot 10^{-14}$	0,24	β, γ e ce	----	$1,04 \cdot 10^{-03}$
⁸⁷ Rb	$4,7 \cdot 10^{10}$	27,85	β	0,27	$9,25 \cdot 10^{02}$
¹¹⁵ In	$6,0 \cdot 10^{-14}$	95,72	β	0,60	$1,85 \cdot 10^{-01}$
¹³⁸ La	$1,1 \cdot 10^{-11}$	0,09	β, γ e ce	0,21	$7,77 \cdot 10^{-02}$
¹⁴² Ce	$5,0 \cdot 10^{-15}$	11,07	α	1,50	$2,11 \cdot 10^{-03}$
¹⁴⁴ Nd	$\cong 5 \cdot 10^{-15}$	23,85	α	1,80	$4,44 \cdot 10^{-03}$
¹⁴⁷ Sm	$1,0 \cdot 10^{11}$	14,97	α	2,24	$1,25 \cdot 10^{02}$
¹⁴⁸ Sm	$1,2 \cdot 10^{13}$	11,24	α	2,14	$8,29 \cdot 10^{-01}$
¹⁴⁹ Sm	$4,0 \cdot 10^{-14}$	13,83	α	1,84	$3,03 \cdot 10^{-02}$
¹⁵² Gd	$1,1 \cdot 10^{-14}$	0,20	α	2,15	$1,54 \cdot 10^{-01}$
¹⁷⁴ Hf	$4,3 \cdot 10^{-15}$	0,18	α	2,50	$3,11 \cdot 10^{-03}$
¹⁷⁶ Lu	$3,6 \cdot 10^{10}$	2,59	β, γ	0,42	$5,44 \cdot 10^{00}$
¹⁸⁷ Re	$7,0 \cdot 10^{10}$	62,93	β	< 0,01	$6,40 \cdot 10^{02}$
¹⁹⁰ Pt	$7,0 \cdot 10^{11}$	0,0127	α	3,11	$1,23 \cdot 10^{-02}$
¹⁹² Pt	$\cong 1 \cdot 10^{15}$	0,78	α	2,60	$5,18 \cdot 10^{-04}$
²⁰⁴ Pb	$1,4 \cdot 10^{17}$	1,48	α	2,60	$6,77 \cdot 10^{-06}$

Tabela 6. Radionuclídeos cosmogênicos mais importantes, seg. Klement (1982), com adaptações do autor

Radionuclídeo	Meia vida (anos)	Emissão ou decaimento	Energia da emissão primaria (MeV)	Taxa de produção (átomos·cm ⁻² ·s ⁻¹)
³ H	$12,26 \cdot 10^0$	β	0,0181	0,12 – 1,30
⁷ Be	$1,41 \cdot 10^{-1}$	ε, γ	---	0,021 – 0,035
¹⁰ Be	$2,70 \cdot 10^6$	β	0,56	0,04 – 0,1
¹⁴ C	$5,76 \cdot 10^0$	β	0,16	2,0 – 2,6
²² Na	$2,58 \cdot 10^0$	$\beta^+, \varepsilon, \gamma$	0,54	----
³² Si	$\approx 7,00 \cdot 10^2$	β	0,10	$2 \cdot 10^{-4}$
³² P	$3,92 \cdot 10^{-2}$	β	1,71	$1 \cdot 10^{-4}$
³³ P	$6,85 \cdot 10^{-2}$	β	0,25	$1 \cdot 10^{-4}$
³⁵ S	$2,38 \cdot 10^{-1}$	β	0,17	$2 \cdot 10^{-4}$
³⁶ Cl	$3,00 \cdot 10^5$	β, ε	0,71	----
³⁹ Cl	$1,05 \cdot 10^{-4}$	β, γ	1,91; 2,18 e 3,43	----

Tabela 7. Taxa de dose efetiva comprometida ao qual o ser humano está submetido, segundo IAEA (2010), com adaptações do autor

Fonte	Dose (mSv·a ⁻¹)	Variação (mSv·a ⁻¹)
Radionuclídeos naturais		
<i>Exposição externa</i>		
Raios cósmicos	0,4	0,3 – 1,0
Terrestres	0,5	0,3 – 0,6
<i>Exposição interna</i>		
Inalação (Rn)	1,2	0,2 – 10,0
Ingestão	0,3	0,2 – 0,8
Total	2,4	1,0 – 10,0
Radionuclídeos artificiais		
Medicina	0,4	0,04 – 1,0
Testes nucleares	-----	0,15 – tendência decrescente
Chernobyl	0,002	0,04 - tendência decrescente
Energia nuclear	0,0002	tendência decrescente
Total	2,8	1-10

2.2. UNIDADES UTILIZADAS NA RADIOPROTEÇÃO

O princípio da radioproteção é baseada na correlação entre a exposição e a dose, da dose e o efeito biológico e do efeito biológico e a consequência (ICRP, 2007).

A radioproteção, atualmente, é feita evitando-se os efeitos determinísticos (via limitação da dose ao qual o indivíduo está exposto), pois existe um limiar de dose esperado para o aparecimento do efeito biológico determinístico e, reduzindo a probabilidade dos efeitos estocásticos a níveis seguros (via otimização da dose limitada a 0,3 mSv·a⁻¹, isto é, abaixo deste valor a otimização é desnecessária) e ainda tendo como valor de dose desprezível o valor de 0,1 mSv·a⁻¹ (que, em princípio, isenta de controle regulatório) (ICRP, 2007).

Para se realizar a radioproteção, é necessário o estabelecimento da relação entre a fonte radioativa e os efeitos biológicos prováveis da exposição do organismo. Alguns passos devem ser dados para estabelecer essa correlação. Existe a necessidade de quantificar o campo de radiação ao quais os seres vivos estão expostos. Esse campo de radiação é dependente da fonte de radiação e da geometria da exposição e tempo de exposição. Além do campo de radiação os efeitos indesejados são dependentes da interação da radiação com a matéria, que são influenciadas pelo tipo de radiação e pela sensibilidade diferencial dos órgãos, tecidos, que compõem organismo, etc. (ICRP, 2007).

Esquemáticamente, a relação entre a fonte de radiação e os efeitos pode ser visualizada na Figura 5.

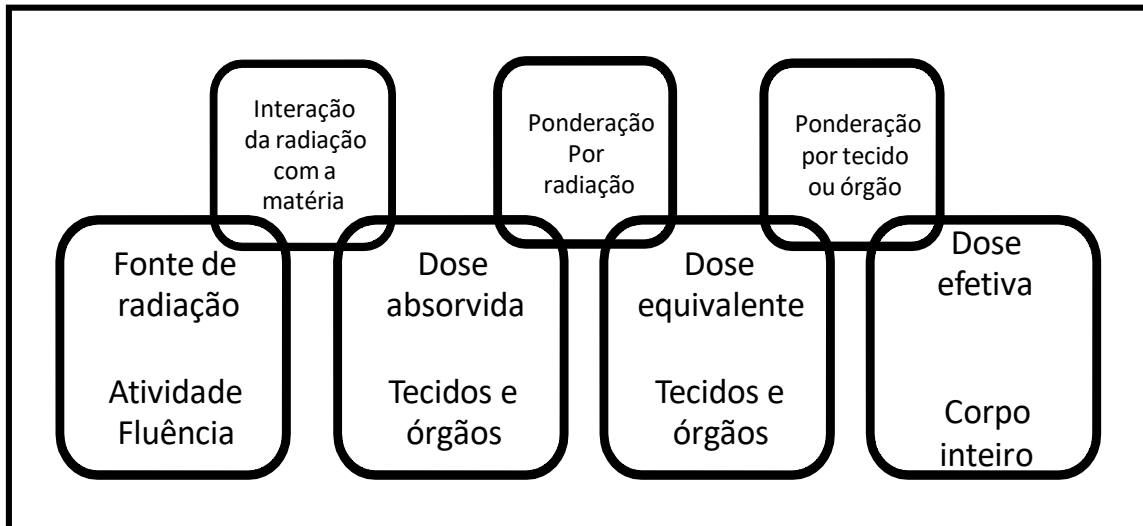


Figura 5. Relação entre fonte de radiação e os tipos de dose, adap.de Tauhata et al. (2014) com alterações pelo autor

Para se definir a exposição à radiação, o primeiro passo é definir as fontes de radiação. Para tanto, é necessário definir alguns conceitos.

2.2.1. Atividade

A Atividade **A** é definida (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010) como “A quantidade de radionuclídeo em um determinado estado de energia em um instante de tempo, sendo definida por $A = \frac{dN}{dt}$, onde **dN** é o valor esperado do número de transições nucleares espontâneas daquele estado de energia no intervalo de tempo **dt**”. A unidade no Sistema Internacional (SI) é o recíproco do segundo (s^{-1}), denominada Becquerel (Bq). A unidade antiga é o curie (Ci).

2.2.2. Fluência

Fluência Φ é definida (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010) como sendo “o quociente $\Phi = \frac{dN}{da}$, onde dN é o número de partículas incidentes sobre uma esfera de secção de área da ”. A unidade no Sistema Internacional (SI) é o recíproco da área (1 m^{-2}).

O próximo passo é definir a interação da radiação com a matéria. Neste caso, se faz necessária a definição da exposição e dos diversos tipos de dose.

2.2.3. Exposição

Exposição X sendo “o quociente $X = \frac{dQ}{dm}$, onde dQ é o valor absoluto da carga total de íons de um dado sinal, produzido no ar, quando todos os elétrons (negativos – beta, e positivos - pósitron) liberados pelos fótons no ar, em uma massa dm . A unidade no Sistema Internacional (SI) é o Coulomb por quilograma ($\text{C}\cdot\text{kg}^{-1}$). A unidade antiga é o Röentgen (R) (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

2.2.4. Dose

Com relação à dose (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010), definem 4 tipos de dose: Dose absorvida, dose equivalente, dose efetiva e dose coletiva.

2.2.4.1. Dose absorvida

Dose absorvida **D** é a grandeza dosimétrica fundamental expressa por $D = \frac{de}{dm}$, onde **de** é a energia média depositada pela radiação em um volume elementar de matéria de massa **dm**. A unidade no Sistema Internacional (SI) é o Joule por quilograma ($J \cdot kg^{-1}$), denominada Gray (Gy). A unidade antiga é o *radiation absorbed dose* (rad), sendo $1 Gy = 100 rad$ (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

2.2.4.1.1. Dose absorvida comprometida

Dose absorvida comprometida $D(\tau)$ é a grandeza radiológica expressa por $D(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} \dot{D}(t) dt$, onde t_0 é o instante em que ocorre a incorporação, $\dot{D}(t)$ é a taxa de dose absorvida em um tempo **t**, e τ é o tempo transcorrido após a incorporação das substâncias radioativas. Quando não especificado de outra forma, o τ tem o valor de 50 anos para adultos e até a idade de 70 anos para crianças para a incorporação (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

2.2.4.2. Dose equivalente

Dose equivalente **H_t** é a grandeza expressa por $H_t = D_t w_r$, onde **D_t** é a dose absorvida média no órgão ou tecido e **w_r** é o fator de ponderação da radiação. A unidade no Sistema Internacional (SI) é o Joule por quilograma ($J \cdot kg^{-1}$), denominada Sievert (Sv). A unidade antiga é o *rad equivalent men* (rem), sendo $1 Sv = 100 rem$ (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

2.2.4.2.1. Dose equivalente comprometida

Dose equivalente comprometida $H_t(\tau)$ é a grandeza radiológica expressa por $H_t(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} \dot{H}_t(t)dt$, onde t_0 é o instante em que ocorre a incorporação, $\dot{H}_t(t)$ é a taxa de dose equivalente no órgão ou tecido no tempo t e τ é o período de tempo transcorrido após a incorporação das substâncias radioativas. Quando não especificado de outra forma, tem o valor de 50 anos para adultos e até a idade de 70 anos para a incorporação por crianças (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

2.2.4.3. Dose efetiva

Dose efetiva E é a soma das doses equivalentes ponderadas nos diversos órgãos e tecidos $E(\tau) = \sum_T w_t H_t(\tau)$, onde H_t é a dose equivalente no tecido ou órgão e w_t é o fator de ponderação de órgão ou tecido. A unidade no Sistema Internacional (SI) é o Joule por quilograma ($J \cdot kg^{-1}$), denominada Sievert (Sv) (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

2.2.4.3.1. Dose efetiva comprometida

Dose efetiva comprometida $E(\tau)$ é a grandeza expressa por $E(\tau) = \sum_t w_t H_t(\tau)$, onde H_t é a dose equivalente comprometida no tecido t no período de integração e w_t é o fator de ponderação de órgão ou tecido. Quando não especificado de outra forma, o t tem o valor de 50 anos para adultos e até a idade de 70 anos para a incorporação (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

2.2.4.4. Dose coletiva

Dose coletiva é a expressão da dose efetiva total recebida por uma população ou um grupo de pessoas definida como o produto do número de indivíduos expostos a uma fonte de radiação ionizante, pelo valor médio da distribuição de dose efetiva desses indivíduos. A dose coletiva é expressa em pessoa-Sievert (pessoa.Sv) (Tauhata et al, 2014; CNEN, 2004; ICRU, 2011 e Pereira, 2010).

As unidades de atividade, fluência e doses no Sistema Internacional (SI) e as unidades antigas e fatores de conversão entre elas podem ser vistas na Tabela 8.

Tabela 8. Sumário das unidades de SI e unidade antigas e fatores de conversão.

Sumário das unidades	Unidades no SI	Unidade antiga	Fator de conversão
Atividade	Bequerel, Bq (s^{-1})	Curie (Ci)	$1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$
Fluência	Recíproco da área (m^{-2})	n.a.	n.a.
Exposição	$C \cdot kg^{-1}$ no ar	Röntgen	$1R = 2,58 \cdot 10^{-4} C \cdot kg^{-1}$
Dose absorvida	Gray, Gy ($J \cdot kg^{-1}$)	rad	$100 \text{ rad} = 1 \text{ Gy}$
Dose equivalente	Sievert, Sv ($J \cdot kg^{-1}$)	rem	$100 \text{ rem} = 1 \text{ Sv}$
Dose efetiva	Sievert, Sv ($J \cdot kg^{-1}$)	n.a.	n.a.

n.a. não se aplica. Fonte: Pereira, 2010, com adaptação do autor.

2.2.5. Risco de câncer ao longo da vida

O risco de câncer ao longo da vida é uma estimativa de estatística populacional que, quando usado, gera um fator de risco, entendido matematicamente como um coeficiente de conversão que, multiplicado pela expectativa de vida e a ingestão de radionuclídeos, gera uma probabilidade de surgimento de um excesso, isto é, um número maior que o esperado de câncer sólido na população (morbidez) ou de morte devido ao câncer (mortalidade) (USEPA, 1999).

É um modelo preditivo, baseado em dados epidemiológicos acumulados, tratados estatisticamente que gera uma estimativa usada como forma de proteção da população e regulação da quantidade de material radioativo ingerido. Os dados usados neste trabalho são os propostos por USEPA (1999).

2.3. EFEITOS BIOLÓGICAS DA RADIAÇÃO

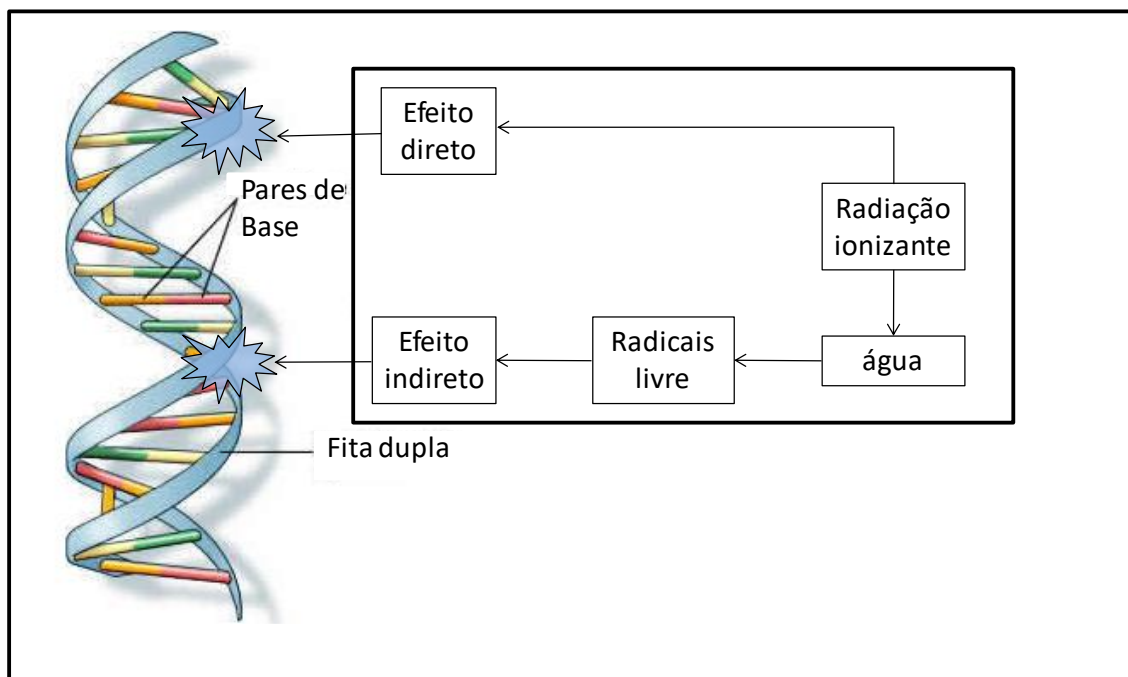
A RI é qualquer partícula ou radiação eletromagnética que, ao interagir com a matéria, ioniza seus átomos (CNEN, 2014). Essa característica é utilizada para medir a radiação e é a responsável pelos efeitos biológicos da RI.

A RI não pode ser detectada pelos sentidos dos seres vivos. A exposição à radiação pode causar efeitos deletérios à vida. Essas duas características fazem da radiação um risco difícil de ser avaliado, pois, ao mesmo tempo em que causa dano, não pode ser identificado pelo indivíduo como, por exemplo, ocorre com o calor, o ruído e a umidade.

A radiação, ao interagir com a matéria, cedendo energia, retira elétrons. Esse processo de ionização altera as propriedades químicas e logo funcionais das moléculas orgânicas, causando os efeitos deletérios que a radioproteção tenta evitar.

A interação da radiação com as moléculas biológicas pode ocorrer de duas formas: efeitos diretos e efeitos indiretos. O efeito direto ocorre quando a radiação interage diretamente com uma molécula orgânica relevante (DNA, lipídeo, aminoácido etc.). Já o efeito indireto ocorre quando a radiação interage com outro tipo de molécula (a principal é a água) e essa molécula reage com a molécula orgânica relevante (Figura 6). Tanto o efeito direto como o indireto não são exclusividade das radiações ionizantes. Outros fatores ambientais também podem causar esses efeitos (Métiver, 2006).

Ainda com relação aos efeitos diretos e indiretos da radiação, duas moléculas são importantes para definição das formas de interação da radiação com a matéria viva: a água e o DNA.



Fonte: (Pereira, 2010)

Figura 6. Diagrama dos efeitos biológicos diretos e indiretos da radiação

O DNA é importante do ponto de vista qualitativo. Essa molécula é a responsável por armazenar a informação genética. Ela gerencia a produção de moléculas orgânicas. Alteração nessa molécula é responsável por parte dos efeitos biológicos da radiação.

A água é importante do ponto de vista quantitativo. Ela compõe mais de 70 % do corpo humano. Por isso, a interação da radiação com essa molécula é mais provável que, com o DNA, essa interação gera radicais livres, que podem interagir com moléculas biológicas importantes, como o DNA, causando os efeitos biológicos (Jimonet e Métiver, 2007 e Pereira, 2010).

Comumente, admite-se que o DNA é o alvo mais importante do ponto de vista da resposta biológica à radiação ionizante, mas alterações nos lipídeos da membrana celular e em aminoácidos, componentes de proteínas, podem causar perturbações importantes na célula (Métiver, 2006). Diferentes tipos de danos no DNA são induzidos pela radiação e nem todos têm importância igual no desenvolvimento dos efeitos biológicos da radiação (ICRP, 2003). Lesões que podem levar à perda ou alterações de informações genéticas são aquelas consideradas as mais críticas em termos de inativação da célula, mutação, aberração cromossômica e morte celular (ICRP, 2003 e Pereira, 2010).

Os efeitos diretos e indiretos podem causar alterações, de diferentes intensidades no DNA. Quando as alterações são pequenas, os mecanismos de reparos da célula podem

atuar, de forma eficiente, gerando um reparo total das alterações. A célula continua sua vida, não existindo efeito biológico mensurável no organismo.

Por outro lado, o reparo pode não ser perfeito (ser errado ou incompleto). Neste caso, ocorre a introdução de alterações que podem levar a efeitos biológicos mensuráveis. Quando as alterações são importantes, essas alterações podem impedir a duplicação do DNA, gerando a incapacidade de divisão celular, levando à morte da célula (Jimonet e Métiver, 2007 e Pereira, 2010).

Quando o reparo é ineficiente e, o dano não é suficiente para causar a morte celular. Esse dano pode dar origem a uma mutação. Existem duas possibilidades para essa mutação: ela pode ser benigna (podendo ser um fator evolutivo), ou pode gerar os efeitos deletérios.

Quando o reparo é impossível, acarretando a morte celular e, dependendo do número de células mortas, ocorrem os chamados efeitos determinísticos (Jimonet e Métiver, 2007 e Métiver, 2006).

A morte celular pode ocorrer por dois mecanismos distintos: a necrose e a apoptose. Na necrose, a célula se desagrega, sendo seus restos mais ou menos agressivos ao meio, podendo gerar uma reação inflamatória. Já na apoptose, existe um mecanismo de controle que regula uma morte controlada (suicídio celular). Na apoptose, a célula se transforma em fragmentos não agressivos ao meio. A apoptose e a necrose impedem a transmissão das alterações do DNA (Métiver, 2006). A ICRP (2007) destaca o componente bioquímico da apoptose, definido esse processo com um processo bioquímico ativo de morte celular que segue a agressão da radiação ou outra injúria.

Os efeitos determinísticos possuem algumas características. Eles são resultantes da morte de um grande número de células e estão associados às alterações importantes no DNA. Via de regra, a morte de um pequeno número de células não acarreta danos mensuráveis (Pereira, 2010).

Os danos biológicos ocorrem quando o número de células afetadas (mortas) é suficiente para gerar alteração fisiológica no alvo biológico, gerando disfunções orgânicas que podem ser medidas. Esse tipo de efeito é resultante de uma perda da capacidade funcional do tecido ou do órgão e o número de células para gerar essa perda deve ser grande e é variável em função do tecido ou órgão (Jimonet e Métiver, 2007 e Pereira, 2010).

Esse tipo de efeito é definido por ICRP (2007) como injúria em uma população de células, caracterizado por um limiar de dose e um incremento da severidade em função da dose, terminado em uma reação no tecido. A ICRP aceita que procedimentos pós-irradiação podem modificar os efeitos determinísticos. A gênese dos efeitos biológicos pode ser visualizada, de forma simplificada, na Figura 7.

Como características principais do efeito determinístico, temos (Métiver, 2006):

- *A existência de um limiar de dose, a partir do qual o efeito se manifesta;*
- *A gravidade do efeito depende da dose; e*
- *O seu aparecimento é precoce (dias, semanas ou meses).*

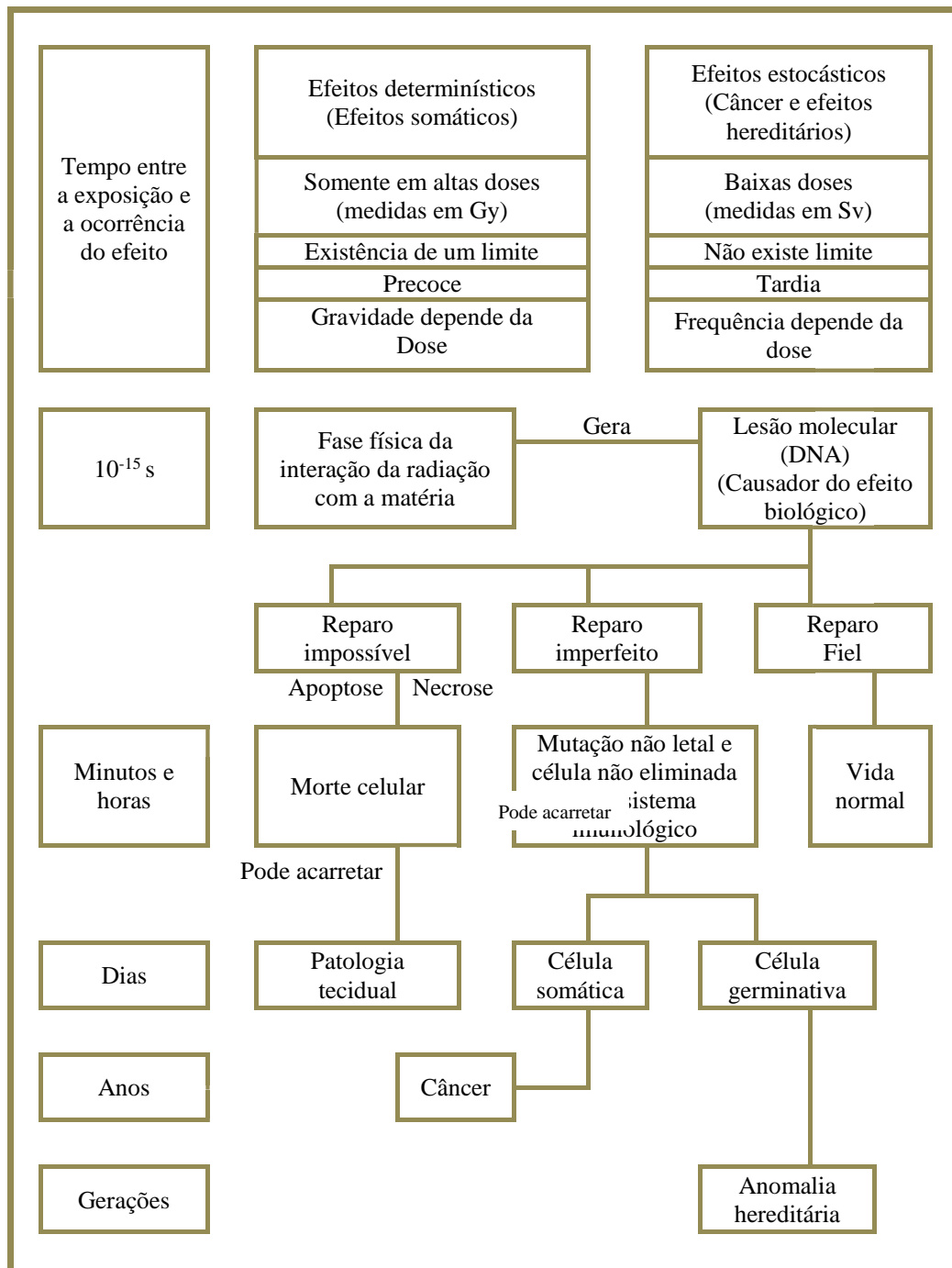
A norma brasileira (CNEN, 2014) afirma que os efeitos determinísticos são efeitos para os quais existe um limiar de dose absorvida necessário para sua ocorrência e cuja gravidade aumenta com o aumento da dose.

Os efeitos estocásticos são resultantes de alterações não reparadas ou reparadas de forma imperfeita nas moléculas de DNA. Essas alterações podem levar às mutações. As células têm mecanismos para controlar essas mutações como, por exemplo, necrose e apoptose. Outra forma de eliminação dessas células é pelo sistema imunológico. O escape desses processos pode desencadear efeitos biológicos mensuráveis (Métiver, 2006).

Dependendo da localização da célula mutante o efeito é diferente. Quando a mutação ocorre na célula somática (células não reprodutivas), pode ocorrer o desenvolvimento de, por exemplo, um câncer. Se a mutação ocorre nas células germinativas (que resultam nos espermatozoides e óvulos e seus congêneres), os efeitos biológicos serão sentidos nas gerações futuras, são os chamados efeitos hereditários (Jimonet e Métiver, 2007).

A norma brasileira (CNEN, 2014) reconhece os efeitos estocásticos como efeitos para os quais não existe um limiar de dose para sua ocorrência e cuja probabilidade de ocorrência é uma função da dose. A gravidade desses efeitos é independente da dose. O efeito estocástico é responsável, segundo essa norma, pelo detrimento que é definido como: dano total esperado, devido aos efeitos estocásticos, em um grupo de indivíduos e seus descendentes, como resultado da exposição deste grupo à radiação ionizante. São

determinados pela combinação das probabilidades condicionais de indução de câncer letal, câncer não letal, danos hereditários e redução da expectativa de vida. A definição de detrimento dada pela norma brasileira é idêntica à dada pela ICRP (2007).



Fonte: (Pereira, 2010)

Figura 7. Gênese dos efeitos biológicos, seg. Mètiver (2006)

Já o conceito de efeito estocástico é um pouco diferente. O conceito de efeito estocástico dado pela ICRP está ligado ao conceito de doença maligna (câncer) ou hereditária. Neste caso, a definição brasileira é mais abrangente que a da ICRP, por não limitar a essas duas formas de doença. A IAEA (2004) cita, como efeitos estocásticos, a redução da duração da vida, da habilidade reprodutiva e que o genoma pode ser afetado adversamente.

A ICRP (2007) também define risco ajustado de detrimento como probabilidade de ocorrência de efeitos estocásticos, modificados por diferentes componentes de detrimento visando expressar a severidade das consequências. Define também o detrimento da radiação como um conceito usado para quantificar os efeitos prejudiciais à saúde devido à exposição à radiação em diferentes partes do corpo (Pereira, 2010). É definido em função de vários fatores, incluindo a incidência de câncer ou efeitos hereditários, a letalidade desses efeitos, a qualidade de vida e dos anos de vida perdidos por essa condição.

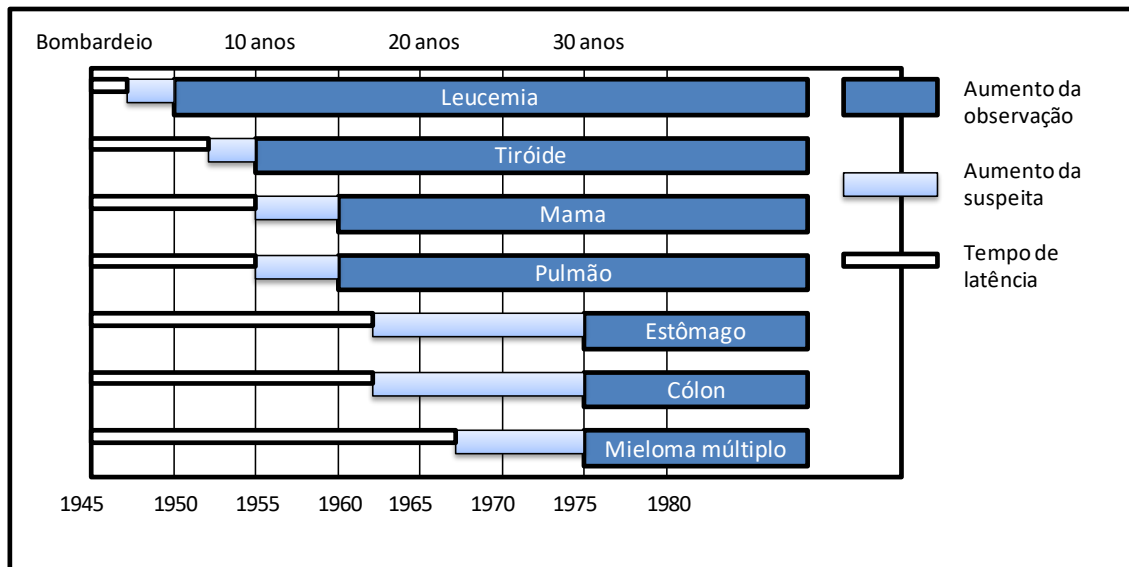
Como característica principal dos efeitos estocásticos tem-se (Jimonet e Métiver, 2007):

- *Não existe certeza de aparecimento do efeito;*
- *A probabilidade de ocorrência é proporcional a dose;*
- *A gravidade independe da dose e;*
- *O seu aparecimento é tardio (5 a 10 anos para leucemia e 20 a 50 anos para outros tipos de câncer e gerações para os efeitos hereditários).*

A indução do câncer é o mais importante dos efeitos biológicos estocásticos da radiação. O desenvolvimento do câncer é complexo, possui vários estágios e usualmente demora muitos anos, conforme ilustra a Figura 8. A radiação é importante nos estágios iniciais do desenvolvimento do câncer. Nessa fase, a radiação pode induzir uma mutação no DNA, que leva a célula a desenvolver-se anormalmente chegando à malignidade (IAEA, 2004).

A radiação não é o único agente causador do câncer. O tabaco, os asbestos, a radiação ultravioleta e, em alguns casos, vírus, também podem provocar esse efeito, além de pré-disposição genética, etc (Pereira, 2010). A etiologia de alguns tipos de câncer ainda é desconhecida ou pobremente conhecida. Não se pode distinguir o câncer causado por

radiação ionizante causado por outro agente. A única forma de se separar as duas causas (radiação e outras causas) são os estudos epidemiológicos, que calculam o risco de câncer por unidade de dose, denominado fator de risco (IAEA, 2004).



Fonte: (Pereira, 2010).

Figura 8. Tempo de latência do aparecimento de neoplasia nos sobreviventes do bombardeio de Hiroshima e Nagasaki, seg. Mètiver (2006)

Quando a exposição envolve baixas doses por longos períodos de tempo, estudos epidemiológicos não providenciam evidências consistentes sobre a relação dose e risco (ICRP, 2007 e Pereira, 2010). Essa falta de evidência decorre do fato de o número extra de câncer esperado de ocorrer é muito pequeno (quando comparado com o número de casos esperado de ocorrer na população) para ser detectado (ICRP, 2007).

Alguns experimentos levam a conclusões antagônicas sobre os efeitos das baixas doses. Em alguns casos, apontam os efeitos benéficos da radiação. As baixas doses estimulariam os mecanismos de reparo servindo com uma ajuda na prevenção do câncer (Pereira, 2010). Por outro lado, outros trabalhos apontam as baixas doses como mais danosas que as altas doses (por unidade de dose) (IAEA, 2004).

A ICRP (2007) aceita o conceito de resposta adaptativa, que é uma resposta celular pós-irradiação que, tipicamente, serve de incremento à resistência de células a exposições à radiação subsequente. Esse conceito aponta que as baixas doses teriam efeitos benéficos. A mesma publicação também reconhece a instabilidade genômica induzida, que vem a ser uma indução de alteração no estado celular caracterizada pela persistência do

incremento, em várias gerações, das razões de mutação espontânea ou outras mudanças relacionadas como o genoma.

Associados a instabilidade genômica, o conceito de efeito “*ByStander*”, onde células não irradiadas respondem a sinais emitidos por células irradiadas da proximidade, forma um quadro onde as baixas doses teriam efeitos deletérios, mais acentuados, por unidade de dose, que as altas doses (ICRP, 2007).

Para resolver esse problema, a ICRP adotou o conceito de LNT (ICRP, 2007). Esse conceito possui duas premissas. Primeiro, a relação dose-efeito é linear e, segundo, não existe limiar de dose, isto é, toda exposição gera um risco.

A UNSCEAR (2000), afirma que a relação linear (LNT) é a aproximação mais consistente e cientificamente defensável das aproximações para as baixas doses, mas ressalva que a relação estritamente linear não é esperada em todas as circunstâncias. Essa afirmação é corroborada por (IAEA, 2014 e ICRP, 2007).

Existem evidências que, para as radiações de alta transferência linear de energia (LET), como a radiação alfa, os fatores de riscos de baixas doses são semelhantes aos de altas doses, corroborando o modelo LNT (IAEA, 2004; 2014 e ICRP, 2007). Para as radiações de baixa LET, o quadro parece ser mais complexo e os fatores de risco são menores em baixas doses, quando comparados às altas doses, refutando o modelo LNT (IAEA, 2014).

Os fatores de riscos dependem da idade, do tempo de exposição e do sexo, entre outros fatores. Logo, populações diferentes apresentam fatores de riscos diferentes. O fator de risco de populações de países desenvolvidos, onde é maior a incidência de câncer, deve ser maior que nos países em desenvolvimento, onde a incidência de câncer é menor (IAEA, 2004).

Outros efeitos estocásticos, que não o câncer, são citados pela ICRP. Como, por exemplo, doenças cardíacas já foram notadas, mas os dados existentes não permitem a avaliação de riscos a baixas doses (ICRP, 2007). Mutações genômicas, também, são citadas pela IAEA (2004).

Quanto à exposição pré-natal, os valores de riscos são assumidos como semelhantes aos dos adultos para câncer e existe limiar para a indução de má formação e de retardo mental no feto (ICRP, 2007). O que parece contra-intuitivo, pois as células do embrião têm uma

taxa de divisão muito maior que a de um adulto e é consenso que células com maiores taxas de divisão são mais radiosensíveis.

CAPÍTULO 3

3.1. POTABILIDADE RADIOLÓGICA DA ÁGUA

3.1.1. Visão da Organização das Nações Unidas (ONU)

A ONU não é um órgão regulador, é uma organização não governamental, que agrega especialistas e preconiza padrões aceitáveis sobre vários assuntos que, no caso da radiação, têm-se: a *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR*, a *International Atomic Energy Agency - IAEA* e, a *World Health Organization - WHO*. Esses padrões, via de regra, podem ser usados pelos países signatários da ONU como arcabouço de suas legislações em termos de macro decisões para construção de suas políticas públicas. A ONU possui 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (ONU, 2024).

Os ODS são um apelo global à ação para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir que as pessoas, em todos os lugares, possam desfrutar de paz e de prosperidade. Estes são os objetivos para os quais as Nações Unidas estão contribuindo a fim de que possamos atingir a Agenda 2030 no Brasil (ONU, 2024).

A ONU trata a questão hídrica como fonte de saúde, de doenças e de desenvolvimento econômico e social. Dentre os 17 ODS, a questão hídrica é representada pelo objetivo 6, como ilustra a Figura 9: Garantir o acesso à água e ao saneamento para todos.

O acesso à água potável, ao saneamento e à higiene é a necessidade humana básica para a saúde e o bem-estar. Bilhões de pessoas não terão acesso a estes serviços básicos em 2030, a menos que o progresso quadruple os índices atuais de disponibilidade e tratamento. A procura de água está a aumentar devido ao rápido crescimento populacional, à urbanização e ao aumento das

necessidades de água nos sectores agrícola, industrial e energético (ONU, 2024).



Figura 9. Os 17 símbolos do desenvolvimento sustentável, sendo a água representada pelo símbolo 6 (ONU, 2024)

A água é essencial para a saúde, a paz, a redução da pobreza, a segurança alimentar, os direitos humanos, os ecossistemas e a educação. Um dos grandes alteradores da disponibilidade hídrica são as mudanças climáticas. A procura de água está crescendo em taxa superior ao crescimento populacional, mas, mesmo assim, metade da população já enfrenta escassez de água em pelo menos um mês no ano, sendo um problema sanitário grave (ONU, 2024).

“Investimentos em infraestrutura e instalações sanitárias, proteção e restauração de ecossistemas relacionados com a água, e a educação sobre higiene estão entre as medidas necessárias para garantir o acesso universal à água potável segura e acessível para todos até 2030, e melhorar a eficiência do uso da água é uma chave para reduzir o stress hídrico (ONU, 2024).

Alguns progressos têm sido conquistados: houve um aumento de acesso a água potável gerida de forma segura de 69 % para 75 % da população mundial entre 2015 e 2022. O acesso à água, ao saneamento e à higiene são considerados um direito humano. No ano de 2022, aproximadamente 2,2 bilhões de pessoas ainda não tinham acesso a água potável de forma segura, das quais 703 milhões careciam de serviços básicos de água (ONU, 2024).

Além disso, cerca de 3,5 bilhões de indivíduos não contavam com saneamento adequado, incluindo 1,5 bilhões sem acesso a serviços básicos de saneamento. Adicionalmente, aproximadamente 2 bilhões de pessoas não dispunham de instalações básicas para a higiene das mãos, sendo que 653 milhões não tinham qualquer tipo de instalação para essa finalidade (ONU, 2024).

“Para atingir este direito, as principais estratégias incluem o aumento do investimento e do reforço de capacidades em todo o setor, a promoção da inovação e da ação baseada em evidências, o reforço da coordenação e cooperação intersetorial entre todas as partes interessadas e a adoção de uma abordagem mais integrada e holística à gestão da água” (ONU, 2024).

No entanto, os países enfrentam desafios crescentes relacionados com a escassez de água, a poluição da água, a degradação dos ecossistemas relacionados com a água e a cooperação em bacias hidrográficas transfronteiriças (ONU, 2024).

Ao administrar de maneira sustentável os recursos hídricos, pode-se aprimorar a gestão da produção de alimentos e energia, ao mesmo tempo em que se tem a contribuição para o fomento de empregos dignos e o crescimento econômico. Adicionalmente, tem-se a capacidade de preservar os ecossistemas aquáticos, salvaguardar sua biodiversidade e tomar medidas em relação às mudanças climáticas (ONU, 2024).

A ONU não define limites de concentração de atividade (CA) ou dose, mas, como visto acima, define macro objetivos de gerenciamento para o uso de recursos hídricos e possui uma agência que trata da radiação à IAEA, citada a seguir.

3.1.2. Visão da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA)

A IAEA é um órgão vinculado à ONU que trata exclusivamente na proteção, fomento, regulação, utilização, transporte, gerência de rejeitos, etc., das RI e radionuclídeos. A IAEA define normas de segurança que podem ser utilizadas como base na formulação das normas nacionais (IAEA, 2014).

As “Normas de Segurança da Agência” significam as normas de segurança estabelecidas pela Agência sob a autoridade do Conselho de Governadores. Essas normas incluem (IAEA, 2014):

- *As normas básicas de segurança da Agência para proteção contra radiações que prescrevem doses máximas permitidas e limites de dose;*
- *Os regulamentos especializados da Agência que são prescrições de segurança relativas a domínios de operação específicos; e*
- *Os códigos de prática da Agência que estabelecem para atividades específicas os requisitos mínimos que, à luz da experiência e do estado atual da tecnologia, devem ser cumpridos para garantir uma segurança adequada.*

Os códigos de prática são conforme apropriados, complementados por guias de segurança que recomendam um procedimento ou procedimentos que podem ser seguidos na sua implementação (IAEA, 2014).

A IAEA produz bibliografia relacionada sobre fundamentos de segurança, esquematizado na Figura 10. Para redação das normas, a IAEA leva em conta outras instituições, como descrito a seguir:

As conclusões do Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR) e as recomendações de organismos especializados internacionais, nomeadamente a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP), são levadas em consideração no desenvolvimento do programa padrão de segurança da IAEA. Alguns padrões de segurança são desenvolvidos em

cooperação com outros órgãos do sistema das Nações Unidas ou outras agências especializadas, incluindo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, a Organização Internacional do Trabalho, a Organização Nuclear da OCDE Agência de Energia, a Organização Pan-Americana da Saúde e Organização Mundial da Saúde (IAEA, 2014).

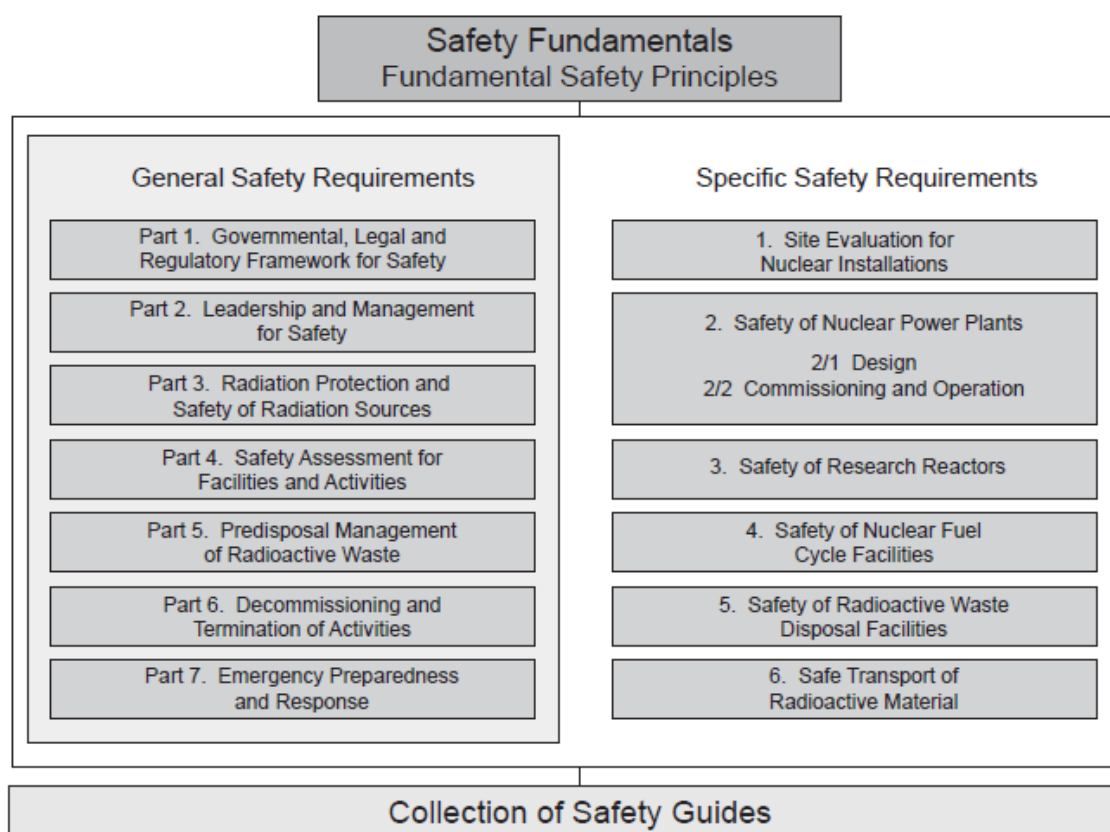


Figura 10. A estrutura da série de padrões de segurança da IAEA (2014)

Na sua publicação de princípios básicos – GSR-3, a IAEA (2014) define 52 requisitos básicos para gerir a exposição à radiação em diferentes situações e diferentes indivíduos expostos, que são demonstrados a seguir:

Aplicação dos princípios de proteção radiológica, seg. (IAEA, 2014):

Requisito 1: Aplicação dos princípios da radiação;

Requisito 2: Estabelecimento de um arcabouço jurídico e regulamentar;

Requisito 3: Responsabilidades do órgão regulador;

Requisito 4: Responsabilidades pela proteção e segurança;

Requisito 5: Gestão para proteção e segurança;

Requisito 6: Abordagem gradual;

Requisito 7: Notificação e autorização;

Requisito 8: Isenção e liberação;

Requisito 9: Responsabilidades dos registados e licenciados em situações de exposição planejada;

Requisito 10: Justificativa de práticas;

Requisito 11: Otimização da proteção e segurança;

Requisito 12: Limites de dose;

Requisito 13: Avaliação de segurança;

Requisito 14: Monitoramento para verificação de conformidade;

Requisito 15: Prevenção e mitigação de acidentes;

Requisito 16: Investigações e feedback de informações sobre experiência operacional;

Requisito 17: Geradores de radiação e fontes radioativas;

Requisito 18: Imagens humanas utilizando radiação para fins diferentes de diagnóstico médico, tratamento médico ou pesquisa biomédica, exposição ocupacional;

Requisito 19: Responsabilidades do órgão regulador específico para exposição ocupacional;

Requisito 20: Requisitos para monitoramento e registro de exposições ocupacionais;

Requisito 21: Responsabilidades dos empregadores, registrantes e licenciados para a proteção dos trabalhadores;

Requisito 22: Conformidade por parte dos trabalhadores;

Requisito 23: Cooperação entre empregadores e registrantes e licenciados;

Requisito 24: Disposições no âmbito do programa de proteção radiológica;

Requisito 25: Avaliação da exposição ocupacional e vigilância da saúde dos trabalhadores;

Requisito 26: Informação, instrução e treinamento;

Requisito 27: Condições de serviço;

Requisito 28: Disposições especiais de proteção e segurança para trabalhadoras e para menores de 18 anos em formação;

Requisito 29: Responsabilidades do governo e do órgão regulador específico para exposição pública;

Requisito 30: Responsabilidades das partes relevantes específicas à exposição pública;

Requisito 31: Resíduos e descargas radioativas;

Requisito 32: Monitoramento e relatórios;

Requisito 33: Produtos de consumo;

Requisito 34: Responsabilidades do governo específicas à exposição médica;

Requisito 35: Responsabilidades do órgão regulador específico para exposição médica;

Requisito 36: Responsabilidades dos registrados e licenciados específicas para exposição médica;

Requisito 37: Justificativa de exposições médicas;

Requisito 38: Otimização da proteção e segurança;

Requisito 39: Pacientes do sexo feminino grávidas ou amamentando;

Requisito 40: Liberação de pacientes após terapia com radionuclídeos;

Requisito 41: Exposições médicas não intencionais e acidentais;

Requisito 42: Revisões e registros;

Requisito 43: Exposição pública do sistema de gestão de emergências;

Requisito 44: Preparação e resposta para uma emergência;

Requisito 45: Disposições para controlar a exposição dos trabalhadores de emergência;

Requisito 46: Disposições para a transição de uma situação de exposição de emergência para uma situação de exposição existente;

Requisito 47: Responsabilidades do governo específicas para situações de exposição existentes;

Requisito 48: Justificativa para ações de proteção e otimização da proteção e segurança;

Requisito 49: Responsabilidades pela remediação de áreas com material radioativo residual;

Requisito 50: Exposição pública devido ao radônio em ambientes fechados;

Requisito 51: Exposição devido a radionuclídeos em commodities; e

Requisito 52: Exposição nos locais de trabalho.

A IAEA (2014) define os 3 tipos de exposição: planejada, emergência e existente. Esta definição foi primeiramente apresentada pela ICRP (2007), onde também definem as restrições de dose e níveis de referência.

Restrição de dose ou o nível de referência são valores menores que o limite de dose e são usados para tornar operacional as doses nas situações definidas (planejada, emergência e existente). Sendo, também, uma forma de afastar as doses recebidas do limite de dose (limite de risco devido à dose) se baseia nas características da situação de exposição, incluindo (IAEA, 2014):

- *A natureza da exposição e a viabilidade de reduzir ou prevenir a exposição;*
- *Os benefícios esperados da exposição para os indivíduos e a sociedade, ou a benefícios de evitar medidas preventivas ou ações protetoras que possam ser prejudiciais às condições de vida, bem como outros critérios sociais relacionados à gestão da situação de exposição;*
- *Fatores nacionais ou regionais, juntamente com boas práticas; e*
- *Como essas situações de contorno se espera um aumento de efeitos deletérios em 5 % por Sv, mas relata que novos conhecimentos podem alterar estes valores.*

Uma faceta importante do sistema de radioproteção e segurança exigido pela IAEA prevê a proteção adequada do meio ambiente contra efeitos nocivos de radiação (IAEA, 2014).

A IAEA prevê limites de doses para indivíduos ocupacionalmente expostos, IOE (indivíduos maiores de 18 anos - trabalhadores), e indivíduos do público, IP (não trabalhadores).

Para trabalhadores (IOE), os limites de dose são (IAEA, 2014):

- *Uma dose efetiva de 20 mSv por ano, em média, durante cinco anos (100 mSv em 5 anos) e de 50 mSv em qualquer ano;*
- *Uma dose equivalente para o cristalino do olho de 20 mSv por ano, em média cinco anos consecutivos (100 mSv em 5 anos) e de 50 mSv em qualquer ano; e*
- *Uma dose equivalente nas extremidades (mãos e pés) ou na pele de 500 mSv em 1 ano.*

Para exposição dos IP (não trabalhadores), os limites de dose são (IAEA, 2014):

- *Uma dose efetiva de 1 mSv em um ano;*
- *Em circunstâncias especiais, um valor mais elevado de dose efetiva em um único ano poderia ser aplicado, desde que a dose efetiva média durante cinco anos não excede 1 mSv por ano;*
- *Uma dose equivalente no cristalino do olho de 15 mSv por ano; e*
- *Uma dose equivalente na pele de 50 mSv por ano.*

Por fim, a IAEA (2014) determina os coeficientes de conversão de A (Bq) para dose efetiva comprometida (Sv), assim como as recomendações da ICRP (2020) para o IP; e a ICRP (2013) para IOE.

3.1.3. Visão da Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP)

A ICRP, como a IAEA, não é um órgão regulador e se define como:

“Uma organização internacional independente que promove para o benefício público a ciência da proteção radiológica, em particular fornecendo recomendações e orientações sobre todos os aspectos da proteção contra radiações ionizantes” (ICRP, 2024).

Logo, a ICRP produz um arcabouço técnico, profissional e científico visando a proteção contra os efeitos deletérios da radiação, identificando situações de exposição e aplicando princípios de proteção.

A Comissão agora identifica três tipos de situações de exposição, substituindo a anterior categorização em práticas e intervenções (ICRP, 2007). Essas três situações visam abranger toda a variedade de contextos de exposição (ICRP, 2007). São elas:

- *Situações de exposição planejada, que englobam a introdução e a operação planejada de fontes (Este tipo de situação de exposição inclui casos anteriormente classificados como práticas);*
- *Situações de exposição emergenciais, previstas como aquelas que podem ocorrer durante a operação de uma situação planejada ou como resultado de um ato malicioso, exigindo atenção imediata; e*
- *Situações de exposição existentes, representando situações de exposição que já estão presentes no momento em que uma decisão, baseado em um julgamento crítico, o controle precisa ser tomado, como aquelas decorrentes da radiação natural de fundo.*

Nestas três situações (planejada, emergência e existentes), são aplicados três princípios fundamentais. Os três princípios fundamentais da proteção radiológica permanecem inalterados nas recomendações revisadas ICRP (1977; 1991; 2007 e 2019). Tanto os princípios da *justificação* quanto os de *otimização* aplicam-se a todas as três situações de exposição, enquanto o princípio da *aplicação de limites de dose* é relevante apenas para doses que são previstas com certeza, resultantes da exposição planejada. Esses princípios são delineados da seguinte forma:

- *Princípio da Justificação: Qualquer decisão que modifique circunstância de exposição à radiação deve gerar mais benefícios do que prejuízo;*
- *Princípio da Otimização da Proteção: A probabilidade de ocorrência de exposição, o número de pessoas expostas e a magnitude das doses individuais devem ser mantidos tão baixos quanto razoavelmente possível, levando em consideração fatores econômicos e sociais; e*
- *Princípio de Aplicação de Limites de Dose: A dose total para qualquer indivíduo proveniente de fontes regulamentadas em situações de exposição planejada, exceto a exposição médica de pacientes, não deve ultrapassar os limites apropriados estabelecidos pela Comissão.*

Os conceitos de restrição de dose e nível de referência são utilizados em conjunto com a otimização da proteção para restringir doses individuais. Um nível de dose individual, seja como restrição de dose ou como nível de referência, sempre precisa ser definido. A intenção inicial seria não exceder ou manter esses níveis e a ambição é reduzir todas as doses para níveis tão baixos quanto razoavelmente possível (*As Low As Reasonably Achievable – ALARA*), tendo em conta fatores econômicos e sociais.

Situações de exposição existentes, que são situações de exposição que já existem quando pode ser necessário tomar uma decisão sobre o controle, como as causadas pela radiação natural de fundo (ICRP, 2014 e 2024).

A idéia de limite de dose é uma fronteira de risco aceitável. Com base desse limite, podem ser estabelecidos os níveis de restrição que afastam, para baixo, os valores de dose, tornando a radioproteção mais eficiente (ICRP, 2007; 2024 e IAEA, 2014).

As avaliações de dose na ICRP são feitas por modelagem matemática, com fatores de conversão de concentração de atividade no indivíduo em dose efetiva comprometida. Usando o modelo LNT, permitem estimar os efeitos probabilísticos e prever os efeitos estocásticos em termos populacionais (ICRP, 2024).

Logo, a ICRP propõe um modelo factível, realista, de fácil comparação que, desde sua criação, tem-se mostrado eficiente e aumentado a eficiência com o passar do tempo, tornando-se um modelo robusto de proteção, amplamente utilizado e cientificamente defensável.

3.1.4. Visão da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA)

A *United States Environmental Protection Agency – USEPA*, é uma instituição americana responsável pela regulação da potabilidade da água em aspectos microbiológicos, químicos e radiológicos. Ela possui uma regulamentação sobre radionuclídeos em água potável: *Radionuclides Rule 66 FR 76708* (USEPA, 2000). O regulamento tem como princípio a regra é reduzir a exposição a radionuclídeos devido a água potável e, com isso, reduzir o risco de câncer dos radionuclídeos e da radiotoxidez do urânio. Esta regra também melhora a proteção da saúde pública, reduzindo a exposição a todos os radionuclídeos.

A regra definem os *maximum contaminant levels – MCLs*, existentes para ^{226}Ra e ^{228}Ra combinados, radioatividade alfa total, beta total e fótons. A regra regulamenta o urânio pela primeira vez visando a proteção contra os efeitos tóxicos renais do urânio e redução do risco de câncer. Os limites dos radionuclídeos regulados são: emissores beta e emissores de elétrons: $4 \text{ mrem}\cdot\text{a}^{-1}$; alfa total: $15 \text{ pCi}\cdot\text{L}^{-1}$; combinado de rádios ($^{226}\text{Ra} + ^{228}\text{Ra}$) $5 \text{ pCi}\cdot\text{L}^{-1}$ e urânio: $30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (USEPA, 2000).

3.1.5. Visão da Comissão de Regulamentação Nuclear dos Estados Unidos (USNRC)

A *United States Nuclear Regulatory Commission – USNRC*, é uma agência específica para assuntos radiológicos. Nesta agência, tem-se a convergência do valor de limite da USEPA e estipula a concentração do urânio igual à USEPA: $30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (NRC, 2000).

3.1.6. Visão da União Europeia (EU)

A potabilidade radiológica possui uma diretiva, *DIRECTIVE (EU) 2020/2184* (EU, 2020), mas essa diretiva cita a concentração máxima do urânio, com valor de limite igual à USEPA e à USNRC, isto é, $30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. (EU, 2020). Por outro lado, a diretiva possui limites específicos de CA, em $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. Para o ^{238}U que é de $0,3 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, para o ^{226}Ra , de $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, para o ^{228}Ra , de $0,2 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ e para o ^{210}Pb de, $0,2 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (EURATOM, 2013 e EU, 2020). A EU tem, também, um valor de dose referencial, *Total Dose Indicative - TDI*, com valor de $0,1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Se a dose devida a ingestão de água ultrapassar este valor, então medidas de avaliação e determinação das CA de radionuclídeos de meia-vida longa devem ser avaliadas e decisões deverão ser tomadas para convergir as doses para ficarem abaixo do TDI.

3.1.7. Visão da Organização Mundial De Saúde (WHO)

A base da proteção radiológica definida pela *World Health Organization – WHO*, é baseada em risco. Os riscos radiológicos são melhor controlados através de uma abordagem preventiva de gestão de riscos, seguindo o arcabouço para água potável segura. O arcabouço da WHO aponta radionuclídeos como sendo um risco de menor probabilidade, frente aos riscos microbiológicos e químicos que são mais disseminados (WHO, 2017; 2018; 2018^a e 2022).

Para a WHO, os fundamentos para assegurar a segurança da água potável incluem um modelo para a garantia da qualidade da água potável. Esse arcabouço consiste em metas de saúde estabelecidas por uma autoridade sanitária competente, sistemas apropriados e bem gerenciados (com infraestrutura adequada, monitoramento eficiente e planejamento e gestão eficazes) e um sistema de vigilância independente (WHO, 2022).

Somente em casos específicos, a WHO aponta a necessidade de avaliação dos radionuclídeos em termos de CA, geradora de doses suficientemente altas para uma tomada de decisão. Por conta disso, a WHO aponta uma avaliação preliminar (*screening*), utilizando para isto a análise de α e β total, com valores de níveis preliminares de 0,5 e 1,0 Bq·L⁻¹, respectivamente (WHO, 2017; 2018; 2018a e 2020), ver Tab. 9 e Fig. 11.

No caso do β total, extrapolar o valor de referência é indicado para retirar o valor da concentração de atividade do ⁴⁰K. Nessa nova situação, o nível de referência é novamente avaliado para o β total; se ficar abaixo do nível de referência (1,0 Bq·L⁻¹), então não existe restrição ao uso da água. Mas, tendo em mente que ambos os critérios, devem ser cumpridos (α e β totais) (WHO, 2017; 2018; 2018a e 2020), ver Tab. 9.

Tabela 9. Valores de aproximações sucessivas para tomada de decisão sobre a potabilidade radiológica indicado pela WHO (2022)

Aproximação	1 ^o (Bq·L ⁻¹)		2 ^o (Bq·L ⁻¹)						3 ^o (mSv·a ⁻¹)	Toxidez química-
	β total	α total	²³⁸ U	²³⁴ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb		
GL conservador	1	0,5	10	1	1	1	0,1	0,1	IDC = 0,1	30 μ g·L ⁻¹
GL realístico			3	2,8	3	ND	0,2	0,2		

1^o Avaliação preliminar; 2^o Avaliação dos radionuclídeos individuais e, 3^o avaliação complementar de dose. GL é o nível de referência e IDC é a restrição de dose, ND: não determinada.

A metodologia de avaliação recomendada para controlar os riscos à saúde dos radionuclídeos provenientes de água potável envolve quatro etapas:

- É adotado um IDC de 0,1 mSv para o consumo de água potável durante 1 ano;
- A triagem inicial é realizada tanto para atividade alfa total quanto para atividade beta total. Se as concentrações de atividade medidas estiverem abaixo dos níveis

de rastreio de $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ para atividade alfa total e $1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ para atividade beta total, não é necessária qualquer ação adicional;

- Se qualquer um dos níveis de triagem for excedido consistentemente, as concentrações de radionuclídeos individuais deverão ser determinadas e comparadas com os níveis de orientação, ver Tabela 9; e*
- O resultado desta avaliação adicional pode indicar que não são necessárias quaisquer medidas ou que é necessária uma avaliação adicional antes de ser tomada uma decisão sobre a necessidade de medidas para reduzir a dose.*

Na visão da WHO (2022), foram escolhidos apenas 8 radionuclídeos antrópicos que o autor estipula DoCo e GL (ver Tabela 10). Para estes radionuclídeos, a comparação e as avaliações de dose são providenciadas pela própria WHO. Já para outros radionuclídeos antrópicos, podem ser usados os valores de DoCo da ICRP (ICRP, 2013) e usar os conceitos de segurança da ICRP (2013; 2007 e 2020) da IAEA (2002; 2005; 2014; 2016 e 2018b) e da CNEN (2014) entre outros.

Tabela 10. Fator de conversão de atividade em dose (DoCo) e Guidance Level (GL, nível de referência, para radionuclídeos antrópicos) (WHO, 2022)

	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I	^3H	^{14}C	^{239}Pu	^{241}Am
DoCo	$1,9\cdot 10^{-8}$	$1,3\cdot 10^{-8}$	$2,8\cdot 10^{-8}$	$2,2\cdot 10^{-8}$	$1,8\cdot 10^{-11}$	$5,8\cdot 10^{-10}$	$2,5\cdot 10^{-7}$	$2,0\cdot 10^{-7}$
GL	10	10	10	10	10.000	1000	1	1

O risco adicional para a saúde da exposição a uma dose anual de $0,1 \text{ mSv}$ (ou seja, o IDC), associado com a ingestão de radionuclídeos da água potável, é considerado baixo pelas seguintes razões (WHO, 2022):

- As doses individuais da radioatividade natural no ambiente variam amplamente;*
- A média mundial é de cerca de $2,4 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (ver Tabela 7);*
- Os limites de doses do IP é de $1,0 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$, logo o IDC representa 10 %, do limite, sendo um acréscimo pequeno à radiação de fundo;*
- O coeficiente de risco nominal para a incidência de câncer induzido por radiação é de aproximadamente $5,5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ (ICRP, 2007). Multiplicando este*

coeficiente por um IDC de 0,1 mSv/ano de água potável dá um risco anual estimado de câncer de aproximadamente $5,5 \times 10^{-6} \text{ ano}^{-1}$ (ICRP, 2007).

O critério de dose individual (*individual dose criterion - IDC*) fornece a base para o desenvolvimento dos critérios operacionais, isto é, a níveis de triagem e níveis de orientação incluídos nas diretrizes. Esses valores podem ser aplicados por fornecedores de água e autoridades.

Os níveis de referência da WHO (2022) podem ser adaptados em padrões para radionuclídeos em água potável considerando o contexto nacional. A adaptação pode particularmente ser considerada onde há níveis elevados de radionuclídeos que ocorrem naturalmente nas águas subterrâneas e opções mínimas para fontes alternativas de água ou tratamento de água. Em tal situações, o nível de referência dos Padrões Básicos de Segurança (BSS) deve ser considerado (IAEA, 2014).

O nível de referência da WHO é a comparação da razão entre o somatório das atividades de radionuclídeo de interesse e o somatório de GL dos mesmos radionuclídeos, como na Equação 1. Neste caso, valores menores ou iguais a 1, não apresentam restrições ao uso. Maiores que este valor, não se recomenda o uso pelo IP, Já, o estabelecimento do GL é definido pela equação 2.

$$\sum_i \frac{CA_i}{GL_i} \leq 1 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

CA_i É a concentração de atividade do radionuclídeo **i**;

GL_i É o *Guidance Level* (nível de referência) do radionuclídeo **i**.

Para estabelecimento do *Guidance Level*, o valor é estimado pela Equação 2:

$$GL = \frac{IDC}{h_{ing} \cdot q} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

- GL** É o nível de referência de radionuclídeo na água potável ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$);
- IDC** É o critério de dose individual, neste caso $0,1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$;
- h_{ing}** É fator de coeficiente para ingestão por adultos ($\text{mSv}\cdot\text{Bq}^{-1}$); e
- q** É o volume anual ingerido de água potável, estimado em 730 litros/ano (equivalente à taxa padrão de consumo de água potável da Organização Mundial da Saúde de $2 \text{ litros}\cdot\text{d}^{-1}$).

3.1.8. Visão do Ministério da Saúde

O Ministério da Saúde, através da Portaria GM/MS Nº 888 de 4 de maio de 2021 (Brasil, 2021), cuida da potabilidade da água para diversos fatores químicos, físicos e microbiológicos. Em termos radiológicos só se atem ao urânio, com o valor recorrente de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ e valores de alfa total de $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ e beta total de $1,0 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$.

3.1.9. Visão do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA)

O CONAMA possui algumas resoluções de qualidade da água doce, mas não de potabilidade. A resolução 357 possui limite de $0,02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o urânio no efluente (CONAMA, 2005). Essa resolução foi alterada (complementada) pela resolução 393 (CONAMA, 2007), que não alterou o valor do limite do urânio. A resolução 357 foi novamente alterada pela resolução 397 (CONAMA, 2008), que novamente não alterou o valor do limite para urânio. Mais uma vez, a Resolução 357 foi alterada pela resolução CONAMA 410 (CONAMA, 2009), sem variação do limite do urânio. Por fim, a Resolução 430 (CONAMA, 2011) novamente alterou a Resolução 357 sem alteração do limite para o urânio. Portanto, o valor definido pelo CONAMA para liberação de efluentes é menor que o valor apontado pelas instituições avaliadas acima para potabilidade (WHO, 2022; NRC, 2000; EURATOM, 2013; EU, 2020 e USEPA, 1999). A comparação deve

levar em conta as organizações internacionais para potabilidade da água; já o CONAMA define liberações de efluentes.

3.1.10. Visão da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN)

O órgão responsável pela qualidade da água no Brasil é o Sistema Único de Saúde (SUS), em consonância com a Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1988), no seu Art. 200, § 6º: “fiscalizar e inspecionar alimentos, compreendido o controle de seu teor nutricional, bem como bebidas e águas para consumo humano”; a Lei nº 8.080/1990 (Brasil, 1990), no seu Art. 6º, § 8º, “a fiscalização e a inspeção de alimentos, água e bebidas para consumo humano”; e o Decreto Nº 79.367/1977 (Brasil, 1977) que, no seu *caput*, cita: “*Dispõe sobre normas e o padrão de potabilidade de água e dá outras providências*”. O SUS é a entidade competente no que se refere à normatização e à fiscalização da água para consumo humano. Esta regulamentação é estabelecida pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação Nº 5/2017 do Ministério da Saúde (Brasil, 2017). Com relação ao aspecto radiológico, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) será consultada para subsidiar a decisão sobre a respectiva potabilidade.

Na norma básica de radioproteção, a CNEN (2014) normatiza os valores de níveis de referência e de investigação, que é seguida pela norma de radioproteção para mineração com radionuclídeos associados (CNEN, 2016) e na posição regulatória (CNEN, 2020).

Com relação à CNEN, a Posição Regulatória PR-3.01:012:2020 (CNEN, 2020) estabelece os valores de triagem, como a seguir:

Os níveis de triagem usados na avaliação da potabilidade da água, do ponto de vista radiológico, são os valores de concentração de atividade que não excedam 0,5 Bq·L⁻¹ para atividade alfa total e 1,0 Bq·L⁻¹ para beta total.

§1º Caso os níveis de triagem de beta total sejam superados, deverá ser subtraída a contribuição do K-40 (emissor beta).

§2º Caso as concentrações de atividades de alfa ou de beta total, após a subtração do K-40, permaneçam acima dos níveis de triagem citados neste artigo, outra amostra deverá ser coletada e analisada para alfa e beta total.

§3º Se os novos valores obtidos continuarem acima dos níveis de triagem, consultar regulamento específico (Posição Regulatória) da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) para saber como proceder nessa situação;

§4º A CNEN poderá solicitar a análise específica de radionuclídeos naturais e/ou artificiais potencialmente presentes na água, assim como outras informações relevantes, conforme especificado em sua Posição Regulatória.

§5º A CNEN avaliará sobre a potabilidade do ponto de vista radiológico, com base na dose total estimada devido à ingestão de água contendo todos os radionuclídeos presentes.

§6º Até que a CNEN avalie a potabilidade da água do ponto de vista radiológico, nenhuma medida de restrição ao abastecimento com base no aspecto radiológico deve ser adotada, considerando as elevadas incertezas que podem estar associadas às técnicas para determinação de alfa e beta total.

§7º As amostras para avaliação radiológica devem ser coletadas nas águas que serão distribuídas para o consumo humano.

Esta posição regulatória apresenta um fluxo de tomada de decisão como mostra a Fig.11.

Uma diferença entre a norma CNEN (2020) e as recomendações internacionais é a taxa de ingestão, sendo recomendado pela CNEN a quantidade de $720 \text{ L}\cdot\text{a}^{-1}$ e as normas internacionais indicam $730 \text{ L}\cdot\text{a}^{-1}$ (IAEA, 2018b; EURATOM, 2013 e IAEA, 2014).

O nível de referência da CNEN (2020) de $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ e o nível de investigação de $0,1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ convergem com os valores de ICRP (2007) e da IAEA (2014).

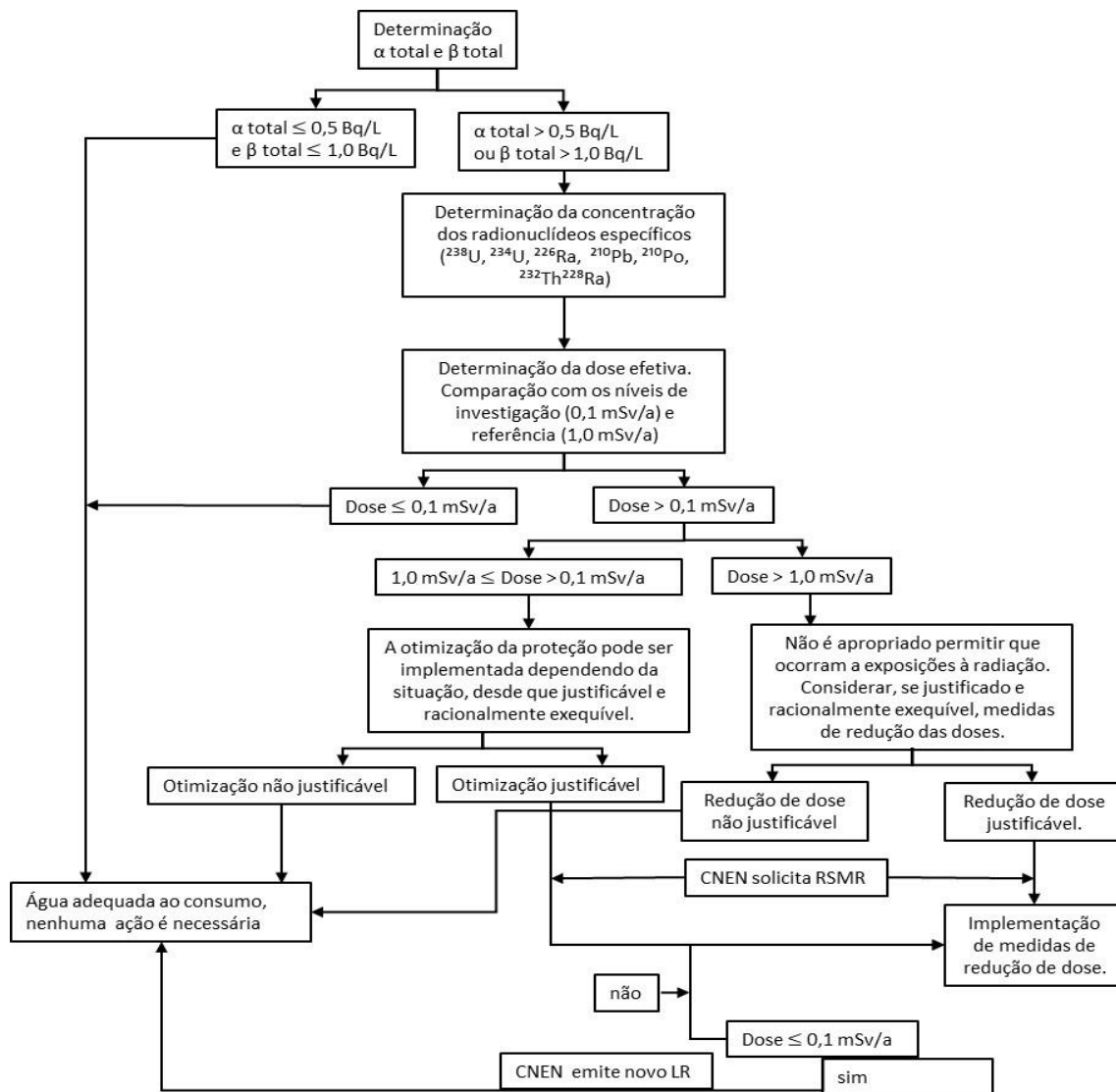


Figura 11. Fluxograma de tomada de decisão sobre os aspectos radiológicos em água seg. (CNEN, 2020), com alterações do autor

CAPÍTULO 4

4.1. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1.1. Área de Amostragem

A região em estudo está situada no Estado do Ceará, na Região Nordeste do Brasil. A área urbana abrange as cidades de Santa Quitéria, Canindé e Itatira, enquanto a zona rural é caracterizada pelos assentamentos de Riacho das Pedras, Queimados, Morinhos e Lagoa do Mato. Os recursos hídricos naturais na proximidade da futura mina são limitados, manifestando-se em pequenos riachos sazonais, poucos rios perenes e represas de água. Os pontos de coleta são identificados com suas coordenadas *Universal Transverse Mercator – UTM*, estão detalhados na Tabela 11 e podem ser visualizados na Figura 12. Os pontos de coleta estão associados a açudes e rios perenes presentes na área.

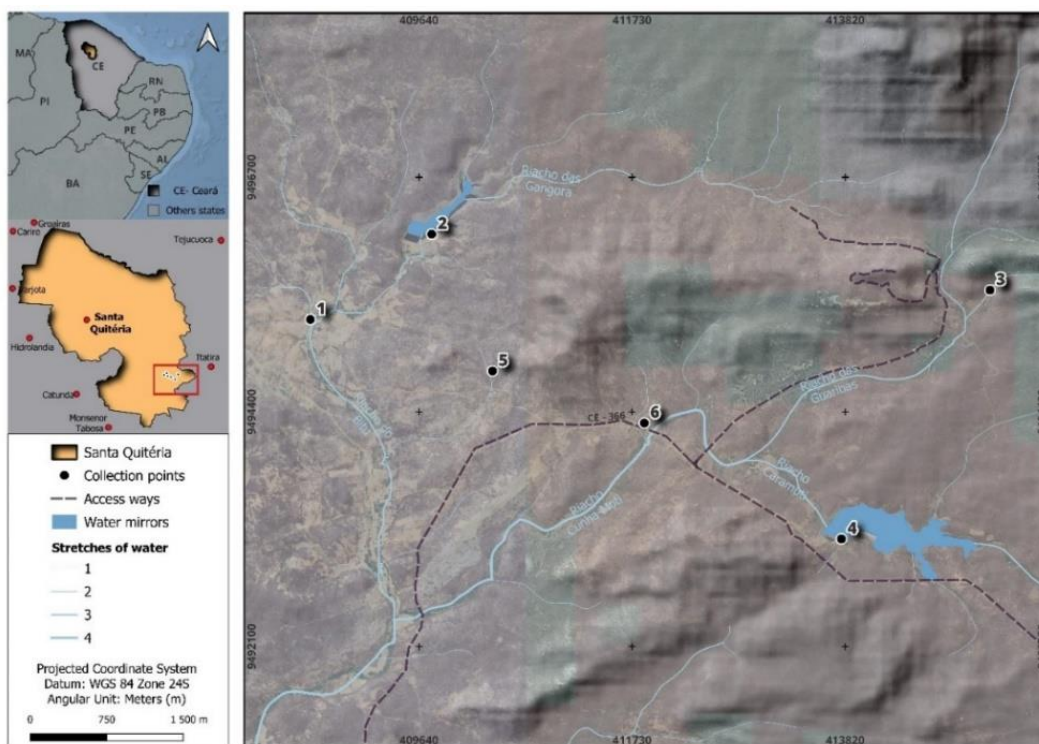
Tabela 11. Localização geográfica dos pontos de coletas em coordenadas "UTM" (zona 24, hemisfério sul)

Pontos	#01	#02	#03	#04	#05	#06
UTM E	408575	409766	415241	413784	410362	411850
UTM N	9495305	9496141	9495593	9493155	9494800	9494290

4.1.2. Coleta e Preparação de Amostras

Foram coletadas amostras de água em frascos de um litro, utilizando 6 litros, com um volume total de 900 litros (6 litros vezes 6 pontos vezes 25 réplicas). Os 6 litros foram divididos em duas classes, sendo 5 litros para análise e 1 litro como contraprova. As coletas foram realizadas, pelo menos, uma vez por mês em 25 meses consecutivos. Estas amostras foram acidificadas com 1 mL·L⁻¹ de HNO₃ concentrado e no laboratório, filtradas através de um filtro de 0,45 µm, sendo o filtrado considerado como fração solúvel. O filtro foi pesado antes e depois de reter o material, propiciando a massa de material particulado. Foram submetidos à digestão com uma solução 30:1, v/v de HNO₃:H₃PO₄, a uma temperatura máxima de 90 °C, resultando na fração particulada. A

soma das concentrações de atividade das frações solúveis e particuladas foi adotada como representação da concentração total de atividade liberada.



Fonte: o autor

Figura 12. Localização dos pontos de coleta na região de Santa Quitéria; coleta realizada em leito de riachos e um açude

4.2. ANÁLISES DOS RADIONUCLÍDEOS

Os isótopos de rádio e chumbo (^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb) foram determinados com base na metodologia definida por Godoy e colaboradores (1994) e Lauria e colaboradores (2012), que consiste em uma co-precipitação seletiva seguida de contagem alfa total para ^{226}Ra ou contagem beta total para ^{228}Ra e ^{210}Pb e adaptado por Pereira et al. (2020 e 2021). Este método se baseia na separação sequencial radioquímica dos isótopos de rádio (^{226}Ra e ^{228}Ra) e o isótopo do chumbo (^{210}Pb).

As amostras foram analisadas no Laboratório de Monitoração Ambiental (LMA) da Unidade de Descomissionamento de Caldas (UDC) das Indústrias Nucleares do Brasil S.A. (INB) em Caldas, Minas Gerais. O LMA participa do Programa Nacional de Intercomparação (PMI).

O urânio e o tório (U_{nat} e ^{232}Th) foram determinados por espectrofotometria arsenazo usando um Perkin Elmer espectrofotômetro, segundo Savvin (1961 e 1964). Alguns detalhes da metodologia usada no estudo atual podem ser verificados na literatura (Savvin, 1961; 1964; Pereira et al. 2021a e 2021b). As curvas de calibração para ambos os elementos foram realizadas com um branco e uma solução padrão fornecida pelo Laboratório Nacional de Metrologia de Radiação Ionizante do Instituto de Radioproteção e Dosimetria (LNMRI/IRD), com concentrações de 0,25, 0,50, 1,0, 2,0, 3,0, 4,0 e 5,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. As amostras foram medidas em 650 nm e 665 nm para urânio e tório, respectivamente. Os fatores de conversão utilizados foram de $24,8 \text{ Bq}\cdot\text{mg}^{-1}$ para U_{nat} e de $4,4 \text{ Bq}\cdot\text{mg}^{-1}$ para ^{232}Th . As atividades mínimas detectáveis obtidas foram de $4,8\cdot 10^{-2} \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ e de $2,2 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ para U_{nat} e ^{232}Th , respectivamente. A pequena abundância isotópica de ^{235}U em amostras ambientais ($\sim 0,72\%$, em massa) não contribui significativamente para a concentração total de atividade do U_{nat} . Apesar da abundância isotópica ainda menor do ^{234}U ($\sim 0,0054\%$ em massa), este radionuclídeo foi considerado em equilíbrio secular dentro da série do urânio. Portanto, o U_{nat} foi considerado composto por ^{238}U e ^{234}U em proporções de concentração de atividade idênticas, como recomendado pela IAEA (2005; 2016 e 2018).

O ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{228}Ra foram analisados por co-precipitação e contagem alfa total para ^{226}Ra e contagem beta total para ^{228}Ra e ^{210}Pb , usando o detector proporcional (Bertold, modelo LB770), com método de anti-coincidência e baixo *background*, segundo Godoy e colaboradores (1994). Esta metodologia é amplamente utilizada por outros autores (Santos et al. 2002; Lauria et al., 2012; Pereira et al. 2020, 2021a e 2021b). Usando o tempo de contagem de 100 min para alfa e 400 min para beta e as atividades mínimas detectáveis obtidas com 95% de confiança, os limites de detecção foram 5 mBq, 10 mBq e 10 mBq para ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb , respectivamente (Lauria et al., 2012).

4.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA

4.3.1. Estatística Univariada

Os dados foram examinados em relação às frações solúveis, particuladas e totais (soma das frações solúvel e particulada) em todos os pontos e meses de coleta. Uma tabela foi

elaborada para organizar os dados, onde as colunas representam os pontos, radionuclídeos e as frações, enquanto as linhas indicam a repetição das análises em amostras coletadas nos 25 meses de amostragem. Isso gerou uma matriz com 3 frações em 6 pontos e 25 repetições, para 5 radionuclídeos, totalizando 2.250 dados e 1.500 análises (2 frações em 6 pontos e 25 repetições, para 5 radionuclídeos). A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste Anderson-Darling. A comparação entre os dados das frações solúveis e particuladas foi realizada pelo teste t pareado quando a normalidade foi observada. Caso contrário, o teste Mann-Whitney foi aplicado (Minitab Inc., 2014).

Os valores médios dos 25 meses de CA foram considerados como média anual para as frações totais utilizadas, pois a legislação brasileira e as recomendações internacionais consideram a média anual como referência (CNEN, 2014; 2020; Brasil, 2017; WHO, 2018, 2018a e 2022). A descrição dos dados foi feita utilizando a mediana e os quartis (Minitab Inc., 2014). Duas abordagens de análise da variação das três frações nos seis pontos podem ser utilizadas dependendo da normalidade dos dados. Caso se os dados seguissem uma distribuição normal, então seriam examinados por meio do teste de análise de variância (ANOVA), com complemento da classificação pelo teste de Tukey. Caso contrário, o teste Kruskal-Wallis foi aplicado. A análise estatística foi conduzida usando o *software* Minitab17® (Minitab Inc., 2014). A correlação entre as frações seria avaliada através do R^2 de Pearson utilizando o mesmo software.

4.3.2. Estatística Multivariada

A caracterização química e radiológica do material solúvel e particulado foi realizada por meio de análises de agrupamento e análise fatorial (Minitab Inc., 2014) para identificar padrões de distribuição multivariada do comportamento ambiental da concentração dessas frações. As mesmas técnicas foram aplicadas à fração total com os mesmos objetivos, como em Pereira e colaboradores (2020).

4.4. RISCO QUÍMICO

A concentração de urânio foi utilizada como critério de qualidade da água, abordando tanto a toxicidade química, quanto o risco radiológico. A caracterização do urânio é crucial de ambas as perspectivas, sendo o risco químico prioritário por ter limite menor do que a CA, isto é; para saúde humana, os efeitos deletérios são primeiro alcançados pela toxidez química, enquanto o risco radiológico ainda está dentro dos limites radiológicos. O limite superior de toxicidade química para a concentração de urânio total é de 30 ppm (USEPA 1997; NRC 2000; Canadá 2009; EURATOM 2013; Brasil 2017 e 2021), equivalente a $0,72 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, utilizando $24,8 \text{ mg}\cdot\text{Bq}^{-1}$ de atividade específica, conforme definido anteriormente. Já o CONAMA (2005) define como limite de liberação de efluentes em 20 ppm. Os valores do nível de orientação em termos radiológicos, segundo a WHO (2022), são de $10 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. Esta afirmação compara duas unidades de medida; logo, uma conversão entre elas deve ser realizada para comparação seja feita, o que é demonstrado na Equação 3:

$$A = \lambda \cdot N = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \cdot \frac{A_N}{M} \cdot 1g \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

- A** É a atividade, em Bq;
- $T_{1/2}$** É a meia vida do elemento de interesse (s)
- A_N** É o número de Avogrado ($\text{atomos}\cdot\text{mol}^{-1}$);
- M** É a massa molar do elemento de interesse ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$); e
- $1g$** É o grama (unidade da grandeza física fundamental para massa).

A Equação 3 utilizada no U_{nat} estabelece a relação em que 1 mg equivale a $\pm 24,8 \text{ Bq}$ ($24,8 \text{ Bq}\cdot\text{mg}^{-1}$). Para o ^{232}Th o valor é de $\pm 4,4 \text{ Bq}\cdot\text{mg}^{-1}$.

4.5. TAXA DE DOSE

O cálculo da taxa de dose decorrente da ingestão de radionuclídeos contidos na água foi realizado utilizando a Equação 4, conforme descrito por Pereira e colaboradores (2022). Os coeficientes de conversão de dose (DoCo) utilizados neste cálculo são documentados na Tabela 12.

Tabela 12. Coeficiente de conversão do radionuclídeo (DoCo) para Indivíduo do Público, em $\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$, (ICRP, 2013)

Radionuclídeo	U_{nat}	^{226}Ra	^{210}Pb	^{232}Th	^{228}Ra
DoCo ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$)	$4,70\cdot 10^{-8}$	$2,80\cdot 10^{-7}$	$6,09\cdot 10^{-7}$	$2,30\cdot 10^{-7}$	$6,09\cdot 10^{-7}$

Os valores de dose derivados foram posteriormente submetidos a uma análise comparativa com limites de dose (LD) estabelecidos pelas entidades citadas no Capítulo 3. O objetivo principal desta comparação é verificar se existe necessidade de impor restrições ao consumo de água com base nos valores de dose determinados. Além disso, os valores de dose calculados são justapostos com restrições de dose (RD) endossadas por essas mesmas organizações, a fim de avaliar se medidas de redução de dose (relativas ao processo de otimização) precisam ser implementadas.

$$D_{\text{ing}} = \sum_j IR_{\text{água}} * C_{\text{água}}^j * DoCo_{\text{ing}}^j \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

D_{ing} É a taxa de dose devido a ingestão de água ($\text{Sv}\cdot\text{y}^{-1}$);

$IR_{\text{água}}$ É a taxa de ingestão de água ($720 \text{ L}\cdot\text{y}^{-1}$);

$C_{\text{água}}^j$ É a concentração de atividade do radionuclídeo j na água ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$); e

$DoCo_{\text{ing}}^j$ É o coeficiente de conversão do radionuclídeo j ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$).

4.6. Risco de Mortalidade e Morbidade

Os riscos de mortalidade e morbidade, ver Tabela 13, pela ingestão de radionuclídeos foram calculados conforme a Equação 5 (USEPA, 1999). Para o cálculo do risco, os fatores de inclinação da reta do gráfico gerado pela relação entre risco de câncer versus ingestão de radionuclídeo, utilizados para o cálculo, são:

$$(CR_{mb} \text{ ou } CR_{mt}) = ADI \cdot (S_{fmb} \text{ ou } S_{fmt}) \cdot 27488 \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

(CR_{mb} ou CR_{mt}) É o excesso de risco de câncer: Morbidade (CR_{mb}) ou mortalidade (CR_{mt});

ADI É a média de ingestão do radionuclídeo j [$CA (Bq \cdot L^{-1}) \cdot 2 (L \cdot d^{-1}) = (Bq \cdot d^{-1})$];

(S_{fmb} ou S_{fmt}) É o fator de inclinação de: morbidade (S_{fmb}) ou mortalidade (S_{fmt}) em Bq^{-1} (USEPA, 1999); e

27.488 É o tempo de duração da vida (d) ~ 75,2 anos (USEPA, 1999).

Tabela 13. Fator de inclinação da reta para risco de mortalidade e morbidade, em Bq^{-1} (USEPA, 1999)

Radionuclídeos	U_{nat}	^{226}Ra	^{210}Pb	^{232}Th	^{228}Ra
Mortalidade (S_{fmb})	$1,13 \cdot 10^{-9}$	$7,17 \cdot 10^{-9}$	$1,75 \cdot 10^{-8}$	$1,87 \cdot 10^{-9}$	$2,00 \cdot 10^{-8}$
Morbidade (S_{fmt})	$1,73 \cdot 10^{-9}$	$1,04 \cdot 10^{-9}$	$2,38 \cdot 10^{-8}$	$2,37 \cdot 10^{-9}$	$2,81 \cdot 10^{-8}$

CAPÍTULO 5

5.1. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1.1. Estatística Univariada para as Concentrações de Atividade

Cento e cinquenta amostras foram coletadas em seis pontos. Em todos os pontos, a água é utilizada pela população local para consumo humano e dessedentação (ato de fornecer água) de bovinos, ovinos, caprinos e suínos, além de coleta de peixe (pontos #04 e #06). Cada amostra foi analisada para cinco radionuclídeos (U_{nat} , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th e ^{228}Ra), frações [solúvel, particulada e total (soma das frações solúvel e particulada)] em todos os pontos (#01, #02, #03, #04, #05, e #06) totalizando 2.250 dados obtidos para análises estatísticas e 1.500 análises químicas (2 frações, 5 radionuclídeos, 6 pontos e 25 réplicas).

A média da fração total, desvios padrões, valores mínimos e máximos e número de amostras, independente dos pontos amostrais, foram avaliados para caracterizar a área em termos de radioatividade natural, ver Tabela 14. Os *boxplots* dos valores obtidos podem ser vistos na Figura 13.

Tabela 14. Valores médios da fração total, desvios padrão, valores mínimos e máximos e número de amostras de CA ($Bq \cdot L^{-1}$) para os radionuclídeos analisados, independentemente do ponto de amostragem

Radionuclideo	Média ($Bq \cdot L^{-1}$)	Desv. Pad. ($Bq \cdot L^{-1}$)	Mínimo ($Bq \cdot L^{-1}$)	Máximo ($Bq \cdot L^{-1}$)	N
U_{nat}	$9,89 \cdot 10^{-2}$	$5,83 \cdot 10^{-3}$	$3,38 \cdot 10^{-3}$	$3,36 \cdot 10^{-1}$	150
^{226}Ra	$5,35 \cdot 10^{-2}$	$4,47 \cdot 10^{-3}$	$1,12 \cdot 10^{-3}$	$3,75 \cdot 10^{-1}$	150
^{210}Pb	$5,86 \cdot 10^{-2}$	$4,09 \cdot 10^{-3}$	$1,81 \cdot 10^{-4}$	$2,89 \cdot 10^{-1}$	150
^{232}Th	$6,89 \cdot 10^{-3}$	$2,13 \cdot 10^{-3}$	$3,83 \cdot 10^{-4}$	$2,66 \cdot 10^{-1}$	150
^{228}Ra	$2,81 \cdot 10^{-3}$	$3,77 \cdot 10^{-4}$	$3,66 \cdot 10^{-4}$	$2,53 \cdot 10^{-2}$	150
Total					750

5.1.2. Análise Comparativa da Concentração de Atividade dos Radionuclídeos

Em termos das concentrações de atividade das séries de urânio, foi feita uma comparação com as estimativas fornecidas pela UNSCEAR (2000). Notavelmente, a concentração média de atividade do U_{nat} ($98,9 \text{ mBq} \cdot L^{-1}$) está alinhada com a variabilidade observada em vários países, como EUA, China, Finlândia, França, Alemanha, Itália e Suíça,

abrangendo uma faixa de 0,2 a 300.000 mBq·L⁻¹. No entanto, supera os valores reportados na Polónia, Roménia, Espanha e Índia, que apresentam um intervalo mais estreito de 0,2 a 64 mBq·L⁻¹.

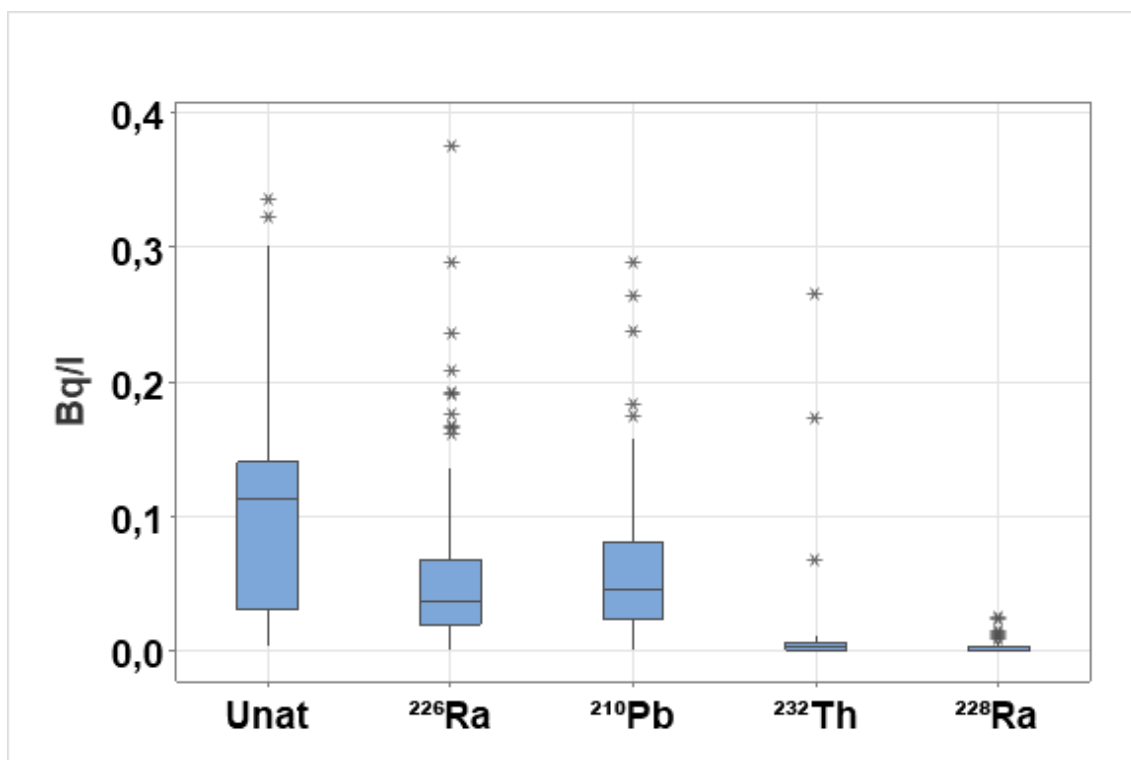


Figura 13. *Boxplot* dos valores de CA da fração total, independente do ponto de amostragem; os * são os valores de *outliers*

Da mesma forma, a concentração média de atividade de ²²⁶Ra (53,5 mBq·L⁻¹) está dentro da faixa observada na China, Finlândia, França, Alemanha, Itália, Suíça, Espanha e Reino Unido, variando de 0,2 a 49.000 mBq·L⁻¹. No entanto, supera a variabilidade encontrada nos EUA, Polónia e Romênia, que apresentam um intervalo mais estreito de 0,4 a 21 mBq·L⁻¹ (UNSCEAR, 2000).

Voltando a atenção para a concentração média de atividade de ²¹⁰Pb (58,60 mBq·L⁻¹), se alinha com as médias observadas na Finlândia, Alemanha e Reino Unido, variando de 0,2 a 21.000 mBq·L⁻¹. No entanto, excede o intervalo de valores de concentração de atividade nos EUA, Polónia e Romênia, que demonstram um intervalo mais restrito de 0,1 a 44 mBq·L⁻¹ (UNSCEAR, 2000).

5.1.3. Análise Comparativa da Concentração de Atividade dos Radionuclídeos da Série do Tório

No que diz respeito às concentrações de atividade da série do tório, foi realizada uma análise comparativa com estimativas de diferentes regiões. A concentração média de atividade de ^{232}Th ($6,89 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$) está situada dentro da faixa observada na China e na Suíça, variando de $0,04$ a $12 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$. No entanto, supera os valores documentados nos EUA e na Roménia, onde a faixa se estende de $0,05$ a $4,2 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ (UNSCEAR, 2000).

Da mesma forma, a concentração média de atividade de ^{228}Ra ($2,81 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$) está alinhada com a faixa observada na Suíça, variando de 0 a $200 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$. No entanto, fica abaixo dos valores reportados na Finlândia, que vão de 18 a $570 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$. Por outro lado, supera os valores encontrados nos EUA, onde a faixa vai de 0 a $0,5 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$. Estas comparações esclarecem as concentrações de atividades específicas identificadas na área estudada em relação às tendências internacionais para os radionuclídeos da série do tório (UNSCEAR, 2000).

5.1.4. Aplicação de Estatísticas Multivariadas às Concentrações de Atividade da Fração Total

Empregando técnicas estatísticas multivariadas, a análise aprofundou-se nas inter-relações e padrões das CA dos radionuclídeos. A Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada a qual foram revelados agrupamentos, ver Figura 14, de variabilidade ambiental semelhantes. Esta observação foi fundamentada e reforçada pelos resultados da Análise de Agrupamento (AA) (ver Figura 15), culminando em um arranjo de agrupamento coerente para os radionuclídeos. Este arranjo pode ser articulado da seguinte forma:

$$[(\text{U}_{\text{nat}} \text{ e } ^{226}\text{Ra}) \neq (^{210}\text{Pb} \text{ e } ^{228}\text{Ra}) \neq (^{232}\text{Th})].$$

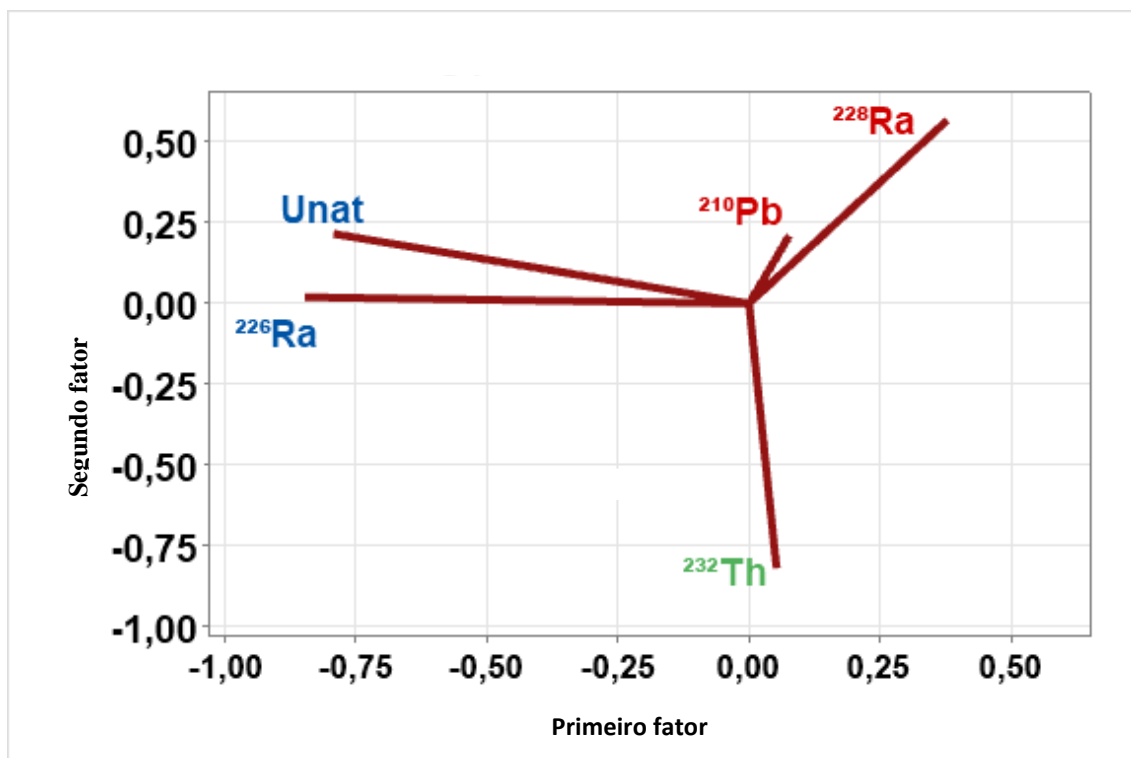


Figura 14. Representação gráfica dos dois eixos principais da análise fatorial para os radionuclídeos, independente dos pontos de coleta

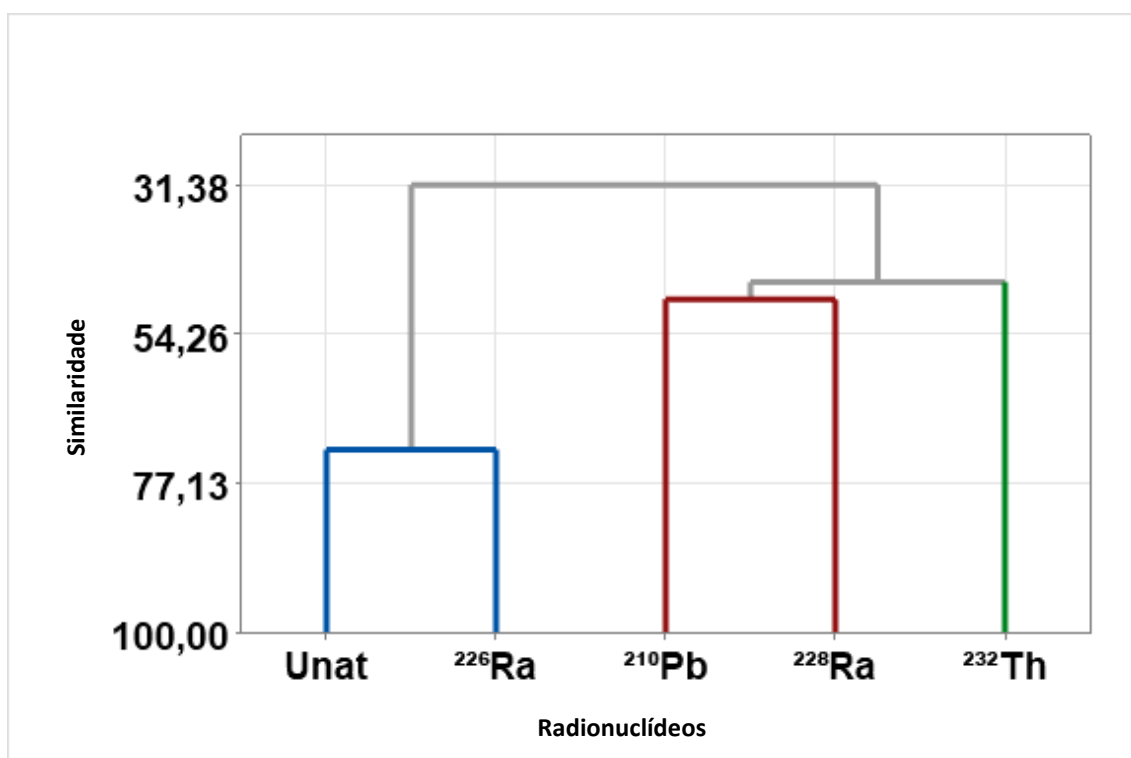


Figura 15. Dendrograma para os radionuclídeos estudados, independente dos pontos de coleta.

5.1.5. Análise Univariada da Concentração de Atividade da Fração Total por Ponto de Amostragem

Foram analisadas as CA dos radionuclídeos naturais para os seis pontos utilizados pela população local para consumo de água. Os valores médios e seus respectivos desvios padrão, baseados em 25 amostras, são apresentados na Tabela 16. Os *boxplots* que ilustram os valores obtidos podem ser observados na Figura 16.

Tabela 15. Valores médios das CA (Bq·L⁻¹) da fração total e seus respectivos desvios padrão para os seis pontos amostrais

Ponto		#01SQ	#02SQ	#03SQ	#04SQ	#05SQ	#06SQ	N
Unat	Média	$1.50 \cdot 10^{-1}$	$3.12 \cdot 10^{-2}$	$1.40 \cdot 10^{-1}$	$3.90 \cdot 10^{-2}$	$1.08 \cdot 10^{-1}$	$1.25 \cdot 10^{-1}$	150
	Desv. Pad.	$5.38 \cdot 10^{-3}$	$5.36 \cdot 10^{-3}$	$2.17 \cdot 10^{-2}$	$1.00 \cdot 10^{-2}$	$8.39 \cdot 10^{-3}$	$4.45 \cdot 10^{-3}$	
²²⁶ Ra	Média	$3.08 \cdot 10^{-2}$	$3.97 \cdot 10^{-2}$	$9.22 \cdot 10^{-2}$	$4.60 \cdot 10^{-2}$	$5.20 \cdot 10^{-2}$	$6.04 \cdot 10^{-2}$	150
	Desv. Pad.	$4.58 \cdot 10^{-3}$	$1.11 \cdot 10^{-2}$	$1.36 \cdot 10^{-2}$	$1.54 \cdot 10^{-2}$	$7.86 \cdot 10^{-3}$	$4.72 \cdot 10^{-3}$	
²¹⁰ Pb	Média	$5.11 \cdot 10^{-2}$	$5.22 \cdot 10^{-2}$	$8.26 \cdot 10^{-2}$	$6.11 \cdot 10^{-2}$	$5.64 \cdot 10^{-2}$	$4.84 \cdot 10^{-2}$	150
	Desv. Pad.	$7.93 \cdot 10^{-3}$	$1.11 \cdot 10^{-2}$	$1.29 \cdot 10^{-2}$	$1.14 \cdot 10^{-2}$	$7.53 \cdot 10^{-3}$	$7.17 \cdot 10^{-3}$	
²³² Th	Média	$3.46 \cdot 10^{-3}$	$1.25 \cdot 10^{-2}$	$3.52 \cdot 10^{-3}$	$1.40 \cdot 10^{-2}$	$4.06 \cdot 10^{-3}$	$3.84 \cdot 10^{-3}$	150
	Desv. Pad.	$5.61 \cdot 10^{-4}$	$7.19 \cdot 10^{-3}$	$5.91 \cdot 10^{-4}$	$1.05 \cdot 10^{-2}$	$5.62 \cdot 10^{-4}$	$6.24 \cdot 10^{-4}$	
²²⁸ Ra	Média	$2.54 \cdot 10^{-3}$	$2.07 \cdot 10^{-3}$	$2.81 \cdot 10^{-3}$	$3.34 \cdot 10^{-3}$	$2.11 \cdot 10^{-3}$	$3.97 \cdot 10^{-3}$	150
	Desv. Pad.	$8.77 \cdot 10^{-4}$	$7.25 \cdot 10^{-4}$	$6.90 \cdot 10^{-4}$	$7.77 \cdot 10^{-4}$	$8.91 \cdot 10^{-4}$	$1.42 \cdot 10^{-3}$	
N		25	25	25	25	25	25	750

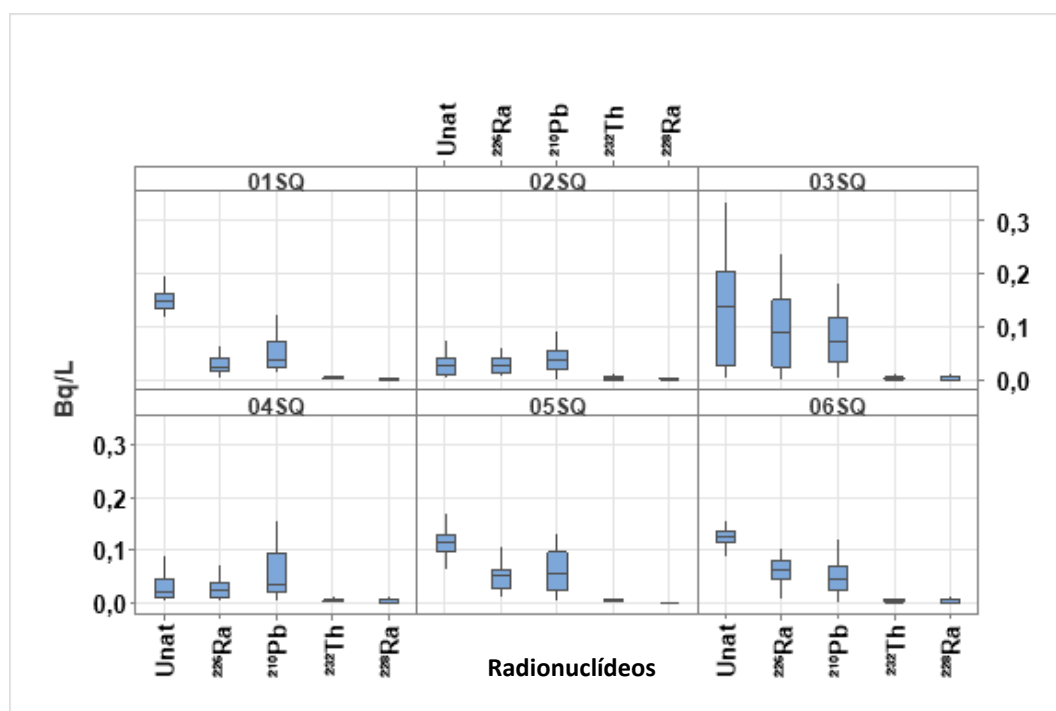


Figura 16. *Boxplots* das concentrações de atividade dos radionuclídeos por ponto de amostragem

Analisando os dados por ponto de amostragem pela ANOVA, U_{nat} mostrou diferenças significativas nas ($P < 0,01$). Posteriormente, foi realizado o teste de Tukey, que agrupou os pontos da seguinte forma:

$$[(\#01\text{SQ} > \#03\text{SQ} > \#06\text{SQ} > \#05\text{SQ}) > (\#04\text{SQ} = \#02\text{SQ})]$$

Para o ^{226}Ra , mais uma vez, foram observadas diferenças significativas na CA ($P < 0,01$), com uma classificação de pontos diferentes em relação ao U_{nat} . O teste de Tukey organizou os pontos da seguinte forma:

$$[(\#03\text{SQ}) > (\#06\text{SQ} = \#05\text{SQ}) > (\#04\text{SQ} = \#02\text{SQ} = \#01\text{SQ})].$$

Por outro lado, para ^{210}Pb ($P = 0,162$), ^{232}Th ($P = 0,489$) e ^{228}Ra ($P > 0,673$), a ANOVA não encontrou diferenças significativas nas CA entre os seis pontos analisados, indicando valores estatisticamente idênticos. O resumo dos resultados da análise univariada pode ser consultado na Tabela 16.

Tabela 16. Sumário dos resultados obtidos pela ANOVA e teste de Tukey

Radionuclídeo	Organização dos pontos	Nível de significância
U_{nat}	$[(\#01\text{SQ} > \#03\text{SQ} > \#06\text{SQ} > \#05\text{SQ}) > (\#04\text{SQ} =$	<0.01
^{226}Ra	$[(\#03\text{SQ}) > (\#06\text{SQ} = \#05\text{SQ}) > (\#04\text{SQ} = \#02\text{SQ} =$	<0.01
^{210}Pb	$(\#01\text{SQ} = \#02\text{SQ} = \#03\text{SQ} = \#04\text{SQ} = \#05\text{SQ} =$	0.162
^{232}Th	$(\#01\text{SQ} = \#02\text{SQ} = \#03\text{SQ} = \#04\text{SQ} = \#05\text{SQ} =$	0.489
^{228}Ra	$(\#01\text{SQ} = \#02\text{SQ} = \#03\text{SQ} = \#04\text{SQ} = \#05\text{SQ} =$	0.673

5.1.6. Análise da Taxa de Dose em Pontos de Amostragem

A análise da taxa de dose por pontos amostrais é apresentada na Tabela 16 e pode ser visualizado na Figura 17, abrangendo os valores médios das taxas de dose, juntamente com seus correspondentes desvios padrão, valores mínimos e máximos. Notavelmente, a

restrição de dose estabelecida pela WHO (2022) também está incluída na Tabela 16, fornecendo um ponto de referência.

Tabela 16. Valores médios das taxas de dose e seus respectivos desvios padrão, valores mínimos e máximos, restrição de dose (RD) e número de amostras analisadas

Ponto	Média ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$)	Desv. Pad. ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$)	Desv. Mín. ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$)	Desv. Máx. ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$)	RD ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$)	N
01SQ	80,41	4,17	51,46	129,16	100	25
02SQ	46,60	5,05	16,44	119,63		25
03SQ	108,5	10,6	16,83	203,18		25
04SQ	55,3	10,1	17,34	241,74		25
05SQ	75,43	5,69	11,54	147,42		25
06SQ	81,89	2,61	56,77	106,92		25
Total						150

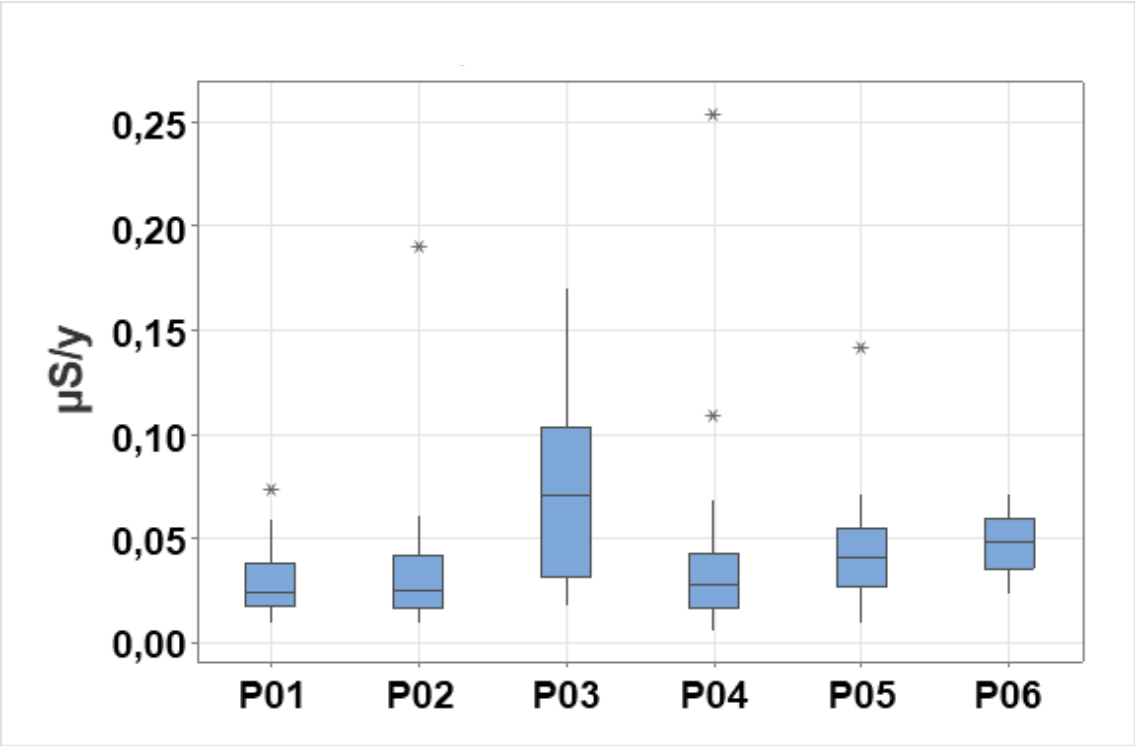


Figura 17. *Boxplot* dos valores de taxa de dose devido à ingestão de águas superficiais nos seis pontos amostrados; os * são os valores de *outliers*

Os valores médios das 25 amostras foram comparados com os valores de níveis de referência (RD) que representam um valor de referência abaixo do qual não há necessidade de redução da dose para garantir sua utilização pelo público em geral, em processo denominado otimização. Neste cenário, não há necessidade de realizar processo

de otimização de dose. O ponto #03SQ, com valor nominal de $0,1085 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$, ficaria matematicamente superior ao $0,1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ do IDC (WHO, 2022) e o TDI da União Européia (EU, 2020). Em ambos os casos as instituições (WHO e UE) pedem manutenção da monitoração e, se possível, reduzir a dose para que fique abaixo dos valores de referências (IDC e TDI). Contudo, as incertezas das medidas de CA e das equações de cálculo das taxas de dose apontam uma variabilidade dessa média.

Nestas circunstâncias, o princípio da justificação é aplicado para tornar a decisão sobre se devem ser tomadas medidas para evitar uma exposição maior. Qualquer decisão tomada para a redução de doses, que apresenta sempre algumas desvantagens, deverá ser justificada produzindo mais efeitos positivos (ICRP, 2007). Logo, com acréscimo de $0,085 \text{ }\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ não se justifica processos de redução de dose. Esta avaliação deve considerar os pontos de vista da IAEA, ICRP, CNEN (em relação às taxas de dose), bem como da USEPA (em relação ao risco excessivo de câncer ao longo da vida). Recomendamos a continuação do monitoramento, por conta dos valores limítrofes encontrados.

5.1.7. Análise da Taxa de Dose em Todos os Pontos de Amostragem

A avaliação comparativa envolve a justaposição dos valores médios derivados da análise de 25 amostras com os valores designados de RD. Esta RD serve como um limiar de referência fundamental, sinalizando o ponto acima do qual é imperativo a redução da dose – um processo denominado *otimização*.

No contexto atual, a necessidade de um processo de otimização de dose permanece ausente. Para uma avaliação abrangente, esta avaliação deve levar em conta as perspectivas de entidades como as IAEA, ICRP, USNRC, USEPA, UE e as entidades com cunho legislativo no Brasil como SUS, CONAMA e CNEN, particularmente no que diz respeito às taxas de dose.

Além disso, a avaliação deve alargar-se para abranger o ponto de vista da USEPA, particularmente no que diz respeito ao risco de excesso de câncer ao longo da vida. Esta abordagem holística garante uma avaliação robusta da adequação da fonte de água para

consumo humano, alinhando-se harmoniosamente com o objetivo global de salvaguardar a saúde pública e minimizar os riscos potenciais.

Vale ressaltar que os valores de RD podem variar dependendo das referências utilizadas. A IAEA (2002, 2005, 2014, 2016 e 2018b) e a ICRP (2007) indicam valores diferentes dos aqui apresentados (WHO, 2022). Estas instituições recomendam uma RD de $300 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$, sendo este o limite inferior para aplicação do processo de otimização. Por outro lado, todas essas recomendações estabelecem um limite de dose para indivíduos do público (IP) em $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Em contrapartida, a CNEN (2014) considera este valor de dose como um nível de referência e não como valor limite. Sugere que sejam feitos esforços para reduzir a dose abaixo do nível de referência de $100 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$.

Ao comparar os valores médios de taxa de dose aqui obtidos com os valores de RD, fica evidente que não há preocupações radiológicas associadas ao consumo desta água. No entanto, este estudo destaca a necessidade de um foco maior no #03SQ. Esta afirmação é simplesmente numérica, visto que o ponto #03SQ teve taxa de dose de $0,1085$ ($\sim 0,11$) $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$, sendo as restrições de dose IDC (IAEA) e TDI (EU) com valor de $0,1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$.

5.1.8. Exame dos Valores Máximos Mensais Anualizados

O valor de taxa de dose da amostra mensal anualizada, *i.e.*, utilizando o valor da média mensal como representativa do ano, todos os pontos ultrapassaram a DC utilizada como referencial por esta tese ($100 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$). Das 25 amostras mensais coletadas em cada ponto, a dose do ponto #01SQ ultrapassou o IDC = TDI 5 vezes. No ponto #02SQ, esse fato só ocorreu uma vez, ocorrendo 13 vezes no ponto #03SQ, 3 vezes no ponto #04SQ, 5 no ponto #05SQ e 3 vezes no ponto #06SQ.

A ANOVA, com valor de $F = 11,30$, associada a um $P < 0,05$, demonstrou diferenças estatísticas entre as taxas de dose. Quando aplicado o teste de Tukey para distinção das médias, as magnitudes das taxas de dose foram agrupadas em 4 grupos. O grupo com maior média foi formado pelos pontos #03SQ, #01SQ e #06SQ; o segundo grupo de magnitudes intermediárias alta foi representado pelos pontos #01SQ, #06SQ e #05SQ; o terceiro grupo, de taxas de dose consideradas intermediárias baixas, agrupou os pontos

#06SQ; #05SQ e #04SQ; por fim, o último grupo composto das mais baixas taxas de dose agrupou os pontos #04SQ e #02SQ, como pode ser visto na Tabela 17.

Tabela 17. Teste de Tukey ao ordenamento das taxas de dose segundo suas magnitudes. Os pontos sombreados possuem médias consideradas iguais

Fator	#03	#01	#06	#05	#04	#02
Média (mSv·y ⁻¹)	0,109	0,081	0,078	0,076	0,053	0,044
Grupos	A	A	A			
		B	B	B		
			C	C	C	
					D	D

Estas conclusões sublinham a importância de uma avaliação diferenciada, tendo em conta as múltiplas referências e as suas implicações, e destacam a necessidade de vigilância mais atenta das fontes de água, particularmente no caso de #03SQ, para garantir a salvaguarda contínua da saúde pública.

A análise de cluster revelou diferenças com semelhanças máximas abaixo de 40 (ver Figura 18). A análise fatorial demonstrou homogeneidade das doses resultantes da ingestão de água, variando entre -1 e 1 no primeiro fator e variando entre 0 e 1 no segundo fator (Figura 19).

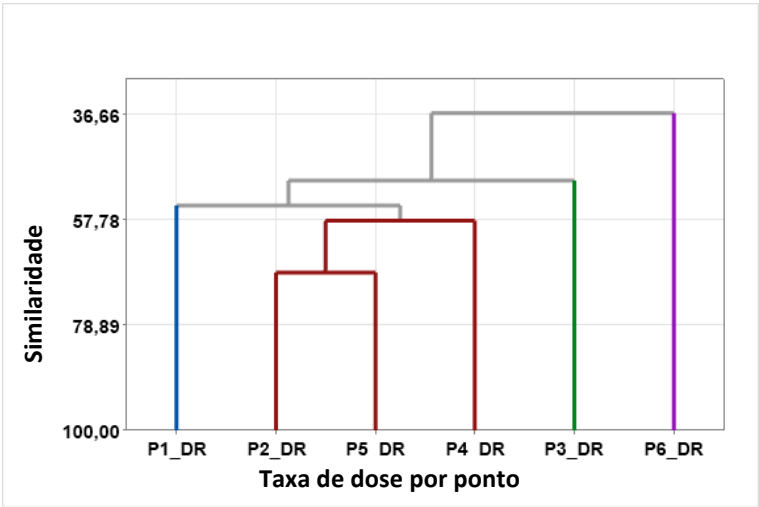


Figura 18. Dendrograma da taxa de dose devido à ingestão de água nos seis pontos de amostragem

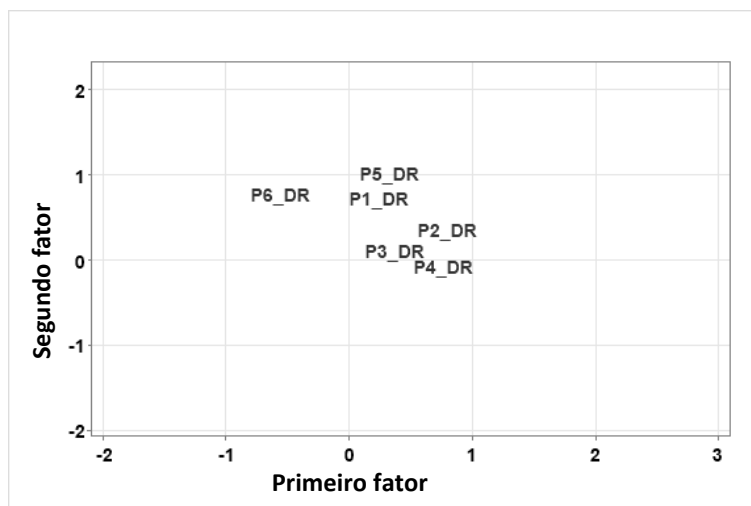


Figura 19. Análise fatorial da taxa de dose nos pontos amostrados

5.1.9. Insights da Análise de Cluster e Análise Fatorial

A análise de *cluster* produziu informações valiosas, indicando diferenças notáveis, com valores máximos de similaridade permanecendo abaixo de 40 (adimensional). Consulte a Figura 18 para uma representação visual dessas diferenças.

A análise fatorial enriqueceu ainda mais a compreensão ao mostrar a homogeneidade nas doses atribuídas ao consumo de água. O primeiro fator variou entre -1 e 1, enquanto o segundo fator variou entre 0 e 1. Esse insight, representado na Figura 19, ressalta a consistência do impacto dosimétrico decorrente da ingestão de água.

Juntas, essas análises estatísticas oferecem uma compreensão abrangente da dinâmica da taxa de dose, auxiliando na identificação de tendências, disparidades e padrões que têm implicações significativas para considerações de saúde pública e para a tomada de decisões regulatórias

5.1.10. Excesso de Risco de Câncer ao Longo da Vida

Os valores médios dos riscos de mortalidade e morbidade por ponto de amostragem e por radionuclídeo podem ser visualizados nas Figuras 20 e 21, respectivamente. A análise concentrou-se na avaliação dos riscos de morbidade e mortalidade associados ao consumo

irrestrito de água nos pontos de amostragem. O risco estimado, considerando todos os radionuclídeos estudados (Figura 20), foi em torno de 10^{-4} , sendo o maior risco presente no ponto #03SQ.

O valor obtido está no limite do limite considerado pela USEPA (1999) para a tomada de medidas. O principal contribuinte para este risco elevado é o ^{210}Pb , com valores de $7,95 \cdot 10^{-5}$ e $1,08 \cdot 10^{-4}$ para morbidade e mortalidade, respectivamente. Observe-se que o total dos valores médios de risco obtidos pelos radionuclídeos para morbidade e mortalidade (Figura 21) é contribuído de forma proeminente pelo ^{210}Pb . Contudo, deve notar-se que a evidência estatística é insuficiente para afirmar qualquer aumento de morbidade ou mortalidade relacionada com a população, diretamente atribuível ao consumo irrestrito de água superficial.

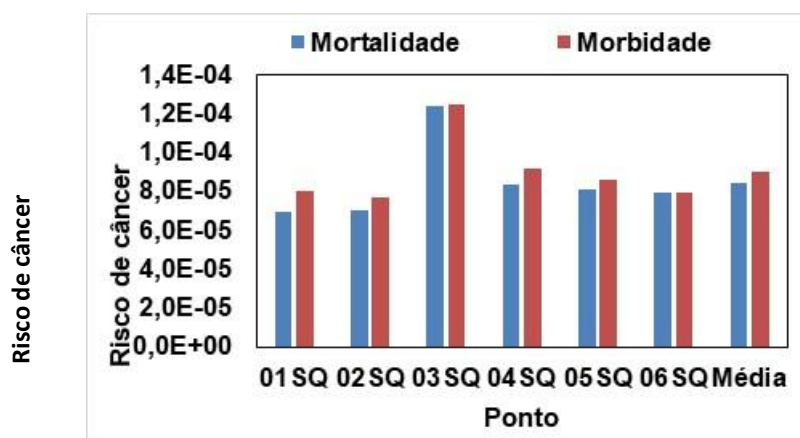


Figura 20. Mortalidade e morbidade devido à ingestão de água contendo radionuclídeos naturais nos pontos estudados

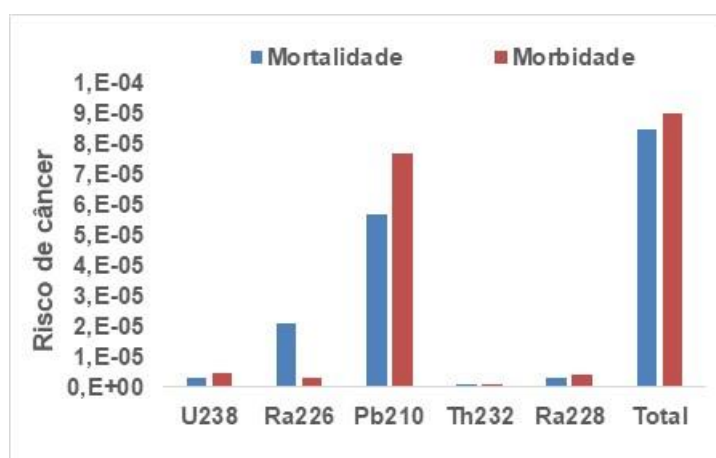


Figura 21. Mortalidade e morbidade devido à ingestão de água devido aos radionuclídeos analisados

Esta avaliação sublinha a importância da monitorização contínua e de mais investigação para compreender de forma abrangente as potenciais implicações para a saúde da exposição prolongada a radionuclídeos em fontes de água. Os dados apresentam informações valiosas sobre o equilíbrio entre risco e proteção da saúde pública, ao mesmo tempo que destacam as complexidades de tirar conclusões definitivas de interações tão complexas.

5.1.11. Toxicidade Química do Urânio

Em relação à toxicidade do urânio, a média da CA do U_{nat} observada em cada ponto de amostragem, ver Tabela 14, não representa risco para o consumo humano ou para o meio ambiente. Isso ocorre porque a CA média fica abaixo do limite de tolerância para potabilidade da água estabelecido pela USNRC (NRC, 2000), que é de $720 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ (30 ppm). Com isso, o impacto radiotóxico permanece abaixo dos níveis recomendados pelas diretrizes brasileiras e internacionais, ver Figura 22 (CNEN, 2020; IAEA, 2016 e WHO, 2022).

Este exame da toxicidade do urânio reforça a conclusão de que, no contexto da área estudada, a concentração de urânio nos mananciais não apresenta risco químico imediato ou significativo para a saúde humana ou para o meio ambiente circundante. No entanto, esta avaliação sublinha a importância contínua da vigilância e do cumprimento das normas regulamentares para garantir a manutenção contínua da qualidade da água potável para o bem-estar da população local.

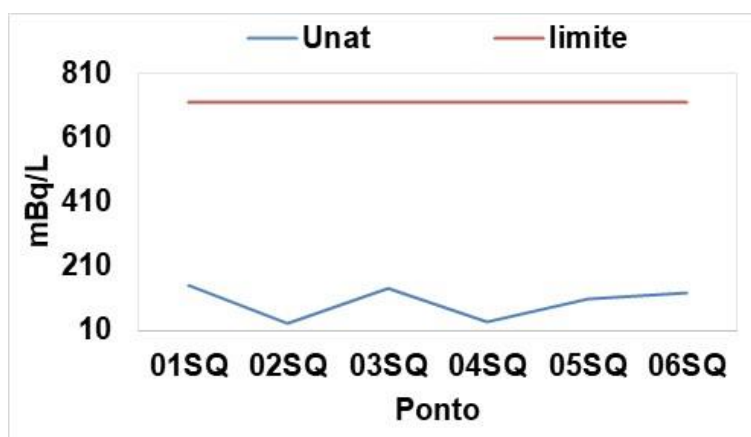


Figura 22. Valores médios de CA do U_{nat} e limite da USEPA nos pontos amostrados

CAPÍTULO 6

6.1. CONCLUSÕES

O objetivo principal deste estudo foi realizar uma investigação sobre a qualidade radiológica das águas superficiais na região da anomalia uranífera de Santa Quitéria. Esta investigação concentrou-se na análise da CA de radionuclídeos naturais de meia-vida longa das séries do urânio e do tório e seus impactos. Os resultados deste estudo revelaram variações nas CA dos radionuclídeos presentes nas águas superficiais, com diferenças observadas entre os diferentes pontos de amostragem.

O emprego de técnicas estatísticas univariadas e multivariadas facilitou a compreensão da variabilidade e dos padrões de distribuição das CA de radionuclídeos em toda a área de estudo. Estas metodologias estatísticas desempenharam um papel fundamental na identificação de tendências subjacentes e na interpretação do comportamento ambiental dos radionuclídeos nas águas superficiais.

Além disso, o estudo ampliou seu escopo para estimar as taxas de dose resultantes provenientes da ingestão de radionuclídeos encontrados na água. Os valores de dose estimados foram posteriormente avaliados em relação aos limites de dose recomendados por diversas organizações. Notavelmente, um ponto de amostragem específico, #03SQ, emergiu como um foco crítico devido aos seus valores de taxa de dose mais elevados. Por isso, o estudo recomendou a implementação de um processo de maior atenção visando mitigar os riscos identificados, próximos ao limite de risco de câncer (morbidade e mortalidade).

Outra faceta do estudo envolveu o cálculo dos riscos associados à mortalidade e morbidade resultantes da ingestão de radionuclídeos. Os dados mostraram que os valores de risco estimados excederam os limites estabelecidos, atribuídos principalmente à contribuição do ^{210}Pb na avaliação de risco.

Os resultados deste estudo destacam a importância do monitoramento dos níveis de radionuclídeos na água para garantir água potável segura em Santa Quitéria, uma região NORM e, semi-árida. Esta investigação fornece informações e parâmetros valiosos aos

decisores políticos e às autoridades competentes para tomarem decisões informadas e implementarem estratégias para garantir o abastecimento de água potável na região, de acordo com os objetivos e princípios estabelecidos pelas Nações Unidas e organizações internacionais. Os esforços contínuos de investigação e monitoramento são essenciais para compreender a extensão do problema, implementar medidas de mitigação adequadas e salvaguardar o bem-estar da população local. O presente trabalho, abrangeu:

- *A legislação, normas e recomendações internacionais e nacionais foram avaliadas, organizando uma síntese metodológica e numérica;*
- *A potabilidade radiológica da água foi avaliada e os pontos de amostragem foram considerados potáveis radiologicamente;*
- *O risco de morbidade e mortalidade foi considerado dentro dos limites de aceite, não representando risco mensurável; e*
- *O risco químico do urânio ficou abaixo dos limites utilizados neste trabalho, novamente a água foi considerada potável.*

Logo, do ponto de vista dos radionuclídeos os recursos hídricos avaliados não representam risco para a população. A potabilidade da água necessita de outras análises (químicas, físicas e, microbiológicas), que devem ser realizadas para corroborar os resultados dos radionuclídeos estudados neste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Begon M, Townsend C. R. e Harper J. L. Ecologia: do indivíduo ao ecossistema [Livro]. - Rio de Janeiro : Aetmed, 2008.

Brasil Ministério da Saúde - 2021, PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021

Brasil [Online] // Ministério da Saúde. - 2021. - 12 de janeiro de 2024. - https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html.

Brasil constituição federal da republica federativa do \Brasil [Online]. - 5 de outubro de 1988. - 22 de Janeiro de 2024. - https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf.

Brasil DECRETO Nº 79.367 DE 09 DE MARÇO DE 1977 DISPOE SOBRE NORMAS E O PADRAO DE POTABILIDADE DE ÁGUA E DA OUTRAS PROVIDENCIAS. [Online]. - 09 de março de 1977. - 23 de JANEIRO de 23. - <https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEC&numero=79367&ano=1977&ato=45dUTUq10drRVTb75>.

Brasil Health ministry Brazil, Health Ministry (2017) Consolidation Joint Ordinance nº5. Brasília: Brazil. Federal Government (in Portuguese). http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html, acess in 12/04/2022. [Livro]. - Brasilia : Heath Ministry, 2017. - Vol. Único.

Brasil LEI Nº 8.080, DE 19 DE SETEMBRO DE 1990. Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências [Online]. - 19 de setembro de 1990. - 23 de janeiro de 2024. - <https://conselho.saude.gov.br/images/documentos/legislacao/leis/lei8080.pdf>.

Brasil POSIÇÃO REGULATÓRIA 3.01/012:2020 NÍVEIS DE INVESTIGAÇÃO E DE REFERÊNCIA PARA RADIOATIVIDADE EM ÁGUA POTÁVEL [Online]. - cnen, 2020a. - 22 de janeiro de 2024. - https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/grupo-3/grupo3-pr301_12.pdf.

Brasil [Online] // PORTARIA DE CONSOLIDAÇÃO Nº 5, DE 28 DE SETEMBRO DE 2017 Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. . - 28 de setembro de 2017a. - 23 de janeiro de 2024. - https://portalsinan.saude.gov.br/images/documentos/Legislacoes/Portaria_Consolidacao_5_28_SETEMBRO_2017.pdf.

CNEN CNEN (2020) Posição Regulatória 3.01/012:2020, Níveis de investigação e de referência para radioatividade em água potável. (in Portuguese). http://appasp.cnen.gov.br/seguranca/normas/pdf/pr301_12.pdf [Livro]. - Rio de Janeiro : CNEN, 2020. - Vol. Único.

CNEN CNEN-NN-3.01. Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica. (in Portuguese). <http://appasp.cnen.gov.br/seguranca/normas/pdf/Nrm301.pdf> [Livro]. - Rio de Janeiro : CNEN, 2014. - Vol. Único.

CNEN CNEN-NN-4.01. Requisitos de Segurança e Proteção Radiológica para Instalações Minero-Industriais. (in Portuguese). <http://appasp.cnen.gov.br/seguranca/normas/pdf/Nrm401.pdf> [Livro]. - Rio de Janeiro : CNEN, 2016. - Vol. Único.

CNEN Norma CNEN NN 3.01 Resolução CNEN 323/24 Abril / 2024 [Livro]. - Rio de Janeiro : CNEN, 2024.

CNEN POSIÇÃO REGULATÓRIA 3.01/012:2020 NÍVEIS DE INVESTIGAÇÃO E DE REFERÊNCIA PARA RADIOATIVIDADE EM ÁGUA POTÁVEL [Online]. - CNEN, 2020. - 13 de JANEIRO de 2024.

CONAMA Resolução CONAMA N° 430 DE 13/05/2011 [Livro]. - Brasília : CONAMA, 2011.

CONAMA Conama n° 393 de 8 de agosto de 2007. [Livro]. - Brasília : CONAMA, 2007.

CONAMA RESOLUÇÃO CONAMA N° 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005* [Livro]. - Brasília : CONAMA, 2005.

CONAMA RESOLUÇÃO CONAMA n° 397, de 3 de abril de 2008 [Livro]. - Brasília : CONAMA, 2008.

CONAMA RESOLUÇÃO No 410, DE 04 DE MAIO DE 2009. [Livro]. - Brasília : CONAMA, 2009.

Dajoz Roere Ecologia Geral [Livro]. - baeCelona : vozes, 1983. - Vol. único.

EU DIRECTIVE (EU) 2020/2184 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption [Livro]. - Bernia : EU, 2020. - Vol. Único.

EURATOM EURATON (2013) Council Directive 2013/51/EURATOM of October 22th 2013 on the laying down requirements for the protection of the health of the general public with regard to radioactive substances in water intended for human consumption. Official Journal of [Livro]. - Geneve : EURATOM, 2013. - Vol. Único.

Godoy J M [et al.] Development of a sequential method for determination of ²³⁸U, ²³⁴U, ²³²Th, ²³⁰Th, ²²⁸Th, ²²⁸Ra, ²²⁶Ra, and ²¹⁰Pb in environmental samples. 182: <https://doi.org/10.1007/BF02047980> [Artigo] // J Radio anal Nucl Chem. - 1994. - Vol. 182. - pp. 165–169..

IAEA Criteria for radionuclide activity concentrations for food and drinking water. Vienna. https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1788_web.pdf [Livro]. - VIENNA : IAEA, 2016.

IAEA Dispersion of radioactive material in air and water and consideration of population distribution in site evaluation for nuclear power plants. Vienna. [Livro]. - VIENNA : IAEA, 2002. - Vol. ÚNICO.

IAEA IAEA (2005) Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection safety guide. Vienna. https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1216_web.pdf [Livro]. - VIENNA : IAEA, 2005. - Vol. Único.

IAEA IAEA (2014) Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards. Vienna. <https://www->

pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578_web-57265295.pdf [Livro]. - VIENNA : IAEA, 2014.

IAEA IAEA (2018b) Prospective radiological environmental impact assessment [Livro]. - WASHINGTON : IAEA, 2018B.

IAEA RADIATION BIOLOGY: A HANDBOOK FOR TEACHERS AND STUDENTS. Vienna: IAEA, 166 pp [Livro]. - VIENNA : IAEA, 2010. - Vol. ÚNICO.

IAEA Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards. https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578_web-57265295.pdf [Livro]. - Vienna : IAEA, 2014. - Radiation protection and safety of radiation s https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1578_web-57265295.pdf.

IAEA Radiation protection of the public and the environment. Vienna. https://www453pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1781_web.pdf [Livro]. - Vienna : IAEA, 2018. - https://www453pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1781_web.pdf.

IAEA Radiation, people and the environment. Vienna: [Livro]. - vienna : IAEA, 2004. - Vol. UNICO.

ICRP 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3). https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_21_1-3 [Livro]. - NEW YORK : ICRP, 1991.

ICRP A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species. [Livro]. - New York : ICRP, 2003.

ICRP Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. Publication 123, Ann. ICRP 42(4) 2013 [Livro]. - New York : Sage, 2013.

ICRP Dose Coefficients for External Exposures to Environmental Sources. Publicação ICRP 144. Ann. ICRP 49(2) [Livro]. - New York : SAGE, 2020.

ICRP ICRP [Online] // Governança da ICRP. - 2024. - 12 de janeiro de 2024. - <https://www.icrp.org/page.asp?id=3>.

ICRP ICRP, 1977. Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 26. Ann. ICRP 1 (3). [Livro]. - New York : SAE journals, 1977.

ICRP ICRP, 2024, <https://www.icrp.org/page.asp?id=3>, acesso em janeiro de 2024 [Online]. - 2024. - 15 de janeiro de 2024. - <https://www.icrp.org/page.asp?id=3>.

ICRP Radiological protection from naturally occurring radioactive material (NORM) in industrial processes. ICRP Publication 142. Ann. ICRP 48(4). <https://dx.doi.org/10.1177/0146645319874589> [Livro]. - NEW YORK : IAEA, 2019.

ICRP Radionuclide Release into the Environment - Assessment of Doses to Man. ICRP Publication 29. Ann. ICRP 2 (2) [Livro]. - New York : SAGE journals, 1979.

ICRP The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. [Periódico] // Annals of the ICRP / ed. VALENTIN J.. - [s.l.] : The International Commission on Radiological Protection, 2007. - 2 - 4 : Vol. 37. - pp. 135. https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_37_2-4. - https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_37_2-4.

ICRP The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4). https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_37_2-4 [Livro]. - VIENNA : IAEA, 2007.

ICRU [Artigo] // Report 85: Fundamental Quantities and Units for Ionizing Radiation. - 2011. - 1 : Vol. 11.

INB INB (2014) Relatório de impacto ambiental da Unidade de Santa Quitéria, Fortaleza [Livro]. - RIO DE JANEIRO : Arcadis Logo, 2014.

jimonet C. e Metivier H Personne compétente en radioprotection Principes de radioprotection – églementation [Livro]. - PARIS : edp science, 2007.

Klement A. V. CRC handbook of Environmental Radiation. [Livro]. - Boca Raton : CRC, 1982. - Vol. Único.

Lauria D C [et al.] Naturally occurring radionuclides in food and drinking water from a thorium-rich area [Periódico] // Radiat Environ Biophys. - 2012. - Vol. 51. - pp. 367 - 374.

Margalef R. Ecoloia [Livro]. - Barcelona : Omega, 1982.

Martin J. E. Physics for Radiation Protection: A Handbook [Livro]. - New York : Wiley, VCH, 2006. - Vol. Único.

Métiver H. Radioprotection ET ingénierie nucléaire [Livro]. - Paris : EDO Science, 2006. - Vol. Único.

Ministry Canada Health CANADA, Health Canada (2009) Guidelines for Canadian Drinking Water Quality Guideline Technical Document Radiological Parameters, 52 pp, ISBN: 978-1-100-16767-1. [Livro]. - Toronto : Health Canada, 2009. - Vol. Único.

Minitab Inc. Minitab Statistical Software, Release 17 for Windows, State College, Pennsylvania. Minitab® is a registered trademark of Minitab, Inc [Livro]. - Pensilvania : Minitab, 2014.

NRC NRC (2000) Radionuclides Rule 66 FR 76708 December 7, 2000 Vol. [Livro]. - WASHINGTON : NRC, 2000.

Odum E. P. Ecoloia [Livro] / trad. Tribe J. C.. - Rio de Janeiro : Guanabara Kooam, 1983. - p. 434 pp.

Odum E. P. Fundamentals of ecology [Livro]. - Philadelphia and London : W. B. Saunders Co., 1953. - Primeira : Vol. Único : p. 384 pp.

Odum E. P. e Barret . W. Fundamentos de ecologia. tradução da 5 edição americana. São Paulo, São Paulo: Thompson,. [Livro]. - São Paulo : [s.n.], 2007.

Odum E. P. Ecologia [Livro]. - Rio de Janeiro : uanabara, 1985.

ONU Oranização das nações Unidas [Online]. - 2024. - 25 de janeiro de 2024. - <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>.

Pereira W S [et al.] Assessment of released natural radionuclides by waste rock pile [Periódico] // Environ Sci Pollut Res. - 2022. - pp. 58065-58077.

Pereira W S [et al.] Evaluation of the radiological quality of water released by a uranium mining in Brazil. 27(29):36704–36717. [Periódico] // Environ Sci Pollut Res.. - 2020. - Vol. 27. - pp. 36704 - 38717.

Pereira W S [et al.] Excess lifetime cancer risk due to ingestion of fish from a dam reservoir associated with a nuclear facility in Brazil [Artigo] // Applied Radiation and Isotopes. - 2023. - p. 111033.

Pereira W S [et al.] Lifetime cancer risk increase due to consumption of some foods from a high background radiation area [Periódico] // Appl Radiat Isot. - 2021. - Vol. 176:109855.. - pp. 1 -9.

Pereira W S [et al.] Radiological quality of wastewater released from a waste dam containing natural radionuclides [Periódico] // J Radioanal Nucl Chem. - 2021. - pp. 1 - 15.

Pereira W. S. O Cálculo de dose como ferramenta de radioproteção // Tese de doutorado em biologia marinha. - Niteroi : UFF, 2010.

Pinto Carlos Eduardo Cogo Parâmetros radiológicos e microbiológicos em águas da floresta da tijuca // Dissertação de Mestrado. - Rio de Janeiro : Universidade Veiga de Almeida, 2016.

Rochedo E. R; R. [et al.] Rochedo, E. R.R. Amaral, E. C. S. Godoy, J. M. e Warsserman, M. A. V., Avaliação de impacto radiológico ambiental. Parte 1 - liberações rotineiras. Instituto de Radioproteção e Dosimetria, 141 [Livro]. - Rio de Janeiro : IRD, 2019. - Vol. Único.

Saúde Ministério da PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021 [Livro]. - Brasília : Ministério da Saúde, 2021.

Savvin S B Analytical applications of arsenazo III—II: determination of thorium, uranium, protactinium, neptunium, hafnium and scandium. [Periódico] // Talanta. - 1964. - Vol. 11. - pp. 1–6..

Savvin S B Analytical use of arsenazo III: determination of thorium, zirconium, uranium and rare earth elements. [Periódico] // Talanta. - 1961. - Vol. 8 (9). - pp. 8:673–685..

Tauhata L. [et al.] Radioproteção e Dosimetria: Fundamentos - 10ª revisão abril/2014 - Rio de Janeiro - IRD/CNEN. 344p. [Livro]. - Rio de Janeiro : IRD, 2014. - Vol. Único.

Townsend , C. R., Beon R. e Haepfer J. L. Fundamentos em ecologia, [Livro]. - Rio de Janeiro : artmed editora, 2008.

united nations Goal 6: Ensure access to water and sanitation for all [Online] // sustainable development. - 20 de outubro de 2023. - <https://www.un.org/sustainabledevelopment/water-and-sanitation/>.

UNSCEAR Source and effects of ionizing radiation [Periódico]. - New York : United Nations, 2000. - Vol. I. - p. 76. - ISBN 92-1-142238-8.

UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation – UNSCEAR. 1996. Sources and effects of ionizing radiation: UNSCEAR 1996 Report to the general assembly with scientific annex. UNSCEAR. 86 pp. [Livro]. - New York : UNESCEAR, 2000.

USEPA Federal Guidance Report No. 13: Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides (pdf) 1999, 402-R-99-001). Retrieved from <https://www.epa.gov/radiation/federal-guidance-report-no-13-cancer-risk-coefficients-environmenta> [Livro]. - WASHINGTON : USEPA, 1999.

USEPA Federal Register Volume 65, Edição 236 (7 de dezembro de 2000) [Livro]. - Wawashinton : RSEPA, 2000.

WHO Developing drinking-water quality regulations and standards: General guidance with a special focus on countries with limited resources. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/272969> [Livro]. - Geneve : WHO, 2018. - Vol. Único.

WHO Guidelines for drinking water quality Fourth edition incorporating the first and second addenda. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064> [Livro]. - Genève : World Health Organization, 2022. - <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>.

WHO Guidelines for drinking-water quality Fourth edition incorporating the first and second add. Genève <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064> [Livro]. - Geneve : WHO, 2022. - Vol. Único.

WHO Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Genève. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950> [Livro]. - Geneve : WHO, 2017. - Vol. Único.

WHO Management of radioactivity in drinking-water. Genève. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241513746> [Livro]. - Geneve : WHO, 2018a. - Vol. Único.