



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

NILSON VICENTE DA SILVA MEDEIROS

**RADIOECOLOGIA EFETIVA PARA NORM EM MUNICÍPIOS DO SERTÃO DA
PARAÍBA E DO RIO GRANDE DO NORTE**

Recife
2020

NILSON VICENTE DA SILVA MEDEIROS

**RADIOECOLOGIA EFETIVA PARA NORM EM MUNICÍPIOS DO SERTÃO DA
PARAÍBA E DO RIO GRANDE DO NORTE**

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

Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior.

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Patrícia Brandão da Silveira.

Recife

2020

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

M488r	Medeiros, Nilson Vicente da Silva Radioecologia efetiva para Norm em municípios do sertão da Paraíba e do Rio Grande do Norte / Nilson Vicente da Silva Medeiros - 2020. 80 folhas, il., gráfs., tabs. Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior. Coorientadora: Patrícia Brandão da Silveira. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2020. Inclui Referências. 1. Energia Nuclear. 2. Dosimetria ambiental. 3. Dose. 4. Risco. 5. Radioatividade. 6. Saúde. I. Santos Júnior, José Araújo dos (Orientador). II. Silveira, Patrícia Brandão (Coorientadora). III. Título UFPE 612.01448 CDD (22. ed.) BCTG/2020-197
-------	---

NILSON VICENTE DA SILVA MEDEIROS

**RADIOECOLOGIA EFETIVA PARA NORM EM MUNICÍPIOS DO SERTÃO DA
PARAÍBA E DO RIO GRANDE DO NORTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos parciais para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovada em: 14/02/2020.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Jair de Lima Bezerra (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Jairo Dias Bezerra (Examinador Externo)
Instituto Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Zahily Herrero Fernández (Examinadora Externa)
BFP-FACEPE/DEN-UFPE

AGRADECIMENTOS

Agradecer pela passagem deste ciclo de vida é reviver todos os auxílios, palavras amigas e até chamadas à responsabilidade.

Inicialmente agradeço a Deus por estar neste plano e na hora certa para passar por este momento. À minha família, esposa e filhos que me auxiliaram nos momentos mais difíceis. Ao meu Orientador, Prof. José Araújo, que apesar da menor idade cronológica em relação à minha, teve um papel de pai onde, muitas vezes pegou em minha mão mostrando-me o caminho. Ao Professor Romilton Amaral que ensinou-me muito sobre o assunto, além das participações nas bancas onde o auxílio foi imprescindível. À minha coorientadora que sempre que necessitei, esteve presente para me auxiliar, os Doutores Alberto Silva e Zahily Herrero que, sem eles o texto estaria sem formatação e conotação, ao Dr. Jairo Dias, que nos momentos certos pôde dar sua contribuição, a Kennedy Francys Damascena, amigo de luta que me orientou nas decisões sobre o texto, à Josineide Santos, que me fez evoluir muito ajudando-me nas dúvidas, à Otavio e Rodrigo, que com suas experiências me passaram confiança no trabalho, à Filipe pelo incentivo, à Bruno que com a tranquilidade de um monge, soube repassar bons fluidos, à Arykerne Casado, experiente e amigo, à Lino e Marvic Milan, que demonstram o verdadeiro sentido de amizade, à Andrey Isydoro e Marcela Marques, que apesar de novos no grupo já estão engajados na ajuda dos trabalhos, à Ariosto que nos momentos de tensão soube repassar sua descontração, à Vinicius e Ricardo, à Dona Socorro e Sr. José de Elói, que fizeram o papel de pais quando das viagens, à Dona Chiquinha em Jardim do Seridó, RN, que com alegria ajudou me a encontrar o caminho das pedras, à Edmilson e Lia, que com sua simplicidade passam a tranquilidade e experiência de vida. Ao Prof. Jair Bezerra pela ajuda do texto, ao Departamento de Energia Nuclear pela estrutura e a todos que não coloquei no texto mais contribuíram com o trabalho. Agradeço de coração limpo e com certeza de recebi auxílio.

O meu,

Muito Obrigado.

RESUMO

A radiometria é uma importante técnica para a determinação de níveis diferenciados de radiação em ambientes externos e internos. A partir desta inferência, justifica-se a utilização da dosimetria ativa “in situ” que vem se mostrando eficiente na monitoração radioecológica, principalmente no estudo de áreas com anomalias de radionuclídeos primordiais, funcionando como importante ferramenta para descrever riscos à saúde das populações, norteando soluções que possam mitigar ou erradicar os impactos ambientais e de saúde pública. Partindo da importância desse tema, no presente trabalho foi utilizado este método de análise para a realização de monitorações radiométricas no Seridó Ocidental na Paraíba e no Seridó Oriental no Rio Grande do Norte, com uma área total de 4.974,97 km² onde ocorrem anomalias de urânio. Os resultados foram obtidos fazendo uso de um espectrômetro gama portátil com detector com sonda combinada de NaI(Tl) e BGO acoplado a um veículo automotor, cujos resultados foram obtidos nas grandezas radiométricas dose absorvida e efetiva, medidas ao ar livre. Foi calculada a dose efetiva coletiva, estimada as doses efetivas para ambientes internos, contribuição do radônio e seus descendentes, a partir de percentuais da taxa de dose efetiva indoor calculados, além da probabilidade de aumento do risco de câncer na população da área estudada. A taxa de dose efetiva no ambiente *outdoor*, a 1 m da superfície do solo, variou de 0,01 a 4,83 mSv a⁻¹ com média de 0,23 mSv a⁻¹. A maior dose efetiva média 0,46 mSv a⁻¹ foi encontrada na cidade de Junco do Seridó. No cálculo da dose efetiva coletiva e contribuição do radônio e descendentes, foram encontrados valores abaixo da média mundial, porém valores médios de taxa de dose efetiva *indoor* maiores do que a média mundial foi observada para todos os municípios, com valor máximo na cidade de Santa Luzia-PB. A probabilidade do risco de câncer devido à radiação gama natural foi estimada como sendo entre (1,66 a 13,2) x 10⁻³. Apesar dos níveis de radioatividade natural encontrados em alguns pontos isolados, a dosimetria da mesorregião pode ser considerada como de baixo background.

Palavras-chave: Dosimetria ambiental. Dose. Risco. Radioatividade. Saúde.

ABSTRACT

Radiometry is an important technique for determining differentiated levels of radiation in external and internal environments. From this inference, the use of active dosimetry “in situ” is justified, which has been shown to be efficient in radioecological monitoring, mainly in the study of areas with primordial radionuclide anomalies, functioning as an important tool to describe risks to the health of the populations, guiding solutions that can mitigate or eradicate environmental and public health impacts. Starting from the importance of this theme, this method of analysis was used in the present work to perform radiometric monitoring in the Western Seridó in Paraíba and in the Eastern Seridó in Rio Grande do Norte, with a total area of 4,974.97 km² where uranium anomalies occur. The results were obtained using a portable gamma spectrometer with a combined probe with NaI (Tl) and BGO probe coupled to a motor vehicle, the results of which were obtained in the radiometric quantities absorbed and effective, measured outdoors. The collective effective dose was calculated; the effective doses were estimated for indoor environments, the contribution of radon and its descendants, based on percentages of the calculated indoor effective dose rate, in addition to the probability of increased risk of cancer in the population of the studied area. The rate of effective dose in the outdoor environment, 1 m from the soil surface, varied from 0.01 to 4.83 mSv a⁻¹ with an average of 0.23 mSv a⁻¹. The highest average effective dose 0.46 mSv a⁻¹ was found in the city of Junco do Seridó. In the calculation of the collective effective dose and the contribution of radon and descendants, values were found below the world average, but mean values of indoor effective dose rate higher than the world average were observed for all municipalities, with a maximum value in the city of Santa Luzia-PB. The probability of cancer risk due to natural gamma radiation was estimated to be between (1.66 to 13.2) × 10⁻³. Despite the levels of natural radioactivity found in some isolated points, the dosimetry of the mesoregion can be considered as having a low background.

Keywords: Environmental dosimetry. Dose. Risk. Radioactivity. Health.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Dose individual média anual decorrente de fontes naturais.	17
Figura 2 - Área pegmatítica da Paraíba e do Rio Grande do Norte.....	20
Figura 3 - Vias de transferência dos radionuclídeos.	23
Figura 4 - Decaimento do ^{40}K	29
Figura 5 - Esquema de funcionamento de um cintilador sólido.	42
Figura 6 - Mapa da área de estudo.....	43
Figura 7 - Sistema de medidas.....	47
Figura 8 - Curva de calibração do detector.	48
Figura 9 - Detector gama suspenso à carroceria do veículo.	49
Figura 10 - Fluxo de radônio e descendentes na área de estudo.....	53
Figura 11 - Histograma para o Seridó Oriental e Ocidental.	57
Figura 12 - Taxa de dose gama outdoor do Seridó Oriental do RN (mSv a^{-1}).	59
Figura 13 - Taxas de dose efetiva em Carnaúba dos Dantas e Jardim do Seridó.....	60
Figura 14 - Dosimetria na microrregião de São José do Sabugi-PB	61
Figura 15 - Dosimetria na microrregião de Junco do Seridó-PB.	62
Figura 16 - Dosimetria na microrregião de Santa Luzia-PB.	63
Figura 17 - Dosimetria na microrregião de São Mamede-PB.	64
Figura 18 - Dose efetiva coletiva média por município investigado.	67
Figura 19 - Estimativa da taxa de dose do radônio e seus descendentes (mSv a^{-1}).....	69
Figura 20 - Excesso de risco de câncer ao longo da vida na área de estudo.	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Exposição média mundial para fonte de radiação natural.....	18
Tabela 2 - Áreas de alto background de radiação natural.....	19
Tabela 3 - Composição de rochas pegmatíticas.....	21
Tabela 4 - Série de decaimento do ^{238}U	25
Tabela 5 - Série de decaimento do ^{235}U	26
Tabela 6 - Série de decaimento do ^{232}Th	28
Tabela 7 - Limites internacionais por exposição ao radônio e seus descendentes.	32
Tabela 8 - Fator de ponderação da radiação.	34
Tabela 9 - Fator de ponderação para o tecido T.	35
Tabela 10 - Dados populacionais dos municípios.	45
Tabela 11 - Estatística descritiva em ambiente externo da área de estudo.....	56
Tabela 12 - Análise Estatística Kolmogorov-Smirnov com correção de Lilliefors.	58
Tabela 13 - Taxas de dose efetiva outdoor calculadas mundialmente.	65
Tabela 14 - Estatística descritiva em ambiente interno da área de estudo.	68

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Dose Absorvida	34
Equação 2 - Dose Equivalente.....	34
Equação 3 - Dose Efetiva	35
Equação 4 - Dose Efetiva Coletiva.....	35
Equação 5 - Dose Efetiva Outdoor	36
Equação 6 - Curva de Calibração	48
Equação 7 - Cálculo da Taxa de Dose Efetiva Ambiental ao ar Livre	50
Equação 8 - Cálculo da Dose Efetiva Coletiva Anual.....	51
Equação 9 - Estimativa de Radônio e Descendentes	53

LISTA DE ABREVIATURAS

BEIR	Comitê para os efeitos Biológicos das Radiações Ionizantes
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, Serviço Geológico do Brasil
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
IAEA	Agência Internacional de Energia Atômica
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICRP	International Commission on Radiological Protection
ICRU	International Commission on Radiation Units and Measurements
INB	Indústrias Nucleares do Brasil
IRD	Instituto de Radioproteção e Dosimetria
NCRP	Conselho Nacional de Medidas e Proteção Raiológica
SARADGmbH	Detecores de segurança nuclear, Radônio, Tório aerossol radioativo
UNSCEAR	Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos da Radiação Atômica
US EPA	Agencia dos Estados Unidos de Proteção Ambiental
WLM	Mês do nível de trabalho

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	GERAL.....	15
2.2	ESPECÍFICOS	15
3	JUSTIFICATIVA.....	16
4	REVISÃO DE LITERATURA	17
4.1	RADIOATIVIDADE NATURAL	17
4.2	RADIONUCLÍDEOS NATURAIS	22
4.2.1	Urânio	23
4.2.2	Tório	27
4.2.3	Potássio	28
4.2.4	Rádio.....	29
4.2.5	Radônio	30
4.3	OS EFEITOS DA EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO.....	32
4.4	GRANDEZAS E UNIDADES DOSIMÉTRICAS	33
4.5	MEDIÇÕES DA RADIAÇÃO TERRESTRE	36
4.5.1	Exposição <i>outdoor</i>.....	36
4.5.2	Exposição <i>indoor</i>.....	38
4.6	RADIOPROTEÇÃO E REGULAMENTAÇÃO.....	39
4.7	DETECTORES DE RADIAÇÃO IONIZANTES	40
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	43
5.1	REGIÃO DE ESTUDO.....	43
5.2	SISTEMA DE MEDIDAS	46
5.2.1	Calibração do Sistema de Medidas.....	47
5.3	ARRANJO EXPERIMENTAL.....	48
5.4	DOSIMETRIA AMBIENTAL.....	49
5.4.1	Dose Efetiva <i>Outdoor</i>.....	50
5.4.2	Dose Efetiva <i>Indoor</i>	50
5.4.3	Dose Efetiva Coletiva	51
5.4.4	Contribuição do Radônio e Descendentes	51
5.4.5	Estimativa do Risco de Câncer	53
5.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA	54

6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
6.1	TAXA DE DOSE EFETIVA <i>OUTDOOR</i>	55
6.2	CÁLCULO DE DOSE COLETIVA	66
6.3	ESTIMATIVA DA RADIOATIVIDADE NATURAL INDOOR	67
6.4	ESTIMATIVA DA DOSE DE RADÔNIO E DESCENDENTES	68
6.5	RISCO DE CÂNCER AO LONGO DA VIDA	70
7	CONCLUSÕES	72
	REFERÊNCIAS	73

1 INTRODUÇÃO

O ser humano está sempre exposto à radiação natural. As fontes naturais de radiação são os raios cósmicos e as substâncias radioativas existentes na Terra e no interior do corpo humano. As exposições variam muito, dependendo da localização, altitude, geologia e outros fatores antrópicos (RAMACHANDRAN, 2011).

A radiação natural terrestre é a que mais contribui com a dose absorvida anual total recebida pela população mundial, com exposições internas e externas ao corpo do indivíduo. A principal contribuição para a exposição externa vem de radionuclídeos emissores gama presentes no solo, principalmente ^{40}K e alguns radionuclídeos das séries das famílias do ^{238}U e do ^{232}Th . A liberação de radionuclídeos por práticas ou eventos antrópicos é também um componente importante da exposição da humanidade (CETINER et al., 2011).

O Comitê Científico das Nações Unidas para o Estudo dos Efeitos das Radiações Atômicas, UNSCEAR, responsável por avaliar as doses efetivas anuais que a população mundial está sujeita, utiliza dois métodos de avaliação de exposições externas a partir de radionuclídeos de proveniência natural. O primeiro consiste em medir as taxas de dose gama externa, diretamente no ambiente *outdoors e indoors* e o segundo é feito através do cálculo das taxas de dose gama externa no ar a partir de medições das concentrações dos radionuclídeos relevantes. Os dois métodos fornecem estimativas geralmente consistentes sobre a exposição (UNSCEAR, 2000).

As taxas de dose medidas no ar possibilitam a avaliação dos níveis de exposição de fundo. Medições diretas no ar foram realizadas nas últimas décadas em muitos países, principalmente nas regiões mais habitadas do mundo. Nelas, a faixa típica de variabilidade é de 10 a 200 nGy h⁻¹ (DEGERLIER, 2012).

A fim de combinar as taxas de dose interna e externa para calcular as doses totais, a UNSCEAR usa um fator de ocupação de 0,8, para ambientes internos, o que implica que as pessoas passam, em média, 20% do tempo ao ar livre (SHANAHAN et al., 2006). As proporções de exposição interior a exterior pretendem refletir as condições reais em locais específicos, dando uma ideia geral e relativa dos dados amplos coletados em diferentes países. As doses ao ar livre geralmente referem-se a terrenos abertos e não perturbados e, algumas vezes locais onde a atividade antrópica influiu.

As proporções *indoor-outdoor* podem variar de 0,6 a 2,3, com um valor ponderado pela população de 1,4; assim, exposições internas (taxa de dose absorvida no ar de radiação gama terrestre) são, em geral, 40% maiores do que exposições ao ar livre (UNSCEAR, 2000).

Nos três últimos relatórios publicados pela UNSCEAR, sobre os níveis de radiação natural (UNSCEAR, 1993, 2000, 2008), considerando os países da América do Sul, apenas Chile e Paraguai contribuíram com dados das medias de taxa de dose absorvida pela radiação natural externa em seus territórios. O Brasil já participa desses relatórios com dados relativos às áreas de alta radioatividade natural, que não são representativas, pois não retratam todo o território nacional (AMARAL et al., 1992).

Ainda inexiste um valor médio de referência para a exposição oriunda da radiação gama natural ao ar livre, em que a população brasileira está exposta, justificado pela falta de estudos atribuídos ao conceito.

A identificação dos níveis de radiação de um determinado local é importante para implementação de medidas de proteção. A exposição prolongada a baixas doses de radiação ionizante potencializa o comportamento estocástico (UNSCEAR, 1993).

No Planalto da Borborema, cadeia de montanhas que abrange o nordeste oriental do Brasil, desde o Estado de Alagoas até o Ceará, onde foi realizado monitoramento aerogamaespectrométrico nas décadas de 60 e 70, e posteriormente utilizando um cintilômetro de contagem total SPP2 da SAPHYMO-SRAT, finalizando em um relatório da CPRM em 1975 (BACHIEGA; MILET, 1975), onde foram encontradas inúmeras ocorrências de radionuclídeos naturais em rochas graníticas. Por este motivo, a área de interesse desta pesquisa, compreende a região do Seridó, especificamente em alguns municípios dos Estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba.

2 OBJETIVOS

Para a organização deste trabalho foram traçadas metas sobre o tema pretendido, e observados alguns pressupostos e de acordo com eles, os objetivos deste trabalho foram:

2.1 GERAL

O objetivo deste trabalho foi realizar o monitoramento radiométrico com base na influência dos Materiais Radioativos de Ocorrência Natural, NORMs, nas cidades de Acari, Carnaúba dos Dantas, Cruzeta, Currais Novos, Equador, Jardim do Seridó, Ouro Branco, Parelhas e Santana do Seridó, localizadas na Mesorregião do Seridó Oriental do Estado do Rio Grande do Norte e São José do Sabugi, Santa Luzia, São Mamede e Junco do Seridó no Seridó Ocidental da Paraíba.

2.2 ESPECÍFICOS

Para cumprimento do objetivo geral, foram considerados alguns parâmetros, os quais foram descritos abaixo.

- a) Monitorar a área de estudo para obtenção da taxa de dose outdoor.
- b) Calcular a dose efetiva coletiva.
- c) Estimar taxa de dose efetiva para exposição indoor.
- d) Estimar taxa de dose do radônio e descendentes utilizando a técnica indireta de medidas da radiação outdoor.
- e) Avaliar o risco de câncer na população residente.
- f) Compor um banco de dados radiométricos para as regiões do Seridó Ocidental e do Seridó Oriental e pode ser utilizado pelos órgãos de controle nacionais e internacionais.

3 JUSTIFICATIVA

A identificação dos níveis de radiação natural de um determinado local é importante para possíveis implementações de medidas de proteção, especialmente nos locais onde a emissão da radioatividade no ambiente é alta. Existe, também, um amplo interesse mundial em identificar novas áreas com alto *background*. O Brasil ocupa o sexto lugar em níveis de reservas de urânio do mundo, apesar de apenas 30% do seu território ter sido monitorado (DNPM, 2010; PIRES, 2013).

No Nordeste brasileiro vários pontos anômalos foram detectados em pesquisas feitas por BACHIEGA; MILET (1975), caracterizando a presença de minerais de urânio (uraninita, meta-autunita, fosfouraninita, beta-uranofano, gadolinita) entre outros (COOPER, 2005). O volume de pesquisas sobre este tema, que está aumentando, contribuirá para o conhecimento dos efeitos estocásticos da radiação. A UNSCEAR, em seu relatório publicado em 2001, concluiu que são necessários mais dados sobre exposições de espécies naturais, para o entendimento dos efeitos que as fontes ocupacionais de baixos níveis podem causar à população e ao meio ambiente. Em 2013 o serviço Geológico Nacional lançou um estudo identificando uma área que foi denominada como de minerais de pegmatitos (CPRM, 2013).

Um banco de dados sobre a exposição à radiação natural é de fundamental importância para permitir uma análise detalhada com relação às doses efetivas para as populações residentes próximas de áreas influenciadas por anomalias radioativas, intercomparando-as a nível mundial, o que favorece a tomada de decisão sobre possíveis riscos radiométricos associados a partir de políticas públicas prevenindo futuras patologias à população (ICRP, 1991).

4 REVISÃO DE LITERATURA

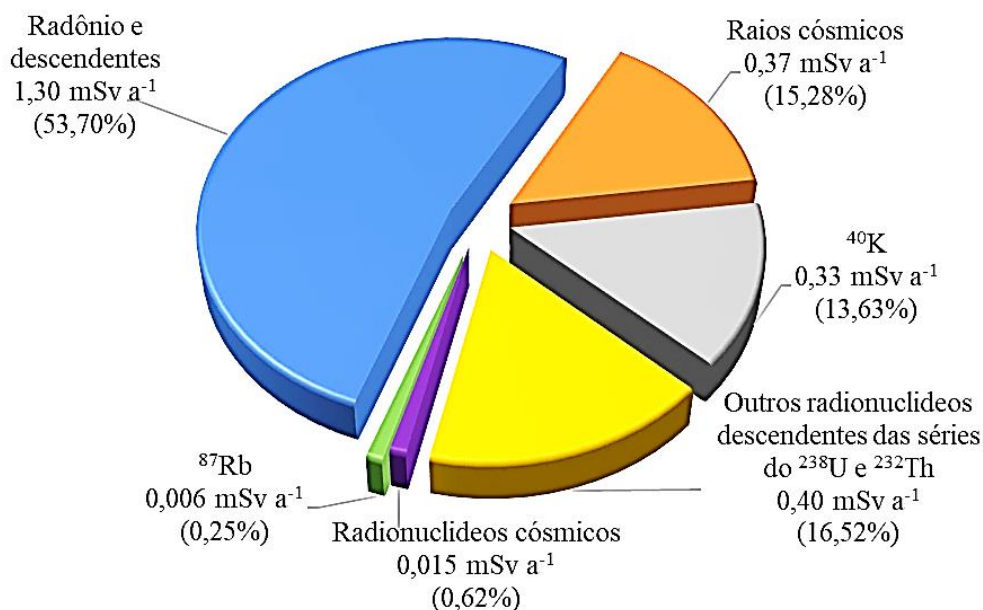
Neste capítulo do trabalho, alguns itens serão abordados, possibilitando ao público leitor, uma melhor compreensão do tema em questão.

4.1 RADIOATIVIDADE NATURAL

O homem e seu meio ambiente sempre estiveram sujeitos à radiação ionizante, sendo continuamente expostos à radiação proveniente do espaço (radiação cósmica), dos radionuclídeos presentes no solo (radiação terrestre ou radionuclídeos primordiais) ou em alimentos, água e ar por ele consumido. Cerca de 70% da radioatividade ambiental é proveniente de fontes naturais, as demais, são de origem antrópica, particularmente, as atividades médicas desenvolvidas na área de tratamentos e radiodiagnóstico (UNSCEAR, 2000).

As fontes terrestres são responsáveis pela maior parte da dose recebida pelo homem decorrente da radiação natural. Em condições normais produzem mais de 5/6 da dose efetiva individual, sendo a maioria por irradiação interna, como pode ser visto na Figura 1. Os raios cósmicos que interagem com os radionuclídeos cosmogênicos ^{14}C , ^7Be e ^3H são responsáveis pelo resto da exposição natural, principalmente pela irradiação externa (MAZZILLI et al., 2011).

Figura 1 - Dose individual média anual decorrente de fontes naturais



Fonte: adaptado de UNSCEAR (2008).

A dose efetiva anual per capita em todo o mundo é determinada pela soma dos vários componentes, conforme mostrado na Tabela 1. A dose efetiva global anual per capita devida a fontes de radiação natural é de 2,42 mSv com variações entre 1 mSv a 10 mSv (UNSCEAR, 2000).

Tabela 1 - Exposição média mundial para fonte de radiação natural

Fonte de exposição	Dose efetiva anual (mSv)	
	Média	Faixa típica
Radiação cósmica		
Fótons	0,28	
Nêutrons	0,10	
Radionuclídeos cosmogênicos	0,01	
Total cósmico e cosmogênicos	0,39	0,3-1,0
Radiação externa terrestre		
Ambientes ao ar livre	0,07	
Ambientes fechados	0,41	
Total radiação externa terrestre	0,48	0,3-0,6
Exposição por inalação		
Series do urânio e tório	0,006	
Radônio (^{222}Rn)	1,15	
Torônio (^{220}Rn)	0,10	
Total exposição por inalação	1,26	0,2-10
Exposição por ingestão		
^{40}K	0,17	
Series de urânio e tório	0,12	
Total exposição por ingestão	0,29	0,2-0,8
Total	2,42	1-10

Fonte: UNSCEAR (2010).

Em todo o planeta existem áreas com altos níveis de radioatividade natural, as quais estão associadas com minerais contendo urânio e tório. Nessas áreas, as taxas de doses absorvidas no ar da ordem de várias centenas de nano Grays por hora não são incomuns e são conhecidas como áreas de alto background, ou áreas anômalas (COOPER, 2005).

Na Tabela 2 são listadas algumas áreas com níveis elevados de radioatividade natural em diferentes tipos de solo. Algumas resultam de depósitos de areia de monazita, que têm altos níveis de tório, incluindo Guarapari no Brasil, Yangiang na China, os estados de Kerala e Madras na Índia e o delta do Nilo no Egito. Outras áreas têm solos vulcânicos como Minas Gerais no Brasil, Ilha Niue no Pacífico e partes da Itália.

O maciço central na França tem rochas, areias graníticas e xistosas, com uma área no sudoeste do país é associada aos minerais de urânio no solo. As áreas de Ramsar e Mahallat

no Irã são caracterizadas pelo ^{226}Ra depositado das águas que saem de fontes termais.

No Brasil, taxas de doses absorvidas ao ar livre de 130 a 1.200, 220 a 4.200 e de 110 a 1.000 nGy h⁻¹ foram medidas em Guarapari, Meaipe e Poços de Caldas, respectivamente (UNSCEAR, 2018; XIAO et al., 2014).

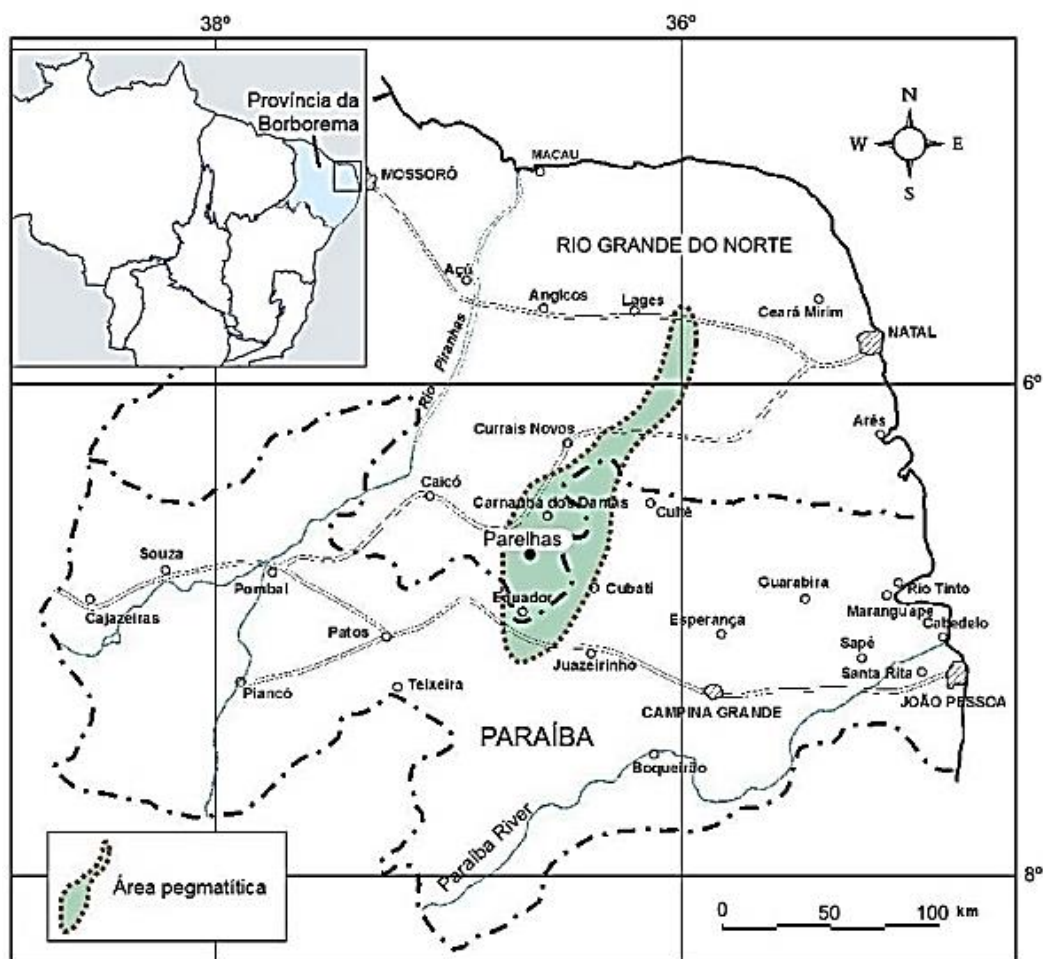
Tabela 2 - Áreas de alto background de radiação natural

País	Local	Características do local	População	Taxa de dose absorvida no ar (nGy h ⁻¹)
Brasil	Guarapari	Areias monazíticas, área costeira	73.000	90-170 (nas ruas) 90-90000 (nas praias)
	Minas Gerais e Goiás			
	Poços de Caldas Araxá	Rochas vulcânicas.	350	110-1.300
China	Yangjiang; Quangdong	Partículas monazíticas	80.000	370
Egito	Delta do Nilo	Areia monazítica	-	20-400
França	Região Central	Áreas de granito, xisto e arenito	7.000.000	20-400
	Sudeste	Minério de urânio		10- 10.000
Índia	Kerala e Madras; Margem do Rio Ganges	Areias monazíticas, área costeira	100.000	200-4.000 260-44
Irã	Ramsar; Mahallat	Nascentes de rios	2.000	70-17.000 800-4.000
Itália	Lazio		5.100.000	180 (média)
	Campania		5.600.000	200 (média)
	Orvieto	Solo vulcânico	21.000	560 (média)
	Sul de Toscana		100.000	150-200
Ilha Niue	Pacífico	Solo vulcânico	4.500	1.100 (máximo)
Suiça	Tessin, Alpes, Jura	Gneiss, verucano, ^{226}Ra em solos	300.000	100-200

Fonte: UNSCEAR (2000).

As rochas ígneas apresentam também maiores concentrações de radionuclídeos naturais quando comparadas a outros tipos de rochas. Sedimentos de fosfato e alguns xistos podem conter níveis altos de radionuclídeos naturais (PIRES, 2013), e estes também estão associados a rochas pegmatíticas conforme Figura 2 (DNPM, 1997).

Figura 2 - Área pegmatítica da Paraíba e do Rio Grande do Norte



Fonte: Adaptado DNPM (1997)

Conceitualmente os pegmatitos são conhecidos como rochas ígneas ou metassomáticas, formadas pelo resfriamento de um magma, que ocorrem em veios/diques ou em massas de contatos irregulares, amebóides, e com minerais que tendem a ocorrer com grande tamanho, centimétrico a decimétrico. Os pegmatitos refletem uma cristalização com fase fluida importante no magma retratada pela ocorrência frequente de minerais como turmalina e micas.

Além de pegmatitos de composição granítica podem ocorrer fácies pegmatíticas (textura de cristais bem desenvolvidos) em rochas gabróicas, sieníticas e outras, devendo-se, nestes casos, caracterizar composicionalmente o pegmatito para não confundir com a fácies comum que é granítica: pegmatito gábrico, pegmatito sienítico (CPRM, 2013).

O magma rico em urânio provavelmente determina se a maior parte do urânio cristaliza em pegmatitos e outros pequenos plutões graníticos ou alcalinos altamente diferenciados ou se escapa em soluções hidrotérmicas e forma veias e outros depósitos

epigenéticos. Um corpo pegmatítico no oeste do Canadá contém grandes reservas de rocha média de 0,2% de urânio (MAWDSLEY, 1952).

A partir de uma extensa pesquisa bibliográfica e exame de campo de 44 localidades de pegmatitos nos Estados Unidos e no Canadá, os autores compilaram um índice para cerca de 300 pegmatitos contendo urânio e tório nos Estados Unidos (ADAMS, 1980)

Os pegmatitos desta Província estão concentrados em uma área de 75 km x 150 km, no sudeste de Seridó, Subprovíncia Rio Grande do Norte da Província de Borborema. A distribuição dessa área inclui granitos neoproterozóicos e rochas supracrustais. Rochas supracrustais presentes de baixo para cima, as formações de Jucurutu, Equador e Seridó, incluindo metaconglomerados, quartzitosparagneisses e xistos do grupo Seridó com idade neoproterozóica (VAN SCHMUS *et al.*, 2003).

A importância deste grupo de rochas se dá principalmente pela sua formação, conforme Tabela 3, onde são apresentados os principais constituintes dos pegmatitos:

Tabela 3 - Composição de rochas pegmatíticas

Pegmatitos Tipo	Subtipo	Assinatura	Minerais Típicos
	Geoquímica		
Terras Raras	Alanita-Monazita ETR(L).U.Th.(P.Be.Nb>Ta)		Alanita-Monazita
Berilo	Berilo-columbita (Be.Nb>Ta.P(±Sn,B)		Berilo, columbita, Tantalita
Complexo	Espodumênio (Li, Rb, Cs,Be,Ta>Nb(Sn,F)		Espodumênio, Berilo, Tantalita

Fonte: Adaptado de Novak ; Povondra (1995).

Na região do Seridó, que abrange os estados da Paraíba e Rio Grande do Norte, ocorrem diversas intrusões pegmatíticas, as quais representam fontes estratégicas de minerais industriais no Brasil.

Dentre essas intrusões destaca-se o Pegmatito Alto Serra Branca (PASB), que ocorre nas proximidades do município de Pedra Lavrada (PB). Geologicamente, este pegmatito faz parte da Província Pegmatítica da Borborema, a qual está inserida na faixa Seridó do Domínio Rio Grande do Norte da Província Borborema.

Estudos de campo e mapeamento geológico de detalhe revelaram que o do PASB segue uma faixa estrutural regional de direção Nordeste/Sudeste controlado pela foliação transcorrente observada nas rochas encaixantes. Estas correspondem à biotita-xistos, granada-biotita xistos e mica xistos alterados.

Localmente, este pegmatito é cortado por diversas fraturas locais, tendo como sua principal feição um zoneamento mineral bem desenvolvido. Foram definidas diferentes zonas. A primeira zona é composta por feldspato potássico e muscovita, além de turmalina preta (schorlita) e ocorrências pontuais de amblygonita, enquanto que a segunda é composta pela paragénese predominante quartzo + feldspato com intercrescimento gráfico, porém, amblygonita e schorlita ocorrem em menor proporção (PIRES, 2013).

A presença de zonas de bordas bem definidas e um núcleo representado por um bolsão homogêneo de quartzo permitem classificá-lo como um pegmatito tipicamente heterogêneo, conforme Figura 2.

Outros exemplos de regiões com altas concentrações de mineral radioativo no Brasil são: Lagoa Real/Caetité, na Bahia, e Santa Quitéria no Ceará. Nessas duas províncias uraníferas, amostras de solo coletadas no entorno da região das minas, apresentaram taxas de dose efetiva de aproximadamente 25 mSv a^{-1} e $4,5 \text{ mSv a}^{-1}$, respectivamente (LADEIRA, 2009). Embora a radiação natural não seja passível de controle, o fato dela ser responsável pela maior parte da exposição da população, faz com que sua medida seja, em alguns casos, importante do ponto de vista radioecológico.

4.2 RADIONUCLÍDEOS NATURAIS

Os radionuclídeos são classificados de acordo com suas origens, destacando-se aqueles produzidos por raios cósmicos (^7Be , ^{14}C , ^3H e outros), além de radionuclídeos primordiais como ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{87}Rb e descendentes das séries radioativas naturais.

As séries radioativas do ^{238}U e do ^{232}Th produzem exposições significativas. Os outros radionuclídeos terrestres, incluindo ^{87}Rb , ^{138}La , ^{147}Sm , ^{176}Lu e os da série do ^{235}U , existem na natureza, mas em níveis tão baixos que suas contribuições são negligenciadas.

Estes radionuclídeos presentes nas rochas, solo, sedimentos, ar, água e outros compartimentos, podem ser deslocados e mobilizados no meio ambiente pelos fatores antrópicos e naturais, além das reações físicas e químicas (SANTOS JÚNIOR, 2009).

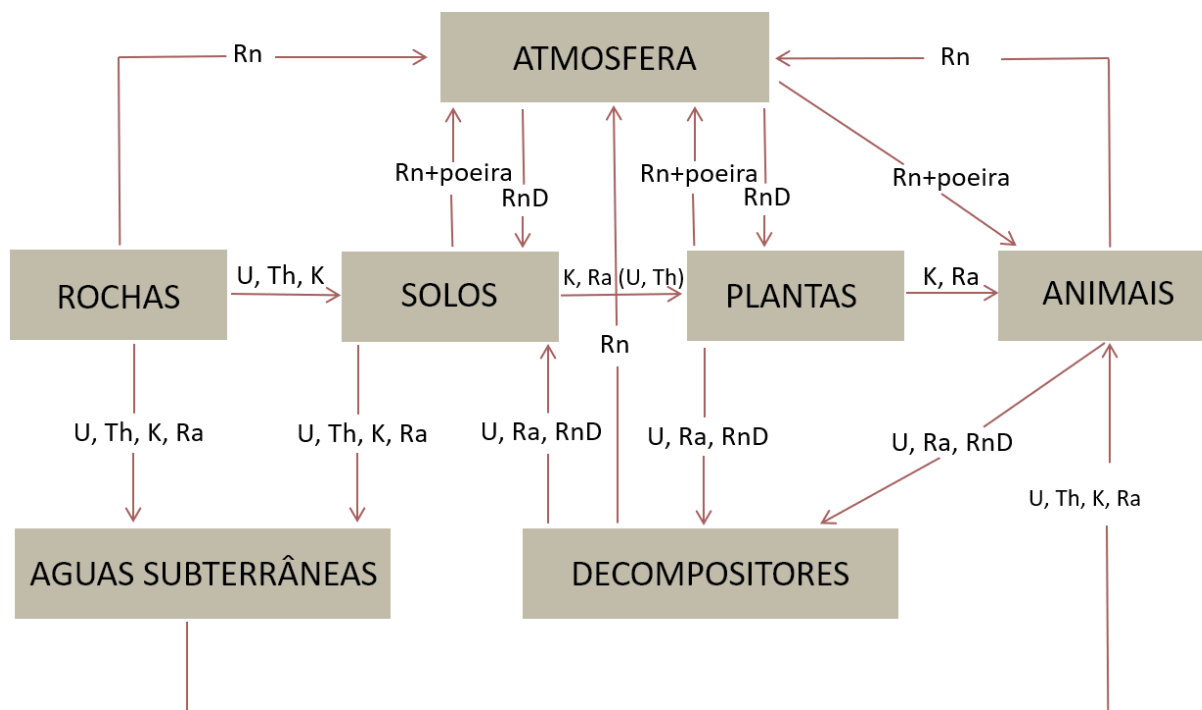
As águas, tanto subterrâneas como superficiais promovem a transferência pela lixiviação, e em escala menor as plantas através da absorção em conjunto com outros micronutrientes, dessa forma entrando na cadeia alimentar.

A transferência desses radionuclídeos presentes na água subterrânea para o solo ocorre a partir do seu uso na irrigação de lavouras e sua transferência para plantas e animais pelo seu consumo. Neste processo, é produzido o gás radônio o qual é emanado para os

compartimentos do ecossistema, potencializando riscos devido às exposições.

Pela Figura 3 é possível observar as principais vias de transferência associadas aos radionuclídeos naturais, envolvendo os compartimentos do ecossistema.

Figura 3 - Vias de transferência dos radionuclídeos



Fonte: Mazilli (2011).

Legenda: U-Urânio, Th-Tório, K-Potássio, Ra- Rádio, Rn-Radônio, RnD-Radônio e descendentes.

Como observado, a atmosfera é uma importante via de transição desses elementos radioativos, onde o meio serve para promover o deslocamento do material, seja associado aos particulados ou em difusão no próprio ar.

As rochas são matrizes primárias que produzem os solos a partir do intemperismo natural ou antrópico, disseminando os radionuclídeos para outros meios como: água, plantas, animais e decompositores.

Nesta dinâmica de radionuclídeos no meio ambiente, são destacados os mais importantes do ponto de vista tóxico e radioquímico, como urânio, tório, potássio, rádio e o radônio, cujas propriedades e características serão destacadas a seguir:

4.2.1 Urânio

O urânio na tabela periódica pertence ao grupo dos actinídeos. Possui dois estados de

valência U^{6+} e U^{4+} (SCHRECKENBACH, 2002). A forma mais reduzida, U^{4+} , está geralmente contida em minerais insolúveis, ao contrário da forma mais oxidada U^{6+} , onde em associação com complexos de CO_3^{-2} , SO_4^{-2} e PO_4^{-3} , pode formar muitos minerais solúveis. A mobilidade do U^{6+} é modificada pela adsorção de óxidos de ferro hidratados, argilas e coloides.

O urânio normalmente encontrado na natureza consiste de três isótopos com números de massa 234, 235 e 238. Na crosta terrestre, ^{238}U está presente na quantidade de 99,28% e está geralmente em equilíbrio radioativo ou próximo de equilíbrio com ^{234}U , que está presente com uma abundância de 0,0058%. O isótopo ^{235}U é precursor da série do actínio e apresenta abundância de aproximadamente 0,72% (XIAO et al., 2014). O ^{238}U tem meia-vida de $4,47 \times 10^9$ anos, decaindo inicialmente por emissão alfa dando origem ao núcleo do ^{234}Th . Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas as séries de decaimento de ^{238}U e ^{235}U , respectivamente.

O urânio pode estar presente nas rochas tanto em minerais à base de óxido como em silicatos, como por exemplo, uraninita e uranotorita; em minerais acessórios com U primário, como em monazita, xenotímio e zircão; em quantidades traço em outros minerais; ou ao longo de camadas granuladas, possivelmente como óxidos ou silicatos. O urânio liberado pela quebra de minerais durante o intemperismo pode ser retido em forma de óxidos ou precipitado sob condições redutoras.

A crosta terrestre é enriquecida em urânio devido ao comportamento litófilo fortemente incompatível desse elemento. Isso se deve ao fato do radionuclídeo apresentar carga iônica alta (+4) e raio iônico grande ($1,05\text{\AA}$), não se ajustando à maior parte das estruturas cristalinas de silicatos, sendo então concentrado nas fases finais dos processos magmáticos (SANTOS JÚNIOR, 2009). A abundância média do urânio na crosta terrestre varia entre 2 a 3 ppm.

Tabela 4 - Série de decaimento do ^{238}U

Nuclídeo	Tempo de meia vida	Principais energias radioativas (MeV) com as respectivas probabilidades de emissão		
		α	β	λ
^{238}U	$4,468 \times 10^9$ a	4,15 (23%) 4,19 (77%)		
↓				
^{234}Th	24,1 d		0,103 (19%) 0,191 (81%)	0,063 (3,4%) 0,093 (4,0%)
↓				
^{234}Pa	1,18 m		2,29 (98%)	0,765 (0,30%)
↙ 99,86%				1,001 (0,60%)
↓				
↓				
↓				
↘				
^{234}U	$2,48 \times 10^5$ a	4,72 (28%) 4,77 (72%)		0,053 (0,2%)
↓				
^{230}Th	$7,52 \times 10^4$ a	4,62 (24%) 4,68 (76%)		0,068 (0,6%) 0,142 (4%)
↓				
^{226}Ra	1602 a	4,60 (5,5%) 4,78 (94,5%)		0,186 (4%)
↓				
^{222}Rn				
↓				
^{218}Po	3,05 m	6,66 (100%)	0,33 (100%)	
↙ 99,98%				
↓				
↓				
↓				
↘				
^{214}Po	26,8 m		1,03 (6%)	0,295 (19%) 0,352 (36%)
↓				
↓				
↓				
↘				
^{214}Bi	19,7 m	5,61 (100%)	3,26 (100%)	0,609 (46%) 1,120 (17%) 1,764 (17%)
↙				
↓				
↓				
↓				
↘				
^{214}Po	164 μs	7,83 (100%)		0,799 (0,014%)
↓				
↓				
↓				
↘				
^{210}Pb	22 a	3,7 ($1,8 \times 10^8\%$)	0,017 (85%) 0,064 (15%)	0,47 (4%)
↓				
^{210}Bi	5,02 d	4,93 (60%) 4,89 (34%) 4,59 (5%)	1,155 (100%)	
↙				
↓				
↓				
↓				
↘				
^{210}Po	138,3 d	5,30 (100%)		0,803 (0,0011%)
↓				
↓				
↘				
^{206}Pb	ESTÁVEL		1,520 (100%)	

Fonte: IAEA(2003).

O ^{238}U se incorporado no ser humano, sendo depositado principalmente nos ossos, seguido pelos pulmões e rins (ABDEL-RAZEK et al., 2012). Nesta série de decaimento, encontra-se o ^{226}Ra , que tem por descendente direto o gás ^{222}Rn , responsável pelas maiores exposições, principalmente por inalação.

Tabela 5 - Série de decaimento do ^{235}U

Nuclídeo	Tempo de meia vida	Principais energias radioativas (MeV) com as respectivas probabilidades de emissão		
		α	β	λ
^{235}U	7,13x10 ⁸ a	4,36 (18%)		0,143 (11%)
↓		4,39 (57%)		0,185 (54%)
↓		4,1 - 4,6 (8%)		0,204 (5%)
^{231}Th	25,64 h		0,300 (-100%)	0,026 (2%)
↓				0,084 (10%)
^{231}Pa	3,43x10 ⁴ a	5,01 (<20%)		0,027 (6%)
↓		4,99 (25,4%)		0,29 (6%)
↓		4,94 (22,8%)		
^{227}Ac	22 a	4,95 (48,7%)	0,046 (100%)	0,070 (0,08%)
↙ ↓ ↘		4,94 (36,1%)		
↓		4,87 (6,9%)		
99,80% ^{227}Th	18,17 d	5,76 (21%)		0,050 (8%)
↓		5,98 (24%)		0,237 (15%)
↓		6,04 (23%)		0,31 (8%)
↓				
↓				
↓				
1,2% ^{223}Fr	21 m	5,34 (0,005%)	1,15 (100%)	0,050 (40%)
↓				0,080 (13%)
↓				0,234 (4%)
↙ ↓ ↘				
^{223}Ra	11,68 d	5,68 (26%)		0,149 (10%)
↓		5,71 (53,7%)		0,270 (10%)
↓		5,75 (9,1%)		0,33 (6%)
^{219}Rn	3,92 s	6,42 (8%)		0,272 (9%)
↓		6,55 (11%)		0,401 (5%)
↓		6,82 (81%)		
^{215}Po	1,83 ms	7,83 (100%)		
↓				
^{211}Pb	36,1 m		0,95 (1,4%)	0,404 (3,4%)
↓			0,53 (5,5%)	0,427 (1,8%)
↓			1,36 (92,4%)	0,832 (3,4%)
^{211}Bi	2,16 m	6,28 (17%)	0,60 (0,28%)	0,351 (14%)
↓		6,62 (83%)		
↙ ↓ ↘				
0,32% ^{211}Po	0,52 s	7,43 (99%)		0,570 (0,5%)
↓				0,90 (0,5%)
↓				
↓				
↓				
↙ ↓ ↘				
^{207}Tl	4,79 m		1,44 (100%)	0,897 (0,16%)
↓				
↙ ↓ ↘				
^{207}Pb	ESTÁVEL			

Fonte: Adaptado de IAEA (2003).

4.2.2 Tório

O tório pertence ao grupo dos actínídeos na tabela periódica. Ocorre em solução somente no estado de valência Th^{4+} . A solubilidade dos seus complexos é geralmente baixa, exceto em soluções ácidas. Entretanto, compostos orgânicos podem auxiliar na solubilidade do tório em condições de pH neutro. Segundo (DICKSON; SCOTT, 1997), o Th pode estar presente na alanita, monazita, xenotímio e zircão a níveis maiores do que 1.000 ppm ou em quantidades traço nos minerais principais.

O principal isótopo radioativo do tório é o ^{232}Th , com abundância natural de 100% e meia-vida de $1,405 \times 10^{10}$ anos. Por decaimento alfa é gerado o ^{228}Ra com posterior decaimento para o ^{220}Rn , também chamado torônio, com meia-vida de 55 segundos, e o ^{228}Ac , com meia-vida de 6,13 h, conforme mostrado na Tabela 6.

Os principais minerais primários de tório (monazita e zircônio) são estáveis durante o intemperismo e podem se acumular em minerais pesados em depósitos de areia. O tório liberado pela quebra de minerais durante o intemperismo pode ser retido em minerais hidratados ou oxidados a base de Fe ou Ti com argilas e é rapidamente adsorvido e transportado em argilas coloidais e óxidos de ferro, desta forma, possui um forte componente detrítica, especialmente em depósitos colúvio-aluvionares (BACQUART et al., 2012).

O tório é amplamente distribuído no ambiente e ocorre em baixa concentração na água, em solo, rochas, plantas e animais, além de ser um litofílico típico e ter um comportamento geoquímico muito parecido com os elementos terras raras (especialmente o cério), além do zircônio, háfnio e urânio, sendo a abundância média deste radionuclídeo na crosta terrestre variando entre 8 a 12 ppm (IAEA, TECDOC 1877, 2019). Este elemento quando incorporado ao corpo humano, pode depositar-se nos ossos e nos pulmões (ICRP 69, 1995).

Tabela 6 - Série de decaimento do ^{232}Th

Nuclídeo	Tempo de meia vida	Principais energias radioativas (MeV) com as respectivas probabilidades de emissão		
		α	β	γ
^{232}Th	$1,39 \times 10^{10}$ a	3,95 (24%) 4,01 (76%)		
↓				
^{226}Ac	5,75 a		0,0055 (100%)	
↓				
^{228}Ra	6,13 h		2,11 (100%)	0,34 (15%) 0,908 (25%) 0,96 (20%)
↓				
^{228}Th	1,913	5,34 (28%) 5,42 (71%)		0,084 (1,6%) 0,214 (0,3%)
↓				
^{224}Ra	3,64 d	5,45 (5,5%) 5,68 (94,5%)		0,241 (3,7%)
↓				
^{220}Rn	55,6 s	6,30 (~100%)		0,55 (0,07%)
↓				
^{216}Po	0,145 s	6,78 (100%)		
↓				
^{212}Pb	10,64 h		0,58 (100%)	0,239 (47%) 0,300 (3,2%)
↓				
^{212}Bi	60,5 m	6,05 (70%) 6,09 (30%)	2,25 (100%)	0,04- (2%) 0,727 (7%) 1,620 (1,8%)
↙ ↓ ↘				
64% ^{212}Po	304 ns	8,78 (100%)		
↓				
↓				
↓				
↓				
↙ ↓ ↘				
36% ^{208}Tl	3,1 m		1,80 (100%)	0,511 (23%) 0,583 (86%) 0,860 (12%) 2,614 (100%)
↓				
↓				
↓				
↙ ↓ ↘				
^{208}Pb	ESTÁVEL			

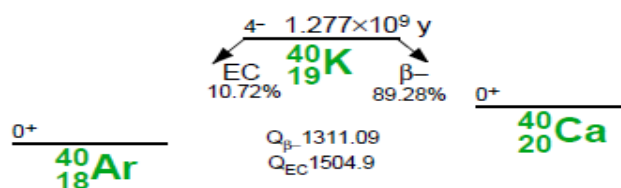
Fonte: IAEA 2003 (adaptado)

4.2.3 Potássio

O potássio pertence ao grupo dos metais alcalinos. Apresenta três isótopos naturais ^{39}K (93,088%), ^{40}K (0,0118%) e ^{41}K (6,9%). Dos três isótopos naturais, o ^{40}K é o único isótopo radioativo, que apresenta meia-vida física de $1,27 \cdot 10^9$ anos, sendo um emissor beta e gama (AGBALAGBA, 2011; HUMAYUN; CLAYTON, 1995). Ele é litófilo e está concentrado preferencialmente nas rochas ígneas ácidas, em relação às intermediárias, básicas

e ultrabásicas. Tem dois modos de decaimento: decaimento β^- , 89% de probabilidade, com produção do ^{40}Ca e, com 11% de probabilidade de decair por captura eletrônica para o ^{40}Ar , conforme mostrado na Figura 4 (VASCONCELLOS, 1994). A razão em massa de $^{40}_{18}\text{Ar}$ e $^{40}_{19}\text{K}$ pode ser utilizada para a datação de materiais geológicos.

Figura 4 - Decaimento do ^{40}K



Fonte: Vasconcellos (1994)

O potássio apresenta alta mobilidade durante o intemperismo, principalmente em ambientes de alteração hidrotermal, com destaque para os de clima tropical e subtropical. Nos seres humanos o potássio é acumulado principalmente nos músculos (ICRP, 1975) e por isso sua concentração depende tanto da idade quanto do sexo.

Pode-se considerar algumas formas de contaminação do ^{40}K , sendo uma delas a mistura com argila, podendo trocar de lugar com outros íons; sendo assim as plantas absorvem o potássio, com extrema importância para a fotossíntese para a obtenção de energia. E nos seres humanos o ^{40}K corresponde a uma dose anual de 0,17 mSv para adultos e de 0,19 mSv para crianças (UNSCEAR, 2000)

4.2.4 Rádio

O rádio pertence ao grupo dos metais alcalino-terrosos. O comportamento geoquímico do rádio é considerado por possuir isótopos com elevada solubilidade e meia-vida apreciável, tanto na série do ^{238}U (^{226}Ra , $T_{1/2} = 1602$ anos) e ^{235}U (^{223}Ra , $T_{1/2} = 11,68$ dias) como na do ^{232}Th (^{228}Ra , $T_{1/2} = 6,7$ anos e ^{224}Ra , $T_{1/2} = 3,64$ dias).

Portanto, sua mobilidade poderá ser uma fonte de desequilíbrio nas séries do ^{238}U e ^{232}Th . Sua mobilidade é reduzida pela coprecipitação com sulfatos de bário, óxidos ou sulfatos de Fe-Mn, ou através da adsorção pela matéria orgânica.

A principal fonte de rádio no ambiente é a crosta terrestre, onde os processos naturais

e antropogênicos transferem esse elemento para água, solo e atmosfera. A abundância do rádio é extremamente baixa, onde sua concentração natural em rochas da crosta é da ordem de 10^{-6} mg kg⁻¹. Em função das baixas concentrações, existem dificuldades associadas à determinação dos teores de rádio em rochas. Contudo é possível estimá-los a partir da abundância de seus precursores, considerando-se o equilíbrio radioativo secular nas séries radioativas naturais. Para que isso ocorra é de fundamental importância que os compartimentos onde os fatores ambientais, como intemperismo, atividades hidrológicas e processos biológicos, permaneçam inalterados, possibilitando o equilíbrio entre o rádio e seus antecessores.

Os isótopos ²²⁶Ra, emissor alfa e ²²⁸Ra beta, possuem uma característica nuclear importante de produzir nêutrons se misturado com berílio. O ²²⁶Ra e seus produtos de decaimento são responsáveis pela maior parte da exposição dos seres humanos em ambientes internos (IAEA, 1990). Ao fazer parte do grupo II da tabela periódica, possui características semelhantes ao cálcio (IAEA, 1990). Este mineral pode incorporar-se ao osso em até 21% quando da deficiência do cálcio.

Em relação ao aspecto de proteção à saúde humana, o maior dano verificado pela assimilação de rádio é a ocorrência de câncer, justificado pela emissão de radiação ionizante dos radionuclídeos, o que proporciona a incidência de osteosarcoma para incorporação do ²²⁶Ra e ²²⁸Ra e a incidência de carcinoma de crânio exclusivamente devido a assimilação do ²²⁶Ra. Esse último fato pode ser explicado pelo acúmulo do ²²²Rn nas cavidades cranianas (SILVA, 2018).

4.2.5 Radônio

O radônio, por ser um gás inerte, é capaz de se deslocar, por grandes distâncias, dos locais onde é gerado durante sua curta existência. Os átomos de radônio migram para a água subterrânea ou para as camadas superiores do solo, de onde eventualmente escapam (OLIVEIRA; MEDEIROS, 2012).

O radônio e os seus produtos de decaimento contribuem com cerca de 3/4 da dose efetiva anual recebida pelo homem decorrente das fontes terrestres e com aproximadamente metade da dose recebida em virtude de todas as fontes naturais, aproximadamente 53,7% (UNSCEAR, 2000; USEPA, 2015).

Apresenta dois isótopos principais, o ²²²Rn, produto de decaimento do ²³⁸U, e o ²²⁰Rn, produto de decaimento do ²³²Th. O ²²²Rn é aproximadamente 20 vezes mais importante do

que o ^{220}Rn . O termo genérico radônio é normalmente utilizado para ambas as formas, apesar da maior parte das doses serem causadas não tanto pelo gás, mas principalmente pelos seus produtos de decaimento.

A inalação é a principal via de exposição dos seres humanos ao radônio, onde a contribuição da dose deste gás é pequena sob condições normais de exposição. Este fato pode ser explicado pela taxa de inspiração e expiração do ser humano, como também pelas características químicas do elemento. Quando inalado, se deposita nos pulmões, onde após o decaimento, libera radiação.

Estudos têm mostrado o aumento da ocorrência de câncer de pulmão devido a exposição ao radônio e seus descendentes, sendo os isótopos ^{214}Po com $T_{1/2}$ de 3,05 min e energia de 6,0 MeV e o ^{218}Po com $T_{1/2}$ de 164 μs e energia de 7,69 MeV responsáveis pela maior dose de radiação alfa no pulmão (NCRP, 1988). Cerca de 90% dos PDRs (photo-dissociation regions) podem se ligar inicialmente as partículas transportadas pelo ar, e o fumo do tabaco fornece locais de ligação adicionais para os PDRs, (HARDING; THOMSON, 1993). Através da ingestão de água e/ou alimentos, pode atingir outras partes do corpo, resultando em exposição de vários órgãos internos (US EPA, 2009).

Estes radionuclídeos emanam do solo em todas as direções e, seu grau de exposição aumenta de forma significativa em ambientes fechados. Nas zonas temperadas a concentração de radônio no interior das moradias chega a ser oito vezes superior à existente no ambiente externo (IAEA, 2003). O valor da relação indoor-outdoor é muito sensível às propriedades estruturais dos edifícios (materiais e espessura).

Os materiais de construção atuam como fontes de radiação e também atenuam a radiação externa. Entretanto, nas casas de madeira, o efeito de fonte é insignificante, e as paredes são um escudo ineficiente contra as fontes externas de radiação, de modo que se poderia esperar que a taxa de dose absorvida no ar fosse um pouco menor dentro de casa do que ao ar livre. Ambientes construídos de madeira pouco acrescentam na exposição indoor e podem ser equivalentes a outdoor (WEINHOLD, 2011).

Em contraste, em casas maciças feitas de tijolo, concreto ou pedra, os raios gama emitidos ao ar livre são eficientemente absorvidos pelas paredes e, a taxa de dose interna absorvida depende principalmente das concentrações de atividade dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção. Nestas circunstâncias, a taxa de dose interna absorvida é geralmente maior (UNSCEAR, 2008).

Na Tabela 7 são apresentados limites por exposição de radônio no mundo, sendo os níveis anuais recomendados pela ICRP de 200 a 600 Bq m^{-3} para residências, equivalente a

uma dose efetiva de 3 a 10 mSv a⁻¹, considerando uma permanência de 7.000 horas por anos nesses ambientes e um fator de equilíbrio de 0,4.

Tabela 7 - Limites internacionais por exposição ao radônio e seus descendentes

Lugar	Habitações
Comunidade Europeia	200 Bq m ⁻³ (Construções)
	400 Bq m ⁻³ (Casas prontas)
China	200 Bq m ⁻³
Estados Unidos	150 Bq m ⁻³ (EPA)
ICRP	200 - 600 Bq m ⁻³

Fonte: Sarad (2018)

Para os ambientes de trabalho, a referência anual, em termos de concentração é de 500 a 1.500 Bq m⁻³, com dose efetiva de 3 a 10 mSv a⁻¹, 2.000 horas de trabalho e o mesmo fator de equilíbrio (ICRP, 1993).

4.3 OS EFEITOS DA EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO

A exposição à radiação pode danificar as células, causando a morte em algumas delas e modificando outras. Se o número de células perdidas for grande o suficiente, haverá danos observáveis nos órgãos podendo até levar à morte. Tal dano ocorre em indivíduos que estão expostos à radiação em excesso, a um nível limiar. Outros tipos de danos também podem ocorrer pela modificação dessas células, sendo geralmente reparado e quando o reparo não for perfeito, a modificação resultante será transmitida para outras células podendo levar ao câncer (UNSCEAR, 2000).

Se as células modificadas são aquelas que transmitem informações hereditárias, podem surgir desordens aos descendentes do indivíduo exposto (NRC, 1990). A exposição à radiação associada à maioria das formas de leucemia e ao câncer em vários órgãos, tais como pulmão, mama e glândula tireoide, é objeto de vários estudos a nível mundial. Um pequeno aumento de exposição à radiação (por exemplo, sobre o nível médio global de exposição à radiação natural) produziria um aumento extremamente pequeno nas chances de desenvolver câncer. Além disso, o câncer induzido por radiação pode se manifestar décadas após a exposição e, não difere de cânceres que surgem espontaneamente ou atribuídos a outros fatores (UNSCEAR, 2000).

A principal avaliação em longo prazo das populações expostas à radiação é o estudo de aproximadamente 86.500 sobreviventes dos bombardeios atômicos de Hiroshima e Nagasaki no Japão. Isto revelou um excesso de algumas centenas de mortes na população estudada. Como parte desta população ainda está viva, um estudo adicional é necessário para obter a projeção completa de câncer neste grupo (PIERCE-PRESTON, 2000).

A exposição à radiação também tem o potencial de modificar seu DNA causando efeitos hereditários na descendência de pessoas expostas à radiação. Pensava-se que tais efeitos ameaçavam o futuro da raça humana aumentando a taxa de mutação natural para um grau inadequado. No entanto, efeitos hereditários induzidos por radiação ainda não foram detectados em populações humanas expostas à radiação, embora se saiba que ocorrem em outras espécies.

Efeitos de radiação são causados pelo dano infligido nas células pelas interações de radiação. O dano pode resultar em morte celular ou modificações que podem afetar o funcionamento normal de órgãos e tecidos. A maioria dos órgãos e tecidos do corpo não são afetadas pela perda de um número considerável de células. Entretanto, se a quantidade perdida se tornar grande, haverá dano observável ao órgão ou tecido e, portanto, ao indivíduo. Somente se a dose de radiação for grande o suficiente para matar um grande número de células, tal dano ocorrerá (XAVIER et al., 2007). Esse tipo de dano ocorre em todos os indivíduos que recebem uma dose aguda além do limiar do efeito e é chamado de “determinístico”.

Se a célula não é morta, mas apenas modificada pelo dano de radiação, o dano na célula viável é geralmente reparado. Se o reparo não for perfeito, a modificação será transmitida para as células-filhas e, eventualmente, levará ao câncer no tecido ou órgão do indivíduo exposto. Se as células estão preocupadas com a transmissão de informações genéticas para os descendentes do indivíduo exposto, podem surgir distúrbios hereditários. Tais efeitos nos indivíduos ou em seus descendentes são chamados de “estocásticos”, ou seja, de natureza aleatória (SAHU et al., 2015).

4.4 GRANDEZAS E UNIDADES DOSIMÉTRICAS

Para fins de avaliação de radiação, um número de grandezas especializadas é usado. Uma revisão histórica das grandezas usadas pela UNSCEAR foi apresentada no Relatório da UNSCEAR (1988). Esse comitê usa o sistema de unidades de radiação adotado em 1980 pela Comissão Internacional de Unidades e Medidas Radioativas (ICRU) e a terminologia revisada

e definições propostas em 1990 pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP). A quantidade de energia absorvida (dE) por massa (dm) de tecido é definida como sendo a dose absorvida, cuja unidade no Sistema Internacional de Unidades (SI) é o joule por quilograma, que recebe o nome especial gray (Gy) (Equação 1).

$$D = \frac{dE}{dm} \quad (1)$$

A dose equivalente possibilita comparar os efeitos associados às propriedades dos diferentes tipos de radiações ionizantes (eletromagnéticas e/ou corpusculares).

Sabendo-se que as radiações ionizantes têm características distintas, pode-se afirmar que, mesmo quando uma dose igual é utilizada, os efeitos provocados por diferentes tipos de radiação serão diferentes.

A dose equivalente, H_T , é obtida multiplicando-se a dose absorvida pelo fator de ponderação da radiação, w_R . Valores de fatores de ponderação têm sido recomendados pela ICRP para os vários tipos de energias de radiação incidente no corpo (Equação 2).

$$H_T = \sum_R \cdot D_{TR} \cdot w_R \quad (2)$$

Sendo DTR a dose média absorvida no tecido ou órgão T devido à radiação R. A unidade no SI de dose equivalente é joule por quilograma, e é dado o nome especial Sievert (Sv). Os valores de w_R são dados na Tabela 8.

Tabela 8 - Fator de ponderação da radiação

Tipo de radiação	Faixa de energia	Fator de Ponderação da Radiação, w_R
Elétrons, fótons, muões	Todas as energias	1
Nêutrons	< 10 keV, 20 MeV	5
Prótons	> 2 MeV	5
Nêutrons	10 - 100 keV, > 2 até 20 MeV	10
Nêutrons	> 0.1 até 2 MeV	20
Partículas α , fragmentos de fissão, núcleos pesados	Todas as energias	20

Fonte: ICRP (1991).

Os efeitos biológicos por unidade de dose absorvida variam com o tipo de radiação e a parte do corpo exposta. Para levar em conta essas variações, uma quantidade ponderada chamada dose efetiva é usada, para a qual a unidade é o Sievert (Sv). A dose efetiva, E, é calculada a partir da Equação 3, onde w_T é o fator de ponderação para o tecido T:

$$E = \sum_T \cdot H_{WT} \cdot W_R \cdot D_{TR} \quad (3)$$

A ICRP selecionou valores de w_T para avaliar o dano causado pela irradiação de vários órgãos e tecidos. Os valores recomendados de w_T são dados na Tabela 9. Os valores foram selecionados para uma população de referência, utilizando um quantitativo igual para ambos os sexos e uma ampla faixa etária. Eles se aplicam aos trabalhadores, ao público em geral e a qualquer sexo.

Tabela 9 - Fator de ponderação para o tecido T.

Órgão ou tecido	ICRP 30 (1975)	ICRP 60 (1991)	ICRP 103 (2007)
Gônadas	0,25	0,20	0,08
Medula óssea vermelha	0,12	0,12	0,12
Cólon	-	0,12	0,12
Pulmões	0,12	0,12	0,12
Estômago	-	0,05	0,12
Bexiga	-	0,05	0,04
Fígado	0,15	0,05	0,12
Esôfago	-	0,05	0,04
Tireoide	0,03	0,05	0,04
Pele	-	0,01	0,01
Superfície óssea	0,03	0,01	0,01
Glândulas salivares	-	-	0,01
Cérebro	-	-	0,01
Restante	0,30	0,05	0,12

Fonte: UNSCEAR (2008).

Para avaliar os efeitos da exposição de um grupo populacional definido, pode-se usar a soma de todas as doses adquiridas pelos membros do grupo, denominada “dose coletiva” (em unidades de homem.Sv). A dose efetiva coletiva, S , é a dose efetiva média em um grupo exposto de indivíduos multiplicado pelo número de indivíduos em cada grupo (Equação 4).

$$S = \sum_i E_i \cdot N_i \quad (4)$$

Onde N_i é o número de indivíduos no subgrupo da população i que recebe dose equivalente de órgão média E_i .

Para estimar as doses efetivas anuais, deve-se levar em conta: o coeficiente de conversão da dose absorvida no ar para a dose efetiva e o fator de ocupação ao ar livre. Os valores numéricos médios desses parâmetros variam com a idade da população e o clima do

local considerado.

No Relatório UNSCEAR (1993), o Comitê usou $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$ para o coeficiente de conversão da dose absorvida no ar para dose efetiva recebida por adultos e 0,2 para o fator de ocupação ao ar livre (Equação 5).

$$DEA = \dot{D}_{ar} \cdot T \cdot FO \cdot FC \quad (5)$$

Onde DEA é a dose efetiva anual ao ar livre (mSv a^{-1}), $\dot{D}_{ar}$ a taxa de dose absorvida no ar (nGy h^{-1}), T o número de horas em um ano (8.766 h), FO o fator de ocupação (0,2 para ambientes ao ar livre) e FC o fator de conversão entre dose absorvida e dose efetiva para indivíduos adultos ($0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$).

Para o cálculo da dose total, na monitoração da dose externa ao ar livre, deve ser utilizado como valor comparativo $0,46 \text{ mSv a}^{-1}$, decorrente da contribuição da radiação cósmica e terrestre (UNSCEAR, 2000).

4.5 MEDIÇÕES DA RADIAÇÃO TERRESTRE

Pesquisas com medidas diretas da taxa de dose absorvida no ar provenientes dos radionuclídeos naturais terrestres já foram realizadas em várias regiões do mundo (UNSCEAR, 2000).

A radioatividade pode ser medida em ambientes internos (*indoor*), para a análise dos níveis radioativos, principalmente para o ^{222}Rn , e em ambientes externos (*outdoor*), para análise dos efeitos da radiação cósmica, dos radionuclídeos cosmogênicos e principalmente dos radionuclídeos terrestres.

4.5.1 Exposição *outdoor*

As exposições externas outdoors são provenientes dos radionuclídeos presentes na crosta terrestre. As concentrações desses radionuclídeos são relativas ao tipo de rocha de onde esses solos se originaram (AMARAL et al., 2011). O maior nível de radiação está associado às rochas ígneas, tais como granito, e os menores níveis as rochas sedimentares.

Segundo a UNSCEAR (2000) há muitos estudos para determinar o *background* devido aos níveis de radionuclídeos nos solos, que por sua vez pode estar relacionado com a taxa de

dose absorvida no ar.

Diversas pesquisas que ocorreram em diferentes países, já foram realizadas em ambientes outdoor com o intuito de avaliar a radioatividade natural (MALANCA et al., 1996; XINWEI; XIAOLAN, 2006). Elas indicam que os três principais componentes da radiação gama externa são descendentes dos principais formadores da radiação natural, ^{238}U , o ^{232}Th e o ^{40}K . Esses radionuclídeos contribuem de maneira aproximadamente igual na dose da radiação gama externa incidente no indivíduo, seja por exposição outdoor ou indoor (UNSCEAR, 2000).

Em um sistema aberto os produtos de decaimento das cadeias do urânio e do tório não estão em equilíbrio radioativo. Os isótopos ^{238}U e ^{234}U estão em equilíbrio aproximado, pois estão separados por dois núclídeos de meias vida físicas curtas, que são o ^{234}Th e o ^{234}Pa . Esses processos de decaimento podem ocasionar dissociação dos produtos de decaimento, facilitando sua transferência no ambiente. É devido a isso que o ^{234}U pode estar deficiente em relação ao ^{238}U nos solos e em maior concentração em rios e mares.

O radionuclídeo ^{226}Ra da cadeia do ^{238}U pode ter concentrações ligeiramente diferentes do ^{238}U , porque a separação pode ocorrer entre o seu parente ^{230}Th e o urânio e porque o rádio tem maior mobilidade no ambiente. Os produtos de decaimento do ^{226}Ra inclui o ^{222}Rn , um gás nobre que emana dos solos se difundindo no ar atmosférico, o que ajuda a reduzir ainda mais a taxa de exposição da série do ^{238}U (HAYES, 2007).

O ^{222}Rn , tem uma meia-vida de apenas alguns dias, mas tem dois produtos de decaimento de vida mais longa, ^{210}Pb e ^{210}Po , que são importantes nas avaliações da dose.

Para a série ^{232}Th , considerações semelhantes se aplicam. O ^{228}Ra tem uma meia-vida suficientemente longa que pode permitir sua separação entre os seus pais, ^{232}Th . O elemento gasoso da série, ^{220}Rn , tem meia-vida muito curta e nenhum produto de decaimento de vida longa (UNSCEAR, 2000).

O radônio, por ser um gás inerte, é capaz de se deslocar, por grandes distâncias, dos locais onde é gerado durante sua curta existência. Seu escape ocorre na forma de um íon de recuo devido à energia recebida durante o decaimento do núcleo pai com consequente difusão do átomo neutro através dos poros internos dos grãos minerais e posterior difusão e transporte intergranular na matriz sólida permeável. Os átomos de radônio migram para a água subterrânea ou para as camadas superiores do solo, de onde eventualmente escapam (OLIVEIRA; MEDEIROS, 2012).

A concentração de atividade do ^{40}K no solo é uma ordem de magnitude maior que a do ^{238}U ou ^{232}Th . A UNSCEAR (2000) sugere valores de 400, 35 e 30 Bq kg^{-1} para o ^{40}K , ^{238}U e

²³²Th respectivamente, como concentrações representativas destes radionuclídeos no solo.

Além da variação geográfica, a taxa de dose gama no ar também pode variar com o tempo. Um dos motivos dessas flutuações é a remoção dos filhos do radônio no ar por precipitação, umidade do solo e a cobertura de neve. Contínuos registros de monitoramento mostram variações de $\pm 5\%$ ao dia da taxa de dose absorvida no ar.

A lixiviação ocasionada pela chuva pode reduzir a presença dos filhos do radônio no local e diminuir, assim, a taxa de dose gama no ar por um curto intervalo de tempo em cerca de 50 até 100%. O aumento dos intervalos ou da quantidade de chuva reduz por cerca de 5% em poucas horas devido à blindagem ocasionada pela umidade no solo. Se não houver mais chuva, o retorno ao normal ocorre em horas ou dias, à medida que a saturação de água no solo desaparece (UNSCEAR, 2000).

Diversos autores (MALANCA et al., 1996; XINWEI; XIAOLAN, 2006), revelam que em um ambiente sem impacto ambiental nuclear, a alta dose absorvida no ar está associada a presença de minerais ricos em tório e urânio presentes no solo. Isso é ressaltado pela UNSCEAR (2000) onde é declarado que não são incomuns essas regiões onde a taxa de dose absorvida no ar chega a centenas de nGy h^{-1} . Entretanto, sabe-se que essa alta exposição externa outdoor em zonas habitadas pode ser reduzida com as construções de estradas e urbanização.

4.5.2 Exposição *indoor*

A exposição *indoor* é inerentemente maior do que a exposição externa outdoor, e quando se leva em consideração o tempo em que o indivíduo passa nos ambientes internos, essa exposição é ainda mais significativa. A exposição indoor é influenciada pelos materiais de construção (areia, cimento, pedras e cerâmicas) (MALATHI et al., 2008).

Aproximadamente 45% da população mundial está representada nos dados atualmente disponíveis. A média ponderada pela população é de 84 nGy h^{-1} com variação de 20 a 200 nGy h^{-1} . Os valores mais baixos foram encontrados na Nova Zelândia, na Islândia e nos Estados Unidos, todos abaixo de 40 nGy h^{-1} , o que provavelmente reflete a preponderância das casas com estrutura de madeira. Os valores mais altos ($95\text{-}115 \text{ nGy h}^{-1}$) estão na Hungria, Malásia, China, Albânia, Portugal, Austrália, Itália, Espanha, Suécia e Irã, que devem refletir o amplo uso de materiais de pedra ou alvenaria em edifícios.

Segundo a UNSCEAR (2000), a relação entre a exposição indoor e outdoor varia de 0,6 a 2,3. Contudo, pesquisas relacionando as doses indoor e outdoor apontaram razões

inferiores a 1 em regiões onde a construção com madeira é comum (Tailândia, Estados Unidos e Islândia). Razões acima de 2 foram encontradas na Suécia e em Hong Kong onde a dose absorvida indoor foram superiores à outdoor ou porque os valores outdoor eram muito mais baixos do que o indoor como foi encontrado na Holanda (ABDEL-RAZEK et al., 2012).

4.6 RADIOPROTEÇÃO E REGULAMENTAÇÃO

A maior preocupação dos órgãos de controle e licenciamento de radiação ionizante, entre eles, a IAEA (International Atomic Energy Agency) e a CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear), têm sido a exposição externa devido à radiação gama.

A IAEA criada em 1957 estabelece recomendações e normas de segurança para a proteção da saúde e minimização de perigo para a vida. Seguindo esse caminho a ICRP, organismo não governamental independente criado em 1928, divulga as suas recomendações que envolvem aspectos relacionados à proteção radiológica e aos riscos associados às radiações ionizações sob a forma de relatórios, denominados Publicações ICRP (ICRP, 2007). Estas recomendações tratam das radiações ionizantes, à proteção do homem e do meio ambiente, servindo de orientação de caráter prático ao conhecimento de radiobiologia e radioproteção (OBED et al., 2015) para agências regulatórias, grupos de gerenciamento e profissionais na área de radioproteção.

A UNSCEAR (2000), com a finalidade de determinar as situações em que precauções de proteção radiológica devem ser tomadas ao lidar com material de radioatividade natural de níveis elevados, admite algumas considerações. A principal preocupação quanto aos radionuclídeos naturais está no gás radônio pois, ele e seus descendentes correspondem a mais da metade da radiação recebida por seres humanos no meio ambiente motivo pelo qual, órgãos de regulamentação traçam limites de exposição aos radionuclídeos naturais, principalmente ao radônio.

Assumindo concentrações de poeira de 5 mg m^{-3} , exposição ocupacional contínua e nenhuma proteção respiratória, afirma-se que materiais com atividade entre 1.000 e 10.000 Bq kg^{-1} do radionuclídeo pai podem resultar em doses anuais efetivas de 1 a 2 mSv por exposição interna e externa.

No Brasil, as Normas Básicas de Proteção Radiológica (NBPR) foram aprovadas pela CNEN em 1973, adotando os Princípios de Proteção Radiológica e os limites de dose seguindo as recomendações da ICRP. No início do ano de 2005 a CNEN aprovou a Norma CNEN-NN-3.01, “Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica”, juntamente com as Posições

Regulatórias, em substituição à Norma CNEN-NE-3.01, sendo atualizada pela Resolução CNEN 164/2014 (CNEN, 2014). Esta norma foi baseada nas recomendações da Publicação ICRP 60, que introduziu o conceito de detrimento associado à probabilidade de ocorrência de danos causados pelas radiações e estabeleceu os Princípios de Proteção Radiológica: Justificação, Otimização e Limitação de Dose (TAUHATA et al., 2014).

4.7 DETECTORES DE RADIAÇÃO IONIZANTES

O detector de radiação é um dispositivo que, colocado em um meio onde exista um campo de radiação ionizante, seja capaz de indicar a sua presença. Existem diversos processos para medir ou indicar as características dessas radiações. Entre esses processos os mais utilizados são os que envolvem a geração de cargas elétricas, a geração de luz, a sensibilização de películas fotográficas, a criação de traços (buracos) no material, a geração de calor e alterações da dinâmica de certos processos químicos.

Normalmente um detector de radiação é constituído de um elemento ou material sensível à radiação e um sistema que transforma esses efeitos em um valor relacionado à grandeza dosimétrica que se deseja medir (IAEA, 2003).

Os detectores do tipo espectrômetros gama são muito utilizados nas avaliações da radiação natural terrestre. A dose absorvida no ar pode ser inferida a partir das medições da atividade e da calibração e uso de coeficientes de conversão apropriados. Outros sistemas dosimétricos, baseados em cintiladores, também foram caracterizados e utilizados para obtenção da dose absorvida no ar, como os dosímetros termoluminescentes (de $\text{CaSO}_4:\text{Dy}$ ou $\text{CaF}_2:\text{Dy}$) (SAITO; PETOUSSI-HENSS, 2014).

Dentre os vários tipos de detectores, um dos mais utilizados em análises radiométricas ambientais é o detector de cintilação. Isso se deve as inúmeras vantagens deste equipamento, que além de identificar a emissão de fótons, são capazes de indicar suas energias, atividades e outras grandezas dosimétricas. Além disso, as análises podem ser realizadas tanto no laboratório como no campo (monitoração in situ) (YANAGIDA, 2018).

Materiais cintiladores são aqueles que emitem luz (cintilam) quando expostos a um estímulo químico (quimiluminescência), biológico (bioluminescência) ou físico, por calor ou radiação (fotoluminescência) (KNOLL, 2010).

Quando um material cintilador é exposto à radiação, dentre os fenômenos que podem ocorrer se destacam a fluorescência e a fosforescência. Na fluorescência, o material excitado pela radiação emite luz imediatamente (na ordem de $\approx 10^{-9}$ segundos) e na fosforescência a

emissão de luz se dá depois de um intervalo de tempo maior (da ordem de $\approx 10^{-3}$ segundos).

Para um cintilador ser considerado adequado, o seu material deve converter a maior parte da radiação incidente em luz, através da fluorescência, minimizando os efeitos de fosforescência (SMITH, 2010).

Existem quatro classes de cintiladores, os cristais inorgânicos: NaI, KI, CsI, LiI, usados na detecção de fótons gama; os cristais orgânicos: antraceno, usado na detecção de fótons gama; os plásticos: poliestireno, usado para detecção de alfa, beta, gama e nêutrons; e os líquidos: soluções de substâncias como 2,5-difeniloxazol em tolueno, p-dioxano, etc., usados na detecção de partículas beta e fótons gama de baixa energia.

Se o objetivo é a detecção de radiação gama os mais usados são os cristais inorgânicos ativados, como NaI(Tl) ou CsI(Tl), em razão do elevado número atômico de seus constituintes (YANAGIDA, 2018).

Os cintiladores inorgânicos são cristais que contêm pequenas quantidades de impurezas que funcionam como ativadoras do processo de luminescência. A teoria das bandas representa esses cristais como contendo uma banda de valência repleta de elétrons e uma banda de condução quase vazia. A banda de condução encontra-se acima da de valência e ambas estão separadas pela banda proibida, na qual elétrons livres não podem existir.

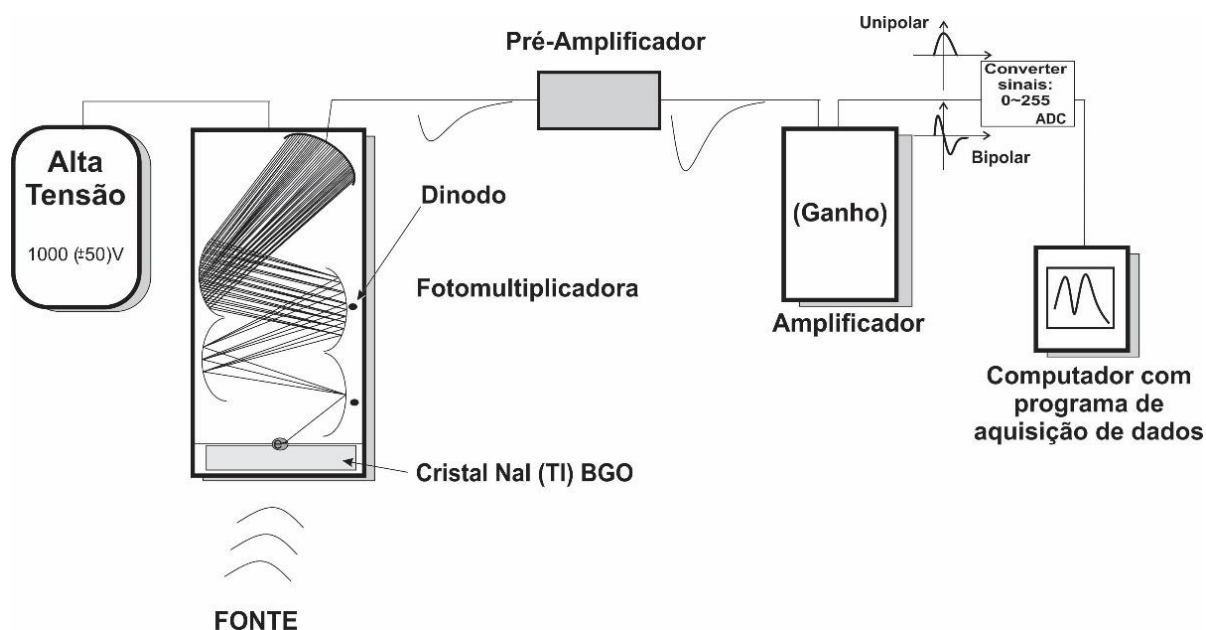
A passagem da radiação ionizante pode mover elétrons da banda de valência para a banda de condução num processo chamado ionização. O elétron deixa, dessa forma, uma lacuna na banda de valência e um elétron na banda de condução, ambos livres para se moverem independentes dentro da estrutura cristalina.

Nos cristais puros, o retorno do elétron à banda de valência com emissão de fóton visível, não é o processo mais frequente. Imperfeições no cristal ou impurezas, chamadas de ativadores, podem criar níveis de energia na banda proibida, em pontos isolados, por todo o cristal, através dos quais os elétrons podem voltar à banda de valência.

A lacuna deixada captura um elétron do ativador que, ficando ionizado, neutraliza-se capturando um elétron que foi até a banda de condução. Se o ativador for escolhido convenientemente, funcionará como uma armadilha que ao se neutralizar passará por um estado excitado, de meia-vida da ordem de 10^{-7} s, decaindo para o estado fundamental com emissão de fóton visível. (NOVOTNY, 2005).

A Figura 5 apresenta um esquema simplificado de um sistema de medidas com detector do tipo cintilador inorgânico.

Figura 5 - Esquema de funcionamento de um cintilador sólido



Fonte: Medeiros (2018)

A fonte de alta tensão deve ser muito bem estabilizada, para não haver flutuações de ganho do fotomultiplicador. Com cristal de NaI(Tl) acoplado a uma estrutura fotomultiplicadora. Na fotomultiplicadora, a quantidade de elétrons gerados pelo fotocátodo não é suficiente, sendo necessário o conjunto de dinodos, arranjados de maneira que permita que os elétrons colidam com a superfície de cada dinodo, arrancando um número maior de elétrons em cada colisão.

Esse fenômeno é também conhecido como emissão secundária e gera uma carga suficiente, que será coletada pelo anodo, para produzir um pulso de tensão (IRD, 2011). O amplificador tem a dupla função, amplificar o sinal de certo fator (ganho), resultando num sinal à saída com amplitudes entre 0 e 10 V e de dar forma aos sinais, variar o tempo de subida e a duração do impulso. O conversor ADC converte a amplitude dos sinais analógicos de entrada num número (canal).

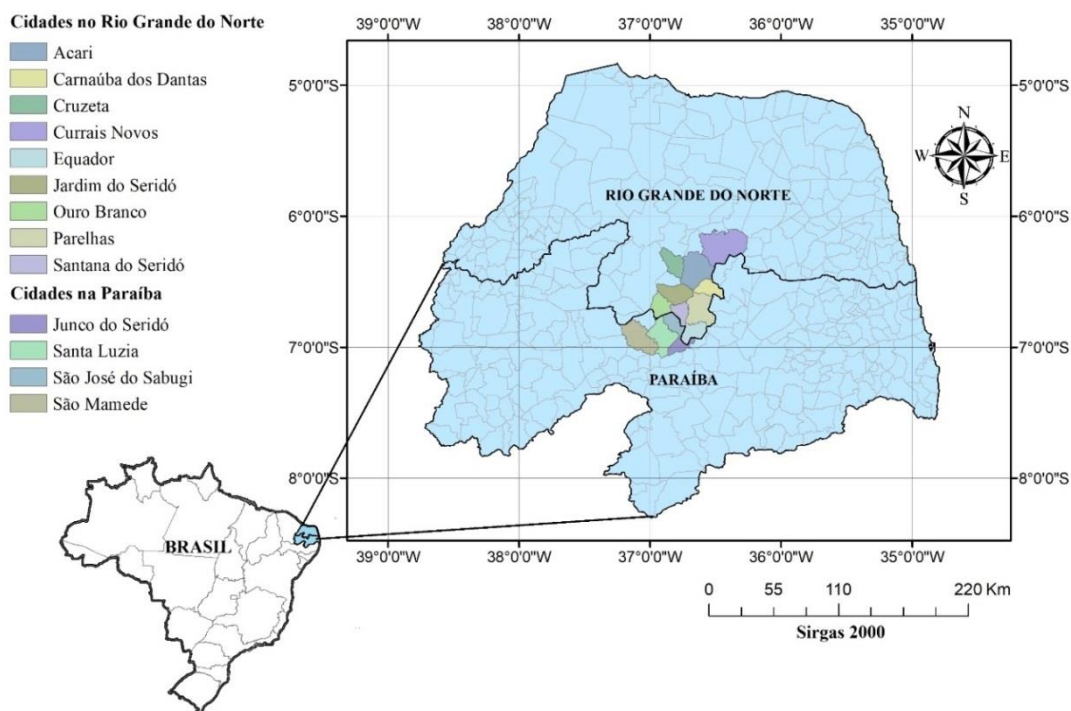
5 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo procurou-se apresentar as características da pesquisa, sua contextualização e o aporte metodológico. Objetivou-se mostrar o caminho percorrido para a realização da referida pesquisa, os conceitos relacionados e também cada uma das etapas da coleta de dados.

5.1 REGIÃO DE ESTUDO

A área de estudo compreende um território de 4.974,97 km² com uma população estimada em 151.841 habitantes (IBGE, 2018). Os municípios estudados estão inseridos na Mesorregião do Seridó Oriental do Rio Grande do Norte (Acari, Carnaúba dos Dantas, Cruzeta, Currais Novos, Equador, Jardim do Seridó, Ouro Branco, Parelhas e Santana do Seridó) e no Sertão do Seridó da Paraíba (São José do Sabugi, Santa Luzia, São Mamede e Junco do Seridó). Na Figura 6 estão destacados os municípios estudados nos estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba.

Figura 6 - Mapa da área de estudo



Fonte: Medeiros(2019)adaptado CPRM

O Estado do Rio Grande do Norte localiza-se geotectonicamente na Província Borborema, sub província Setentrional, constituído por rochas pré-cambrianas que ocupam 65% de sua área territorial e por rochas sedimentares mesocenozóicas que recobrem a porção restante. A área do presente estudo forma parte da mesorregião do Seridó Oriental do Rio Grande do Norte que se situa na região centro-sul deste estado e inserido na Mesorregião Central Potiguar.

Esta região ocupa uma extensão territorial de 3.825,73 km², equivalendo a 7,24% de todo o território do Estado. Esse subespaço do Rio Grande do Norte faz parte da região semiárida ou do polígono das secas nordestinas e diferencia-se de outras áreas do estado, dentre outros fatores, por abranger uma enorme área fustigada por secas constantes (ANGELIM et al., 2007).

A estrutura geológica do Seridó Oriental data do pré-cambriano, compreendida basicamente por rochas antigas representadas predominantemente pelas rochas ígneas ou magmáticas e as metamórficas, sendo as duas comumente denominadas de terrenos cristalinos. Essa estrutura litológica justifica a presença e consequentemente a extração de minerais que possuem importância econômica como: argilas, barita, berilo, cassiterita, caulim, tantalita, mica e scheelita. Destaca-se neste contexto, o município de Currais Novos onde predomina a extração da scheelita (JÚNIOR; SILVA, 2007). Outra atividade de destaque da região são as indústrias ceramistas (olarias). Conforme Gomes (2006), o Seridó tem 66 cerâmicas, espalhadas em 14 municípios, representando quase 50% das cerâmicas do estado.

No sertão do Seridó Oriental, foram detectadas mineralizações uraníferas (ANGÉLICA et al., 2004) cujos solos são jovens, rasos, tipo litótipos do Grupo Seridó e Jucurutu, que podem conter exsudações de óxidos secundários de urânio, provenientes das alterações de minerais primários, como uraninita, uranofano e meta-autunita. Estas ocorrências se assemelham ao depósito de urânio de São José de Espinharas na Paraíba, considerado como do tipo epigenético, de origem metassomática (GOMES, 2006).

A Paraíba está situada a leste da região Nordeste e tem como divisas o Estado do Rio Grande do Norte ao norte, o Oceano Atlântico a leste, Pernambuco ao sul e o Ceará a oeste. A área em estudo da Paraíba possui uma extensão de 1.363 km².

O subsolo paraibano é formado em sua maior parte por rochas pré-cambrianas, as quais cobrem cerca de 80% da área. Esse substrato pré-cambriano está incluído na Província Borborema, de idade meso a neoproterozóica e são encontrados vários afloramentos rochosos com ocorrências de urânio que estão associadas a um evento de geração de aplogranitos e albititos metassomáticos, com quartzitos e metaconglomerados, e granito e granodiorito

porfirítico associados à diorito Suíte calcialcalina de médio a alto potássio Itaporanga (PIRES, 2013).

A economia da região está centrada na agricultura familiar, a criação de caprinos e ovinos. A vegetação é caracterizada pelo bioma da caatinga, de clima semiárido, que apresenta secas prolongadas, e solos que, em sua maioria são jovens, rasos facilmente erodíveis com um sistema hidrológico com baixo potencial. O clima apresenta características de semiárido intenso, com temperatura média variando entre 23 a 32°C e média pluviométrica anual estimada em torno de 530 milímetros concentradas em 4 meses ao longo do ano.

Na Tabela 10 é apresentada em detalhes, a caracterização geográfica dos municípios estudados, identificando áreas geográficas, população, coordenadas e altitude.

Tabela 10 - Dados populacionais dos municípios

Município	Área (km²)	Hab.	Coordenadas		Alt. (m)
			Oeste	Sul	
Santana do Seridó – RN	188,40	2.526	36°43'49,2"	06°46'08,6"	304
Carnaúba dos Dantas – RN	246,31	7.429	36°35'0,05"	06°33'0,05"	297
Ouro Branco – RN	253,21	4.699	36°56'46,7"	06°42'4,05"	198
Jardim do Seridó – RN	367,64	12.113	36°46'07,4"	06°35'23,4"	236
Acari – RN	608,47	11.035	36°38'27,0"	06°26'06,0"	284
Cruzeta – RN	295,83	7.967	36°46'19,1"	06°24'44,7"	217
Parelhas – RN	513,50	20.354	36°41'02,4"	36°42'05,0"	266
Equador – RN	264,99	5.822	36°43'24,7"	06°58'48,8"	565
Currais Novos – RN	864,35	42.652	36°30'07,5"	06°15'29,4"	345
São José do Sabugi – PB	215,40	3.903	36°45'36,1"	06°45'07,2"	333
Junco do Seridó – PB	170,42	6.643	36°50'24,7"	06°57'33,7"	590
Santa Luzia – PB	455,72	14.719	36°54'32,0"	06°52'13,2"	299
São Mamede – PB	530,73	7.748	37°05'42,1"	06°56'07,2"	253
Total	4.974,97	147610	-----	-----	-----

Fonte: IBGE (2018)

***Legenda:** Alt.: altitude; Hab.: habitantes.

Os municípios da área de estudo, apesar das variações geográficas e número de habitantes diferentes, possuem importância para a região. Ouro Branco, Equador e Junco do Seridó têm sua economia aquecida com a extração de caulinita ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), o principal constituinte do caulim, que tem muitas aplicações industriais e novos usos estão sendo constantemente pesquisados e desenvolvidos.

Carnaúba dos Dantas possui uma importância para o turismo religioso, pois lá está

localizado o morro do Galo, local de peregrinações. Na região rural da cidade também são extraídos minérios em afloramentos rochosos a céu aberto como também, na cidade de Parelhas, que possui um grande número de mineradoras emprega grande parte da população local.

Currais novos, que teve seu auge na década de 40 a 50, com a extração de Scheelita (CaWO_4 . Tungstato de cálcio) que é aplicado na fabricação de filamentos de lâmpadas incandescentes, contatos elétricos, eletrodos, além da utilização para o endurecimento do aço, possui duas Faculdades e um comércio crescente. Santa Luzia na Paraíba possui importância estratégica, pois, está à margem da BR 230 que corta a Paraíba, interligando o alto sertão às cidades mais litorâneas além de Campina Grande que se apresenta com uma das quatro maiores economias do interior do Nordeste. As outras cidades menores sobrevivem da agricultura familiar.

5.2 SISTEMA DE MEDIDAS

O sistema de medidas utilizado foi um detector gama do tipo discriminador, marca GF Instruments®, modelo Gamma Surveyor® (Figura 7). Este conjunto é composto por um detector discriminador, que possui uma unidade de controle e sonda combinada com cintiladores do tipo NaI(Tl) e BGO (Iodeto de Sódio ativado com Tálcio e Germanato de Bismuto). O cálculo da taxa de dose efetiva ambiental foi realizado baseando-se nas recomendações do documento técnico da IAEA, TECDOC 1363 (IAEA, 2003).

A sonda registra uma taxa de contagem máxima de 250.000 pulsos por segundo, opera na faixa de energia compreendida entre 100 keV a 3 MeV para NaI(Tl) e de 150 keV a 3 MeV para BGO, apresenta tempo morto desprezível e utiliza uma fonte interna de ^{137}Cs para estabilização, sendo esta auto ajustável quando da busca das energias dos radionuclídeos desejados para detecção. Além disso, o sistema dispõe de vantagens operacionais como fácil manuseio, análises de baixo custo, fácil manutenção e calibração, além de ser portátil, o que facilita e proporciona medições diretamente no local de estudo.

Figura 7 - Sistema de medidas



Fonte: Santos (2018)

O limite de detecção do equipamento é de $0,025 \mu\text{Sv h}^{-1}$, considerando que a média da dose obtida para a radiação gama natural é de $2,42 \text{ mSv a}^{-1}$, aproximadamente $0,27 \mu\text{Sv h}^{-1}$, obteve-se assim, condição para realizar o monitoramento ambiental.

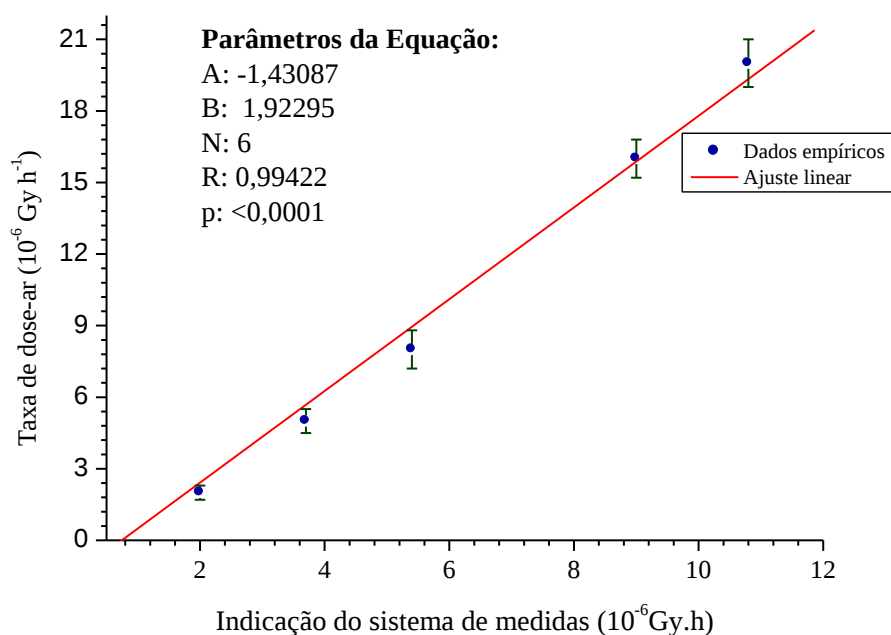
5.2.1 Calibração do Sistema de Medidas

A calibração do detector foi efetuada no Laboratório de Metrologia de Radiações Ionizantes (LMRI) do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) que possui um escopo de acreditação ABNT NBR ISO/IEC 17025. Foi utilizada uma fonte de ^{137}Cs , com meia-vida física de aproximadamente 30 anos. A geometria de calibração adotada foi do tipo eixo longitudinal, com o detector perpendicular ao feixe de radiação, tendo como ponto de referência o centro geométrico do volume sensível do detector.

As taxas de doses utilizadas na calibração variaram de $0,18$ a $20,0 \mu\text{Gy h}^{-1}$, calculada em função da distância fonte - detector, com colimação e blindagens de placas de Pb interpostas.

Na Figura 8 é apresentado o modelo matemático definido em função da calibração do sistema de medidas, representando o comportamento do detector para os diferentes níveis de radiação gama, apresentando melhores resultados para doses baixas, conforme especificado pelo fabricante (INSTRUMENTS, 2016).

Figura 8 - Curva de calibração do detector



Fonte: Silva (2019)

A taxa de dose mínima obtida para calibração do equipamento no LMRI, que foi de $0,18 \mu\text{Gy h}^{-1}$, não representou nenhuma limitação para aplicação do referido modelo, tendo em vista que, todos os resultados proporcionaram taxas de doses superiores a esse valor. Foi obtida uma boa correlação entre os dados empíricos e ajustados, uma vez que, o coeficiente de correlação linear foi de 0,9942.

Com base nos parâmetros da função linear ajustada na Figura 8, foi possível obter a equação de calibração, que correlaciona as medidas empíricas e de referência (certificadas), Equação 6.

$$y = 1,92295 X - 1,45587 \quad (6)$$

5.3 ARRANJO EXPERIMENTAL

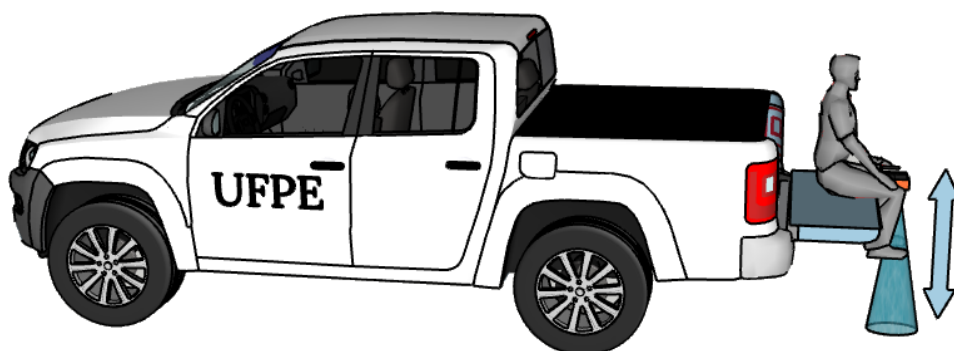
O arranjo experimental planejado para as medidas de campo consistiu no acoplamento/adaptação do detector cintilador e o GPS a um veículo automotor. O equipamento foi posicionado no assoalho do veículo suspenso a 0,20 metros da carroceria com altura final de 1m segundo recomendações da UNSCEAR, 2000. A caçamba do veículo

permaneceu aberta com o detector posicionado de forma que as sondas combinadas ficassem voltadas para o solo, minimizando os possíveis efeitos de interferências decorrentes da estrutura do carro (Figura 9).

Para uma maior segurança na obtenção dos dados, um pesquisador manteve o equipamento suspenso por toda monitoração, evitando mudanças bruscas no posicionamento do mesmo, causadas pelas diferenças na rota de monitoração.

O veículo circulou pelas áreas urbana e rural dos municípios estudados na Mesorregião do Seridó Oriental do Rio Grande do Norte e no Sertão do Seridó da Paraíba, a uma velocidade de 20 km h^{-1} , segundo metodologia proposta por Santos, et al. (2018). O equipamento foi configurado para medidas da taxa de dose absorvida de forma contínua e com aquisições a cada 10 segundos.

Figura 9 - Detector gama suspenso à carroceria do veículo



Fonte: Medeiros (2019).

As medições foram realizadas in situ, foi coberta uma área de aproximadamente $4.974,97 \text{ km}^2$, totalizando 9.253 pontos monitorados, possibilitando o mapeamento radiométrico da região.

Os resultados de taxa de dose absorvida, medidos de forma contínua, foram obtidos em nGy h^{-1} . Os ambientes impossibilitados de acesso com veículo foram monitorados a pé, seguindo a metodologia descrita acima, exceto a velocidade.

5.4 DOSIMETRIA AMBIENTAL

Segundo UNSCEAR (2008), a maior contribuição para a exposição externa vem de elementos radioativos que ocorrem naturalmente e emitem gama, no solo. Além de ^{40}K , esses

elementos são membros das cadeias de decaimento que começam com ^{238}U e ^{232}Th , respectivamente.

Ambos os radionuclídeos têm meias-vidas comparáveis à idade da Terra e estiveram presentes na crosta terrestre desde a sua formação. A meia-vida de ^{40}K é da mesma ordem de magnitude. No entanto, precipitação e detritos de armas nucleares de acidentes em instalações nucleares em alguns sites, podem contribuir ainda mais para a exposição.

Cálculo da taxa de dose externa a partir de medições espectrométricas gama requer conhecimento de como a taxa de fluência primária, ou seja, o número de fótons não dispersos por unidade de área e tempo, a partir de diferentes distribuições de elementos radioativos na terra, afeta a resposta do detector. Da mesma forma, a determinação da taxa de dose externa com base espectrometria gama de amostras de solo deve incluir um cálculo da fluência primária taxa do inventário real do solo.

5.4.1 Dose Efetiva *Outdoor*

A partir destes resultados foi possível obter um modelo (Equação 7), que confere o cálculo da taxa de dose efetiva ambiental ao ar livre ($\dot{H}_E$) em função da taxa de dose absorvida ($\dot{D}$) em $\mu\text{Gy h}^{-1}$, obtida da monitoração com o Gamma Surveyor.

$$\dot{H}_E = 2,35992 \cdot \dot{D} - 1,756 \text{ mSv/a} \quad (7)$$

Nesta equação foi incorporando os parâmetros estabelecidos pela UNSCEAR (2000), ou seja, tempo máximo de exposição anual de 8.766 horas; fator de conversão de grandezas dosimétricas de $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$, fator de permanência para ambientes ao ar livre de 0,2 e fator de ponderação da radiação igual a 1,0.

5.4.2 Dose Efetiva *Indoor*

Cerca de 70% da dose média recebida pela população é devida à radiação natural (UNSCEAR, 2010), em que ^{222}Rn e seus descendentes são a maior fonte natural de exposição humana equivalendo a 53,7% desta dose, sendo o principal constituinte para o cálculo da dose indoor. Na estimativa do cálculo para esta dose foi utilizado um algoritmo, tendo em consideração as recomendações e modelos utilizados pela UNSCEAR (2000), baseando-se na

avaliação radiométrica para ambientes externos. Com base nesses resultados, foi possível calcular a taxa de dose indoor.

5.4.3 Dose Efetiva Coletiva

Define-se a dose efetiva coletiva anual (S) como o produto da dose efetiva média de um determinado grupo de indivíduos E_i pelo número de indivíduos expostos, p_i . Esta grandeza é expressada em homen.Sv a^{-1} (IRD, 2011). A principal função da utilização desta dose é a determinação de políticas públicas direcionadas a uma população que recebe uma dose coletiva acima dos limites sugeridos, calculada pela Equação 8.

$$S = \sum \bar{E}_i \cdot p_i \quad (8)$$

A dose efetiva coletiva é freqüentemente usada como comparação dos dados de exposição ocupacional entre usinas nucleares. Desse ponto de vista, o programa ISOE oferece um fórum para profissionais de proteção radiológica das concessionárias de energia nuclear e autoridades reguladoras nacionais em todo o mundo para compartilhar informações sobre redução de dose e experiência operacional para melhorar a otimização da proteção radiológica do trabalhador em usinas nucleares. Por exemplo, a dose coletiva média anual em PWRs diminuiu de 2,01 homem Sv no ano de 1992 para 0,91 homem Sv no ano de 2019 (UNSCEAR, 2000).

5.4.4 Contribuição do Radônio e Descendentes

Segundo a UNSCEAR, 2000, o radônio e seus filhos de meia-vida curta são os principais contribuintes para a exposição humana nas radiações naturais e, que sugere a partir de seus documentos emitidos em 1993 e 2000 que a inalação dos produtos de decaimento do ^{222}Rn , e em menor extensão dos produtos de decaimento do ^{220}Rn e sua subsequente deposição ao longo das paredes de vários condutos dos brônquios são o principal caminho para a exposição à radiação nos pulmões.

Esta exposição é devida, em sua maior parte, pelas partículas alfa emitida por alguns destes radionuclídeos, embora partículas beta e radiação gama também sejam produzidas. Quando o ar que está em equilíbrio entre os pulmões e o meio externo, que contém radônio

em equilíbrio parcial ou total com seus filhos é inalado, o gás, por ser quimicamente inerte é, em grande parte, expirado. Entretanto, uma fração das partículas de poeira será depositada no pulmão. Esta poeira depositada atingirá seu equilíbrio radioativo, de forma que a quantidade de atividade depositada no tempo se iguale à quantidade que o pulmão elimina fisiologicamente e com o próprio decaimento radioativo (EISENBUD e GESELL, 1997).

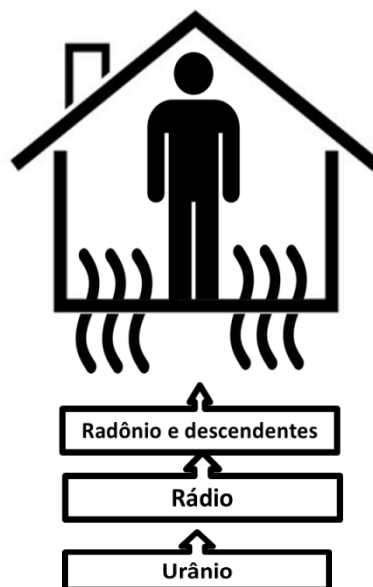
A atividade do ^{214}Bi para indivíduos não expostos ao trabalho está relacionada principalmente ao decaimento do ^{222}Rn ($T_{1/2}$: 91,75 h) que praticamente não emite nenhuma emissão gama e, seus filhos de vida curta com ($T_{1/2}$: <30 min), coletivamente denominados descendentes de radônio. Portanto, os três primeiros radionuclídeos filhos são ^{218}Po ($T_{1/2}$: 3,09 min, praticamente nenhuma emissão gama), ^{214}Pb ($T_{1/2}$: 26,8 min, emissões gama principais de energia 242, 295 e 352 keV) e ^{214}Bi ($T_{1/2}$: 19,9 min) (Be et al 2008, ICRP, 2008).

A quantificação da dose do radônio e seus descendentes na região foi obtida a partir dos parâmetros relatados pela UNSCEAR (2000), que sugere que em casas construídas com madeira em algumas regiões do mundo, a contribuição da dose outdoor é equivalente a contribuição indoor, tendo em conta os fatores de permanência dos indivíduos, podendo ter uma leve alteração a noite quando portas e janelas são fechadas quando o ar escapa apenas pelas frestas restantes.

Sob este aspecto foi feito o cálculo da estimativa de dose do Radônio e seus descendentes, entendendo que em regiões de clima semiárido, quase a totalidade das casas são construídas com tijolos de alvenaria e cobertura de telhas cerâmica. Nestas residências por conta do clima, as portas e janelas ficam abertas durante todo o dia facilitando a troca de ar em seu interior e, a noite, mesmo com as portas e janelas fechadas, existe a entrada e liberação desse gás através das frestas, podendo-se sugerir assim que a taxa de dose indoor pode ser equivalente a taxa de dose outdoor.

Na Figura 10 são apresentadas as prováveis vias para a formação das doses de gás radônio e seus descendentes na formação da dose interna nas regiões do Seridó Oriental e Seridó Ocidental.

Figura 10 - Fluxo de radônio e descendentes na área de estudo



Fonte: Medeiros (2019).

O radônio e seus descendentes são responsáveis por 53,7% em média de toda a dose de radiação recebida pelo ser humano (UNSCEAR, 2010), cujo percentual representa o fator de ponderação associado para estimativa da influência do radônio em ambientes internos, conforme Equação 9.

$$E_{RnD} = H_{Eindoor} \cdot 0,537 \quad (9)$$

Nesta equação, E_{RnD} é a estimativa de taxa de dose do gás radônio e seus descendentes, $H_{Eindoor}$ é a taxa de dose indoor calculada e 0,537 o fator de ponderação para contribuição do radônio e descendentes em ambientes internos (UNSCEAR, 2010).

5.4.5 Estimativa do Risco de Câncer

O câncer é uma das principais causas de morbidade e mortalidade em todo o mundo. Alguns dos muitos fatores que podem causar câncer são as radiações ionizantes. A indução de câncer após baixas doses constitui um risco potencial para os trabalhadores expostos a estas radiações (BEIR, 1996).

A probabilidade de aumento de câncer associado à radioatividade varia de acordo com a idade, de modo que, o aumento dependente da idade no risco excessivo de câncer radiogênico, é convencionalmente expresso em termos de risco relativo, ou seja, o risco aumentado tende a ser proporcional ao risco de linha de base no mesmo intervalo de idade

(IAEA, 1996).

O risco à população residente em áreas atingidas por índices diferenciados de radioatividade é estimado assumindo uma relação dose-efeito linear sem limiar conforme a prática da ICRP que em sua publicação 65 afirma que para doses baixas, fator de risco de câncer fatal é de $0,05 \text{ Sv}^{-1}$ (ICRP, 1990). O fator de risco indica que a probabilidade de uma pessoa morrer de câncer, aumenta em 5%, para uma dose total de 1 Sv recebida durante a vida (ICRP, 1993).

$$ELCR = DEA.DV.RF \quad (10)$$

Nesta equação, ELCR é o excesso de risco de câncer ao longo da vida, DEA a dose efetiva ambiental (Sv a^{-1}), DV é a duração da vida (75,2 anos, levando em consideração a população do presente estudo) e RF é o fator de risco (Sv^{-1}), risco de câncer fatal por Sievert. Para efeitos estocásticos, o ICRP 60 usa valores de 0,05 para o público (ICRP, 1991).

5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A estatística é uma ferramenta muito utilizada na compilação e identificação de dados em estudos ambientais. Partindo deste princípio, os resultados finais foram tratados estatisticamente para identificação dos modelos de distribuição e inferência sobre a dosimetria ambiental.

O teste utilizado na investigação do conjunto de dados foi o não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov, com correção de Lilliefors (TORMAN et al., 2012). Este teste observa a máxima diferença absoluta entre a função de distribuição acumulada assumida para os dados.

Como hipótese nula foi considerada a distribuição normal dos níveis de radioatividade das referidas regiões (H_0), e H_1 como hipótese alternativa, aplicado quando os dados não seguem a distribuição esperada.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados e discussão da monitoração radiométrica e dosimétrica realizada em municípios do Seridó Oriental e do Seridó Ocidental. A discussão foi iniciada com os aspectos voltados para os cálculos das grandezas de taxa de dose efetiva *outdoor*, coletiva, estimativa da taxa de dose dose *indoor*, estimativa dos níveis de radônio e descendentes e probabilidade do risco de câncer, assumindo o conjunto amostral (englobando todos os municípios integrados ao estudo) e no segundo momento, por seleção sistemática em função dos maiores níveis de radioatividade que foram medidos.

6.1 TAXA DE DOSE EFETIVA *OUTDOOR*

As taxas de doses efetivas no ambiente externo foram apresentadas na Tabela 11, onde constam os resultados obtidos para cada município isoladamente, assim como, para a monitoração completa, que envolve o Seridó Oriental e Ocidental.

De maneira geral, os resultados variaram de $0,01 \text{ mSv a}^{-1}$ a $4,83 \text{ mSv a}^{-1}$, com média de $0,23 \text{ mSv a}^{-1}$, cuja dispersão geral foi de 65,50% com maior influência dos municípios do Seridó Ocidental, certamente justificada pela ocorrência uranífera de São José de Espinharas que faz parte desta mesma região. Os valores médios e intervalares para as taxas de doses efetivas obtidas no Seridó Oriental e Ocidental foram, nesta ordem, de $0,19 \text{ mSv a}^{-1}$ com variação ($0,01 \text{ mSv a}^{-1}$ a $1,48 \text{ mSv a}^{-1}$) e de $0,26 \text{ mSv a}^{-1}$ ($0,01 \text{ mSv a}^{-1}$ e $4,83 \text{ mSv a}^{-1}$). Os municípios de Santa Luzia e de São Mamede na Paraíba merecem destaque pelas maiores dispersões, que foram de 95,29% e 64,67%, respectivamente.

Na tabela são demonstrados os resultados do primeiro grupo Seridó Oriental apresentam pequenas variações, principalmente quando comparadas a média da região associada aos primeiros vinte e cinco por cento dos dados ($0,14 \text{ mSv.a}^{-1}$) que demonstra uma sequência estável dos dados entretanto, o resultado do terceiro quartil, equivalendo a 75% dos dados ($0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$), indica um aumento substancial nos valores das taxas de dose para a região, com um coeficiente de variação de 42,63%, demonstra que o conjunto de dados tende a ser heterogêneo.

Tabela 11 - Estatística descritiva em ambiente externo da área de estudo

Municípios		N	Mínimo (mSv a ⁻¹)	Máximo (mSv a ⁻¹)	Q1	Q3	Média (mSv a ⁻¹)	CV (%)	DP
Seridó Oriental	SS	689	0,08	0,37	0,18	0,26	0,22	25,11	0,06
	CD	791	0,09	1,48	0,20	0,27	0,24	28,97	0,05
	OB	410	0,07	0,42	0,24	0,31	0,27	16,49	0,05
	JS	855	0,01	1,32	0,15	0,25	0,20	52,40	0,11
	AC	606	0,03	0,39	0,17	0,29	0,23	33,06	0,08
	CZ	387	0,02	0,33	0,11	0,23	0,17	41,96	0,07
	PR	770	0,01	0,44	0,11	0,19	0,15	41,39	0,06
	EQ	477	0,02	0,34	0,11	0,21	0,16	39,45	0,06
	CN	851	0,01	0,30	0,09	0,17	0,13	39,16	0,05
Total	5.836	0,01	1,48	0,14	0,25	0,19	42,63	0,08	
Seridó Ocidental	SJ	520	0,07	1,56	0,23	0,31	0,28	44,71	0,12
	JC	411	0,06	1,19	0,25	0,62	0,46	51,05	0,24
	SL	1.634	0,01	4,83	0,14	0,26	0,22	95,29	0,21
	SM	852	0,05	2,39	0,15	0,24	0,22	64,67	0,14
	Total	3.417	0,01	4,83	0,16	0,29	0,26	78,93	0,20
TG	9.253	0,01	4,83	0,15	0,26	0,23	65,50	0,14	

Fonte: MEDEIROS (2019)

SS: Santana do Seridó; CD: Carnaúba dos Dantas; OB: Ouro Branco; JS: Jardim do Seridó; AC: Acarí; CZ: Cruzeta; PR: Parelhas; EQ: Equador; CN: Currais Novos; SJ: São José do Sabugi; JC: Junco do Seridó; SL: Santa Luzia; SM: São Mamede; N: número de amostras; Q1: primeiro quartil; Q3: terceiro quartil; CV: coeficiente de variação; DP: desvio padrão; TG: Total geral.

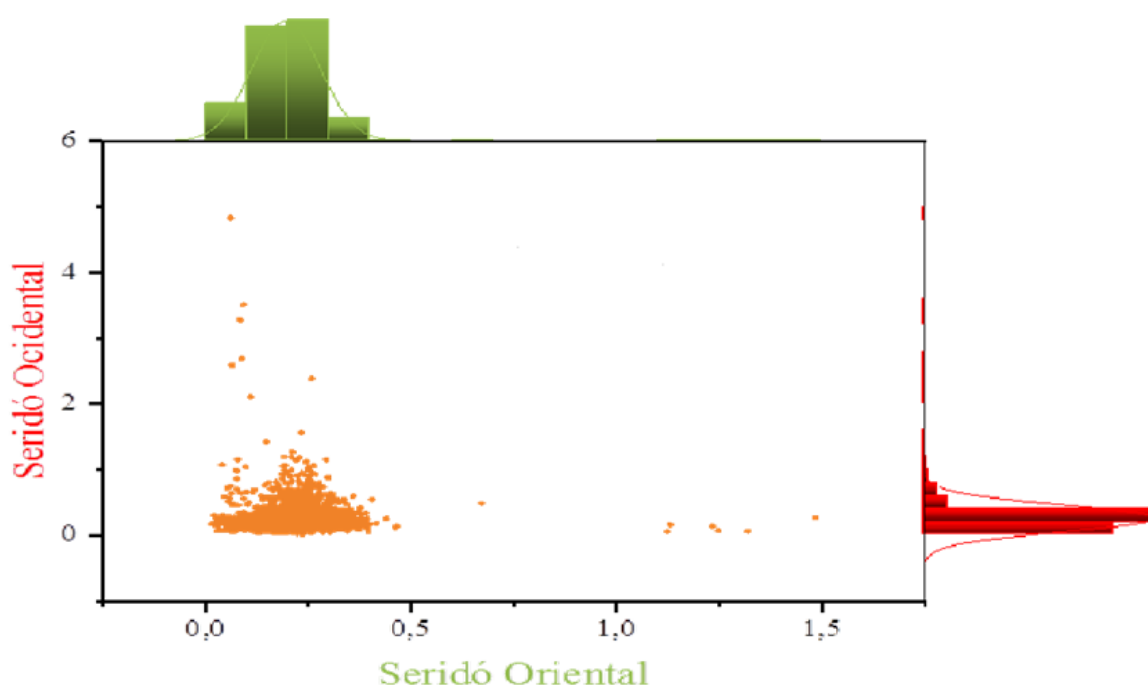
Sob a mesma ótica quando analisados os dados do Seridó Ocidental, que apresenta um coeficiente de variação de 78,93%, indica uma clara tendência a maior heterogeneidade dos dados. Esta afirmação pode ser confirmada quando analisadas os parâmetros estatísticos; com média de taxa de dose de (0,23 mSv.a⁻¹) e o primeiro quartil, que equivale aos primeiros vinte e cinco por cento dos dados em (0,15 mSv.a⁻¹) e o terceiro quartil (0,26 mSv.a⁻¹) equivalendo a 75% dos dados, apontam para uma variação na obtenção nas taxas de dose para região.

Na tabela são demonstrados os resultados do primeiro grupo Seridó Oriental apresentam pequenas variações, principalmente quando comparados a média da região associada aos primeiros vinte e cinco por cento dos dados (0,14 mSv.a⁻¹) que demonstra uma sequência estável dos dados entretanto, o resultado do terceiro quartil, equivalendo a 75% dos dados (0,25 mSv.a⁻¹), indica um aumento substancial nos valores das taxas de dose para a região, com um coeficiente de variação de 42,63%, o que demonstra que o conjunto de dados tende a ser heterogêneo.

Para a confirmação desta hipótese é apresentado um gráfico estatístico com histogramas das regiões de estudo, com suas respectivas curvas de Poisson (normalidade), e a

comparação estatística com o teste KS com correção de Lilliefors. Figura 11, onde os resultados da distribuição das taxas de dose efetiva da região, como também, os histogramas para a determinação do modelo de distribuição dos dados nas duas mesorregiões estudadas, onde a análise desses histogramas fortalece o argumento da rejeição da hipótese nula.

Figura 11 - Histograma para o Seridó Oriental e Ocidental



Fonte: Medeiros (2019)

A curva de Poisson (Histograma superior) apresenta uma leve assimetria para direita, onde podem ser observadas taxas de dose que ultrapassaram a média global da UNSCEAR ($0,55 \text{ mSv.a}^{-1}$ a $1,48 \text{ mSv.a}^{-1}$), sendo corroborada a partir desta figura a ideia de dados heterogêneos. Quando observada o histograma na parte lateral, o Seridó Ocidental, correspondente às quatro cidades estudadas na Paraíba, a curva de Poisson neste Histograma se apresenta bem mais acentuada com uma assimetria (cauda) para direita onde são observadas taxas de dose ultrapassando a média global da UNSCEAR, variando entre ($0,6 \text{ mSv.a}^{-1}$ a $4,83 \text{ mSv.a}^{-1}$).

Para confirmar a relação de dados heterogêneos, o teste estatístico de Kolmogorov-Smirnov com correção de Lilliefors na Tabela 12, onde é demonstrada que a hipótese 0 (nula), de normalidade, é rejeitada tanto no Seridó Oriental quanto no Seridó Ocidental com uma probabilidade de 95%, confirmando a Hipótese 1 de não Normalidade.

Tabela 12 – Análise Estatística Kolmogorov-Smirnov com correção de Lilliefors

<i>Kolmogorov Smirnov- Lilliefors</i>				
	N	Estatística	P valor	(95%)
Seridó Oriental	5836	0.02763	$2.69322e^{-4}$	Rejeitada
Seridó Ocidental	3417	0.21464	$2.5105e^{-137}$	Rejeitada

Fonte: Medeiros (2019).

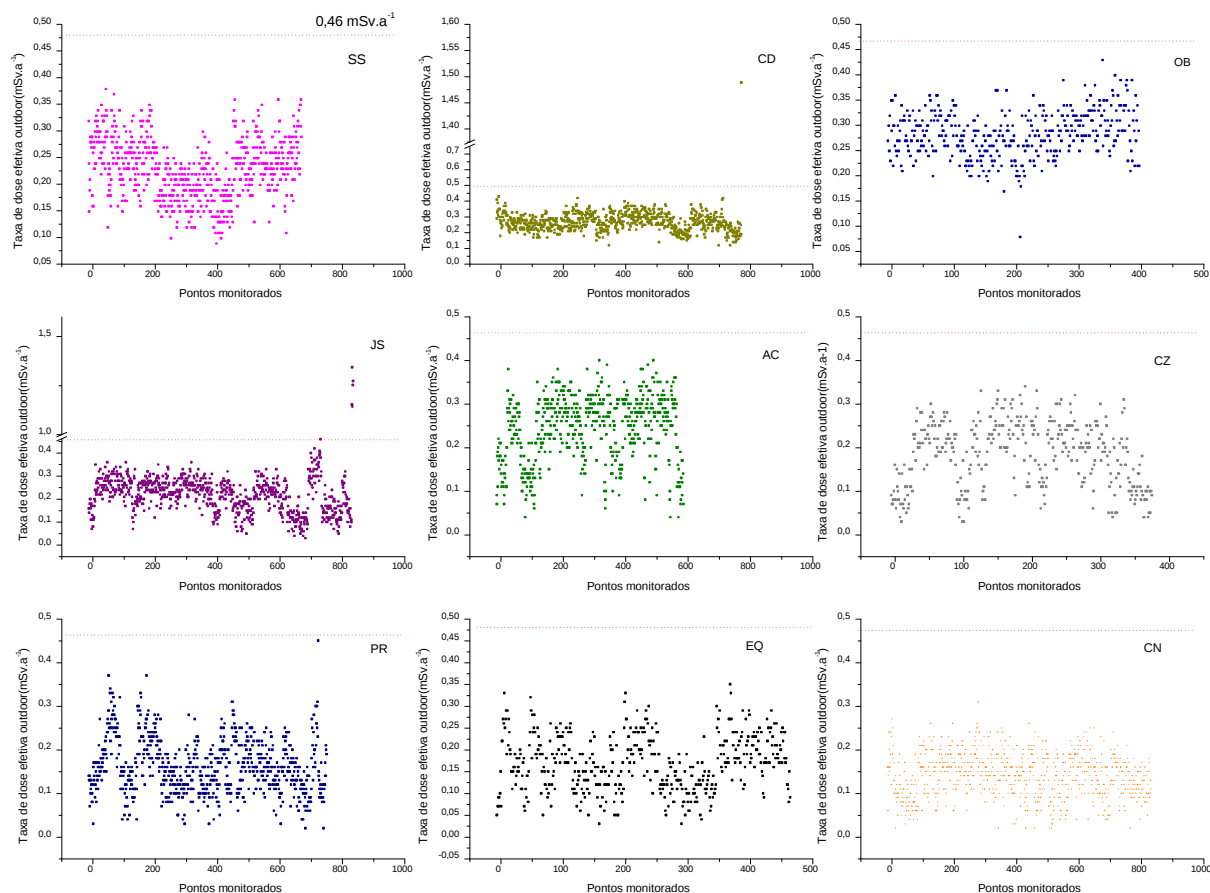
Para uma melhor compreensão deste estudo, são apresentadas análises setorizadas dos dados das regiões. Na Figura 12, são apresentadas as medidas radiométricas do Sertão Oriental, com uma monitoração de 5836 pontos caracterizando-as por município.

Uma análise isolada, permitiu observar que a maioria dos resultados obtidos, estatisticamente, ficaram abaixo do valor de referência da média global estipulada pela UNSCEAR (2000) para ambientes externos, que é $0,46 \text{ mSv a}^{-1}$.

Convém salientar que, alguns poucos pontos com níveis elevados de radioatividade natural, foram identificados nos municípios de Carnaúba dos Dantas (CD) e Jardim do Seridó (JS), descrevendo situações de cuja frequência dos eventos não caracteriza impacto para descrição da condição radiométrica dessas áreas. Entretanto, essas medidas possibilitam caracterizar anomalias pontuais e isoladas, que foram identificadas em afloramentos rochosos em áreas rurais e pouco povoadas.

Na Figura 13 são apresentados os resultados para CD e JS, com distribuição para as áreas urbana e rural, maior frequência de eventos anômalos para Jardim do Seridó e maior taxa de dose para Carnaúba dos Dantas, que foi de $1,48 \text{ mSv a}^{-1}$.

Figura 12 - Taxa de dose gama outdoor do Seridó Oriental do RN (mSv a^{-1})

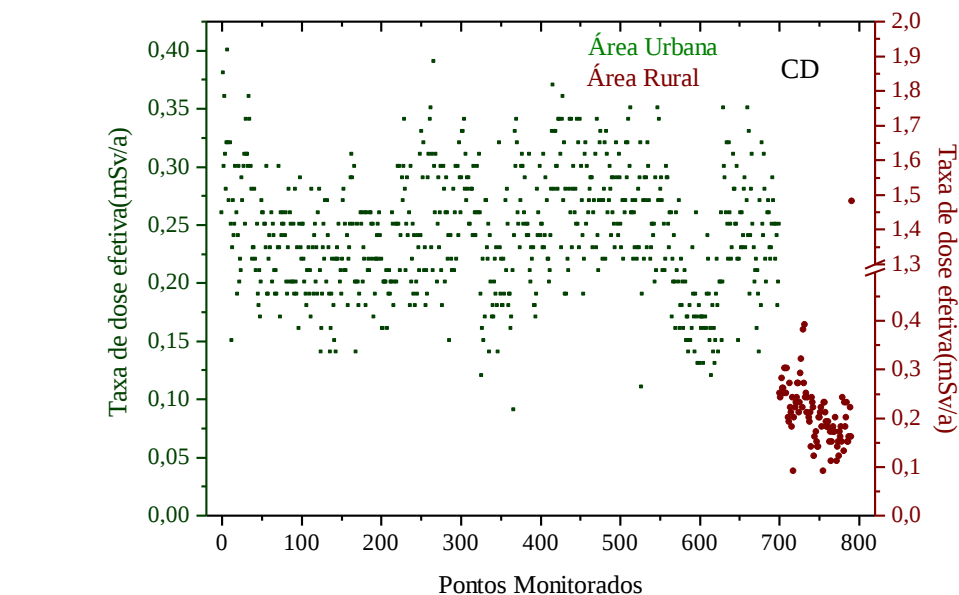


Fonte: Medeiros (2019).

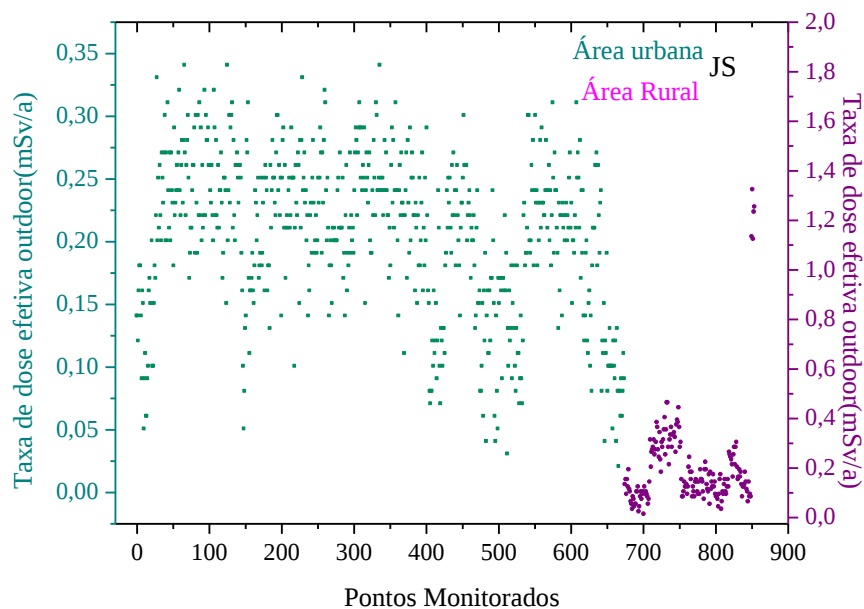
SS: Santana do Seridó; CD: Carnaúba dos Dantas; OB: Ouro Branco; JS: Jardim do Seridó; AC: Acari; CZ: Cruzeta; PR: Parelhas; EQ: Equador; CN: Currais Novos.

Na Figura acima são demonstradas as duas áreas de estudo de forma visual e estatística. Inicialmente a região do Seridó Oriental, correspondente às nove cidades do Rio grande do Norte, na parte superior da figura são apresentadas todas as taxas de dose monitoradas juntamente com o seu Histograma correspondente. Neste contexto, observa-se que os resultados dos municípios monitorados na Paraíba (Figura 14) apresentaram doses superiores ao grupo de municípios estudados no Rio Grande do Norte, cujos resultados variaram de 0,1 a 4,83, com média determinada de $0,2 \text{ mSv a}^{-1}$.

Figura 13 - Taxas de dose efetiva em Carnaúba dos Dantas e Jardim do Seridó



CD: Carnaúba dos Dantas



JS: Jardim do Seridó

Fonte: Medeiros (2019)

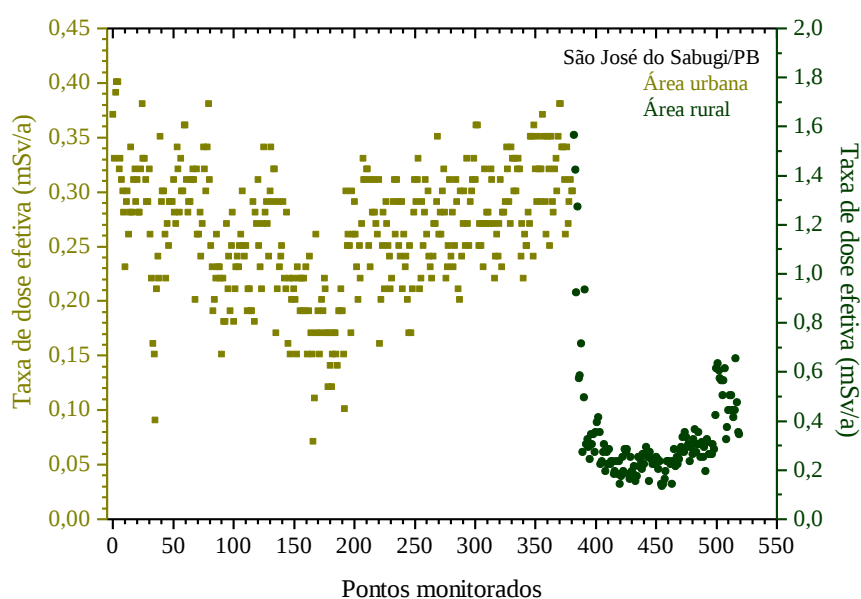
Quanto à mesorregião do Seridó Ocidental, são apresentadas as Figuras que compõem os quatro municípios monitorados, cujos resultados foram superiores aos encontrados na outra

mesorregião.

Quando comparadas as taxas de doses para as áreas urbana e rural, constatou-se para todos os municípios, heterogeneidade nos resultados obtidos, certamente influenciados pela pavimentação das áreas urbanas e baixa influência antrópica nas áreas rurais. Este fato também pode estar associado à geologia da região e exploração mineral, o que pode impactar fortemente na radiometria ambiental.

Na perspectiva global, nas áreas rurais desses municípios, foram encontrados pontos radiometricamente anômalos, onde são destacados o distrito de Riacho da Serra, município de São José do Sabugi com taxas de doses efetivas outdoor de até $1,56 \text{ mSv a}^{-1}$. Esta taxa de dose efetiva máxima equivale a 3,4 vezes o valor de referência global (UNSCEAR, 2000).

Figura 14 - Dosimetria na microrregião de São José do Sabugi-PB



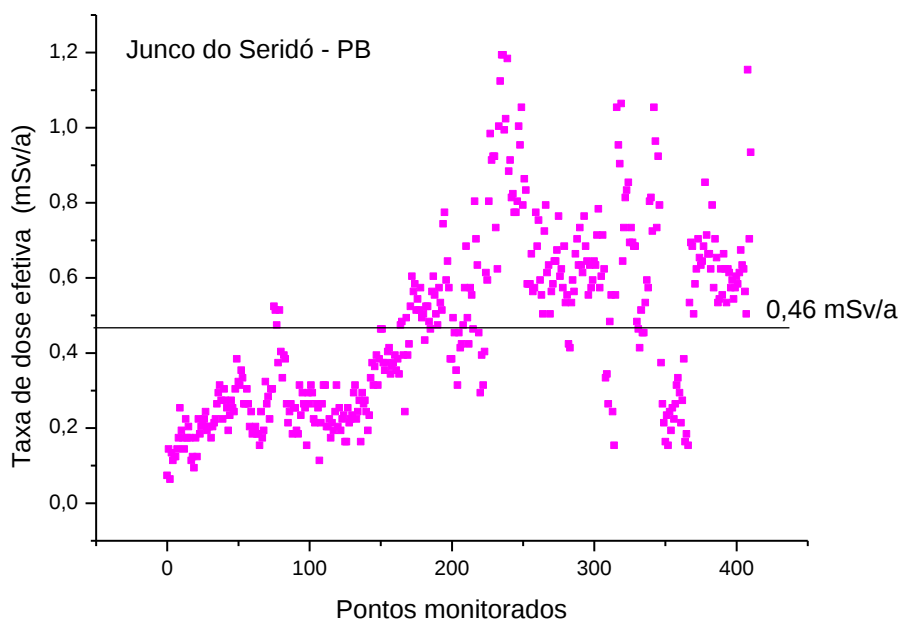
Fonte: Medeiros (2019).

Analisadas as taxas de dose das cidades individualmente são observadas algumas peculiaridades. A primeira cidade monitorada do Seridó Ocidental foi São José do Sabugi, Figura 15, onde foram monitorados 520 pontos com radiometria contínua, sendo 387 na área urbana e 153 na área rural. Com relação à área urbana não foram observadas taxas de dose, as quais, não ultrapassaram a média global, chegando a um valor máximo de $0,40 \text{ mSv a}^{-1}$ entretanto, na área rural foram monitoradas várias taxas de dose variando entre 0,5 a $1,53 \text{ mSv a}^{-1}$.

Estes pontos foram encontrados no Distrito da cidade de São José do Sabugi denominado Riacho da Serra, localizado ao sul do município, em um afloramento rochoso de uma propriedade particular. Na serra do Junco do Seridó foi encontrada a maior frequência de pontos anômalos, com quase 50% acima da média global, cujo agrupamento de doses mais relevante foi observado em um afloramento rochoso na base da Serra próximo a área urbana. Os valores variaram entre 0,06 a 1,19 mSv a⁻¹ cuja média foi equivalente ao valor de referência global.

A dosimetria da cidade de Junco do Seridó é apresentada na Figura 15. Nela são apresentadas algumas peculiaridades: apesar de serem medidos 855 pontos, foi a microrregião que apresentou a maior taxa de dose média de toda área de estudo, 0,46 mSv a⁻¹, equivalendo a média global sugerida pela UNSCEAR.

Figura 15 - Dosimetria na microrregião de Junco do Seridó-PB



Fonte: Medeiros (2019).

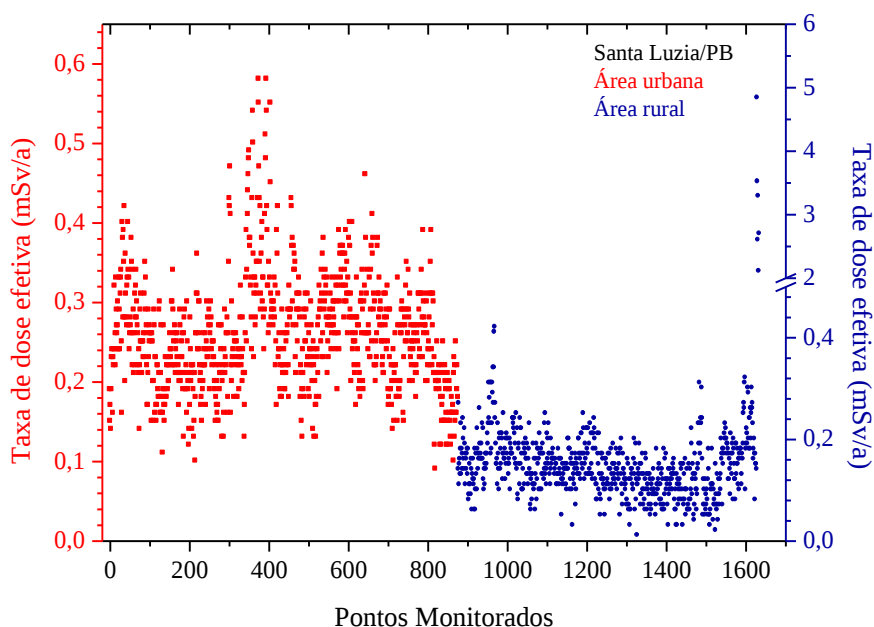
Entretanto, na área urbana da cidade, não foram encontradas taxas de dose que ultrapassaram a média global. Todos os pontos acima da média estão localizados em afloramentos rochosos na base da Serra de Santa Luzia, em uma área ainda desabitada da região.

Santa Luzia, com uma área de 455,72 km² foi a microrregião onde foram monitorados a maior quantidade de pontos quando analisadas essas áreas individualmente. Dos 1634

pontos, a área urbana Figura 17 contribuiu com 901 medidas, ficando o restante 733 na área rural da microrregião. Inicialmente quando analisadas as duas áreas em separado, é possível observar que a variação das taxas de dose da área urbana variou entre 0,1 e 0,59 mSv.a⁻¹, sendo este valor ficado acima da média global sugerida pela UNSCEAR.

A taxa de dose média efetiva outdoor encontrada na cidade foi de 0,22 mSv a⁻¹, onde alguns dos pontos monitorados entre as medidas 361 até 389 (ver detalhes na Figura 16), são expressivos, cujos valores não foram evidenciados em nenhuma outra área urbana.

Figura 16 - Dosimetria na microrregião de Santa Luzia-PB



Fonte: Medeiros (2019).

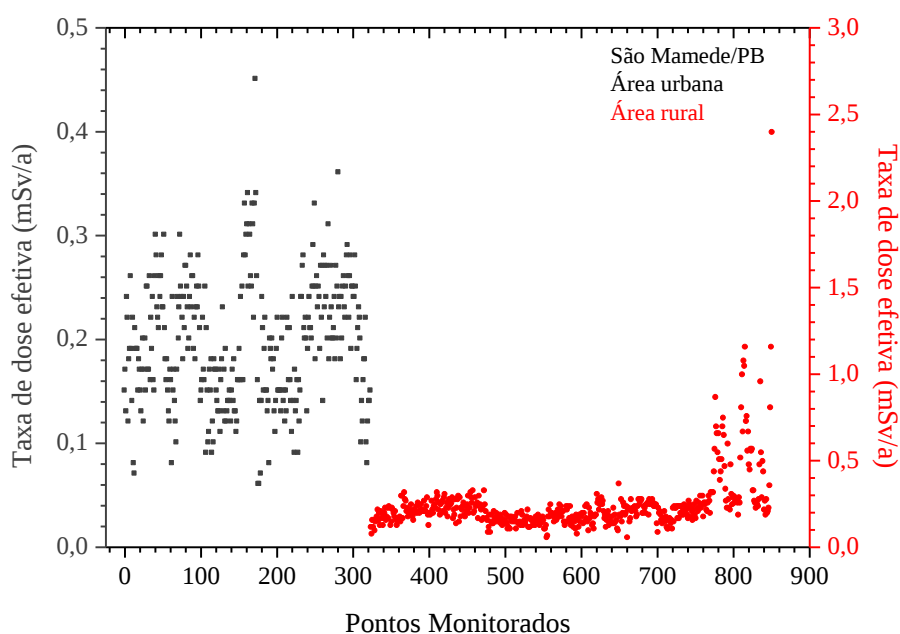
Uma possível explicação para o fato acima, decorre da origem da pavimentação, que é constituída por granito, podendo ter na sua composição, radionuclídeos naturais em níveis mais significativos. Isso pode ocorrer também pela própria formação da estrutura geológica e do solo que, naturalmente, já pode ser enriquecida com radionuclídeos naturais. Além dessas possibilidades, decorre do fato da possível terraplanagem quando da pavimentação da cidade, cujo material utilizado pode ter sido de origem de alguma área radiometricamente alterada, tendo em vista que se trata do Planalto da Borborema, conhecido por conter na estrutura geológica e do seu solo, numerosas ocorrências de urânio e tório.

Sobre os municípios de Santa Luzia e São José do Sabugi, ambos na Paraíba, cabe

destacar que, as maiores medidas foram evidenciadas ao norte e sul, respectivamente, atribuindo esse evento observacional a extensão do mesmo afloramento rochoso que cobre parte do Seridó Ocidental, que apresenta direcionamento para cidade de São Mamede, onde também foram encontradas doses , município que fica próximo à cidade de São José dos Espinharas na Paraíba, onde vários estudos indicam a possibilidade de uma jazida de urânio na localidade.

Outra área com influência de radionuclídeos primordiais, prioritariamente para as medidas realizadas na área rural, foi o município de São Mamede, também no Seridó Ocidental, onde foram investigados 852 pontos sendo 429 na área rural (ver detalhes na Figura 17).

Figura 17 - Dosimetria na microrregião de São Mamede-PB



Fonte: Medeiros (2019).

A média aritmética obtida para o campo amostral foi de 0,22 mSv a-1, com um coeficiente de variação de 65% e taxa de dose máxima de 2,39 mSv a-1. As anomalias, caracterizadas pelo perfil radiométrico da região, ficam localizadas no Sítio Arraial, próximas a um reservatório de água de uso agropecuário.

Os resultados deste trabalho podem ser comparados às diversas pesquisas realizadas sobre o tema no Brasil e no mundo e, são mostradas na Tabela 13. As análises foram realizadas em áreas de alta e baixa radiação de fundo, por metodologias que possibilitaram

representar os resultados em taxas de doses efetivas ao ar livre.

Trabalhos realizados em regiões com níveis diferenciados de radioatividade natural no Brasil, especificamente nos estados da Paraíba e de Pernambuco, são destacados nesta tabela, a exemplo da pesquisa realizada por Silva (2014), que objetivou a avaliação radiométrica na jazida de urânio de Espinharas-PB e adjacências, onde foi obtida uma taxa de dose efetiva média de 5,56 mSv a⁻¹.

Tabela 13 - Taxas de dose efetiva outdoor calculadas mundialmente

Estudo	Taxa de dose média efetiva (mSv a⁻¹)	Referência
Seridó Oriental - RN	0,19	Este estudo
Seridó Ocidental - PB	0,26	Este estudo
Média geral da área	0,23	Este estudo
Média global	0,46	UNSCEAR, 2008
Triunfo - PB	0,20	SANTOS et al., 2017
Região urano fosfática - PE, Brasil	2,60	AMARAL et al., 2018
São José de Espinharas - PB, Brasil	5,56	SILVA, 2014
Pocinhos - Paraíba, Brasil	0,79	SOUZA et al., 2012
Guarapari - ES, Brasil	175,00	GESELL, 1997
Rio Grande do Norte, Brasil	1,36	MALANCA et al., 1996
Abeokuta, Nigéria	1,31	JIBIRI, 2001
Baoji, China	0,09	XINWEI; XIAOLAN, 2006
Büyükeceli, Turquia	0,10	ÖZMEN et al., 2014
Chihuahua, México	0,73	SUJO et al., 2004
Egito	0,20	HARB et al., 2012
Ramsar, Irã	104,31	KARAM, 2002

Fonte: Medeiros (2019).

Em Pernambuco, especificamente na antiga região urano fosfática, onde ocorreram extrações de fosfato, Amaral et al. (2018), obtiveram valores para as taxas de doses efetivas ao ar livre variando de 1,99 a 7,59 mSv a⁻¹, com média de 2,60 mSv a⁻¹, com a maioria das medidas realizadas em áreas já devidamente pavimentadas. Essa média foi equivalente ao valor obtido por Souza et al. (2012) no município de Pocinhos na Paraíba, onde ocorrem afloramentos rochosos com níveis diferenciados de radionuclídeos naturais.

Em estudo realizado por Malanca (1996) no Rio Grande do Norte foram encontrados resultados semelhantes aos dados obtidos neste estudo para Carnaúba dos Dantas e Jardim do Seridó. No trabalho apresentado por Santos et al. (2017), no município de Triunfo na Paraíba,

foram analisadas as taxas de dose efetiva outdoor encontrando valores entre 0,06 a 0,38 mSv a⁻¹ com taxa de dose média de 0,20 mSv a⁻¹.

Eisenbud Gesell (1997) e Karam (2002) mostraram níveis diferenciados de radioatividade natural em Guarapari no Brasil e em Ramsar no Irã respectivamente, considerados significativamente elevados, principalmente para algumas áreas do Irã onde são encontrados os maiores níveis de radiatividade natural do planeta, com média de aproximadamente 104 mSv a⁻¹.

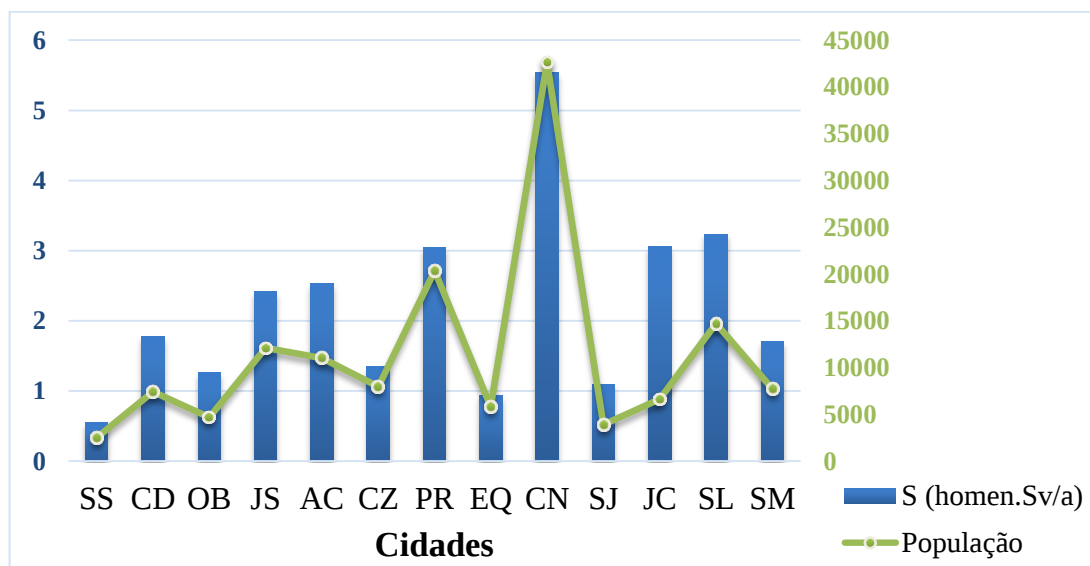
Estes resultados apresentados na Tabela 13, excluindo aqueles estudos em áreas onde o nível de radioatividade foi considerado de alto background, são semelhantes quando comparados aos do presente estudo.

6.2 CÁLCULO DE DOSE COLETIVA

A dose coletiva expressa à condição para inferir risco populacional, possibilitando planejar mecanismos de atuação para tomada de decisão, controle e remediação, desta forma, na Figura 18, são apresentados os resultados deste parâmetro junto com a população residente em cada cidade monitorada. Os resultados desta estimativa variaram de 0,56 a 5,54 homem.Sv a⁻¹, não caracterizando risco populacional, considerando os aspectos voltados para o número de habitantes nessas regiões, principalmente na área urbana e os resultados da monitoração radiométrica.

O principal intuito deste estudo foi entender a partir dos dados acima, o custo financeiro futuro de possíveis patologias adquiridas por uma população que recebe doses de radiação acima dos limites de referência. Dadas a soma de todas as exposições individuais no tempo, a cidade que apresentou o maior valor de dose coletiva foi Currais Novos no Seridó Oriental do Rio Grande do Norte e, a menor foi obtida para cidade de Santana do Seridó também no Rio Grande do Norte. A dose coletiva total calculada na área de estudo é de 5,5 homens.Sv a⁻¹, enquanto que, de acordo com os critérios do projeto, o limite é aceito como sendo de 300 homens.Sv a⁻¹ (RAISALI et al., 2006), que trabalhando com dose coletiva nas proximidades da Usina Nuclear de Bushehr no Golfo Persico calculou uma taxa de 138 homem .Sievert.

Figura 18 - Dose efetiva coletiva média por município investigado.



SS: Santana do Seridó; CD: Carnaúba dos Dantas; OB: Ouro Branco; JS: Jardim do Seridó; AC: Acará; CZ: Cruzeta; PR: Parelhas; EQ: Equador; CN: Currais Novos; SJ: São José do Sabugi; JC: Junco do Seridó; SL: Santa Luzia; SM: São Mamede.

Fonte: Medeiros (2019).

6.3 ESTIMATIVA DA RADIOATIVIDADE NATURAL INDOOR

As taxas de dose efetiva “indoor” foram estimadas com base nos resultados das taxas de dose outdoor. Na Tabela 14 foram organizados os dados da mesorregião do Seridó Oriental e Ocidental, seguindo orientações de parâmetros que entendendo que a partir de observações feitas na região em que a maioria das casas é construída com tijolos de cerâmica, cobertas com telha cerâmica e, suas portas e janelas são mantidas abertas durante todo o dia e em alguns casos toda a noite. Esta hipótese pode ser confirmada pela temperatura média da região, que possui uma variação entre (22 a 35°C).

Na região do Seridó Oriental foram encontradas taxas de dose que integraram um valor médio de $0,78 \text{ mSv.a}^{-1}$, variando entre $0,02$ a $5,93 \text{ mSv.a}^{-1}$, sendo este valor máximo que ultrapassa em 12 vezes a média global em ambientes internos que é de $0,41 \text{ mSv.a}^{-1}$ sugerida pela UNSCEAR, 2000.

Na mesorregião do Seridó Ocidental, com média de taxa de dose de $0,88 \text{ mSv a}^{-1}$ foi obtida uma variação entre $0,02$ a $19,32 \text{ mSv a}^{-1}$, e este último valor ultrapassou em 47 vezes o valor global da UNSCEAR.

A acreditação deste trabalho pode ser confirmada quando comparada aos resultados obtidos por Bezerra et. al. (2018) comprovaram estes resultados na região do Seridó Ocidental. O método de análises utilizado pelos autores foi a dosimetria termoluminescente (TLDs), onde obteve taxas de dose efetivas indoor entre 0,7 a 2,31 mSv a⁻¹, com uma média 0,99 mSv a⁻¹. Neste estudo, o valor médio da estimativa de taxa de dose efetiva indoor no Seridó Ocidental foi 0,87 mSv a⁻¹, corroborando com o estudo realizado anteriormente.

Os resultados evidenciados mostram necessidade da realização de estudos complementares para inferência da situação de risco nos ambientes internos, principalmente associados à monitoração do radônio, tendo em vista que, trata-se de investigação em ambientes fechados, onde a maior contribuição decorre desse radionuclídeo.

Tabela 14 - Estatística descritiva em ambiente interno da área de estudo

Municípios		N	Mínimo	Máximo	Q1	Q3	Média	CV (%)	DP
(mSv a ⁻¹)									
Seridó Oriental	SS	689	0,32	1,48	0,72	1,04	0,88	25,07	0,22
	CD	791	0,36	1,60	0,80	1,08	0,95	22,37	0,21
	OB	410	0,28	1,68	0,96	1,24	1,10	16,43	0,18
	JS	855	0,04	5,28	0,58	1,00	0,81	52,36	0,43
	AC	606	0,12	1,56	0,69	1,16	0,92	33,25	0,31
	CZ	387	0,08	1,32	0,42	0,92	0,69	42,40	0,29
	PR	770	0,02	5,93	0,42	0,76	0,61	51,53	0,25
	EQ	477	0,08	1,36	0,44	0,83	0,64	39,58	0,25
	CN	851	0,04	1,20	0,36	0,68	0,52	39,18	0,20
	Total	5.836	0,02	5,93	0,56	1,00	0,78	41,80	0,32
Seridó Ocidental	SJ	520	0,28	6,24	0,91	1,24	1,13	44,43	0,50
	JC	411	0,24	4,76	1,00	2,48	1,85	51,96	0,96
	SL	1,634	0,04	19,32	0,56	1,04	0,87	95,03	0,82
	SM	852	0,20	9,56	0,60	0,96	0,88	64,62	0,57
	Total	3.417	0,04	19,32	0,64	1,16	0,88	78,93	0,81
TG		9.253	0,02	19,32	0,59	1,04	0,87	65,40	0,57

Fonte: Medeiros 2019)

6.4 ESTIMATIVA DA DOSE DE RADÔNIO E DESCENDENTES

O radônio que migra pelo solo, serve como um indicador de minérios de urânio subterrâneos e sua estimativa foi obtida a partir do cálculo da dose efetiva indoor na área de

estudo. A estimativa da quantificação de gás radônio, baseada no percentual de 53,7% da taxa de dose indoor, é demonstrada na Figura 20. Este cálculo estimado não leva em consideração a contribuição do ^{40}K , que em seu decaimento não produz este gás.

As médias das taxas de dose devido ao radônio e seus descendentes por município, variaram de 0,25 a 0,89 mSv a^{-1} , com média geral de 0,41 mSv a^{-1} , estes resultados se apresentam inferiores aos níveis recomendados pelo ICRP, que são de 3 a 10 mSv a^{-1} (PAQUET et al., 2007). O resultado máximo foi estimado para a cidade de Junco do Seridó, município o qual já foram discutidos os dados outdoor apresentando mais de 50% das taxas de dose obtidas acima da média global da UNSCEAR, em contrapartida, as cidades de Currais Novos, Equador, apresentaram as menores estimativas de gás radônio e seus descendentes variando entre 0,18 e 0,20 mSv.a^{-1} .

Figura 19 - Estimativa da taxa de dose do radônio e seus descendentes (mSv a^{-1}).



Fonte: Medeiros (2019).

SS: Santana do Seridó; CD: Carnaúba dos Dantas; OB: Ouro Branco; JS: Jardim do Seridó; AC: Acará; CZ: Cruzeta; PR: Parelhas; EQ: Equador; CN: Currais Novos; SJ: São José do Sabugi; JC: Junco do Seridó; SL: Santa Luzia; SM: São Mamede.

Os resultados encontrados foram semelhantes a estudos em outras regiões do mundo. Abd-Elzaher, 2013, em Alexandria no Egito, obteve média de dose efetiva de 0,75 mSv a^{-1} . Oufni et al. (2005), obtiveram em Marrocos, medidas de taxa de dose efetiva que variaram

entre 1,01 a 7,9 mSv a⁻¹.

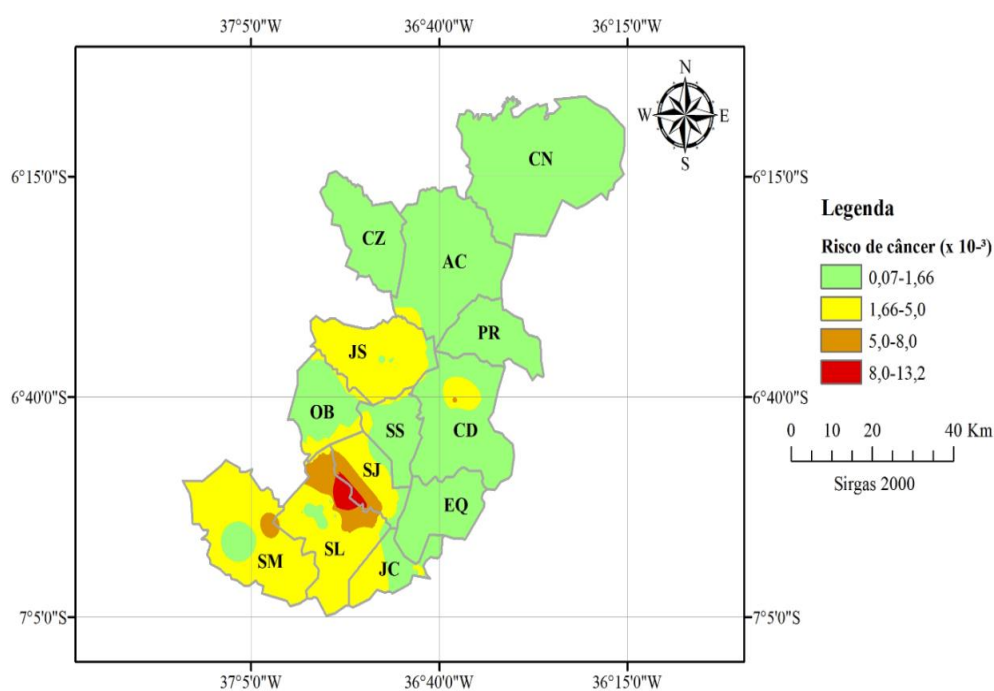
Campos et al., 2013, verificando níveis de radônio na cidade de Lajes Pintadas no Rio Grande do Norte, obtiveram variações entre 0,26 a 50,94 mSv a⁻¹, com média aritmética de 5,03 mSv a⁻¹.

A partir destas observações, sugere-se a necessidade de estudos nestas áreas para o somatório de todas as vias de exposição para a obtenção de dose total, que possam direcionar o serviço público em ações pontuais.

6.5 RISCO DE CÂNCER AO LONGO DA VIDA

O cálculo do excesso de risco de câncer ao longo da vida foi estimado mediante o uso da dose efetiva conforme Equação 10.

Figura 20 - Excesso de risco de câncer ao longo da vida na área de estudo



Fonte: Medeiros (2019).

O valor de referência considerado neste estudo foi calculado com base na taxa de dose efetiva média global para ambientes ao ar livre (UNSCEAR, 2000), o que possibilitou calcular como índice de risco o valor de 1,66 x 10⁻³, equivalendo a uma taxa de dose de 0,46 mSv.a⁻¹. Entendendo-se assim que a partir deste valor existe uma maior probabilidade de risco de obtenção de câncer associado à radioatividade. Na Figura 20 é possível observar que

na região do Seridó Oriental, a maioria das cidades possui um baixo risco de aumento da probabilidade de câncer (cor verde), embora nas cidades de Carnaúba dos Dantas e Jardim do Seridó, tenham sido encontrados resultados variando entre $1,66 \times 10^{-3}$ a $5,0 \times 10^{-3}$ (cor amarela), existindo uma probabilidade maior do aumento de risco de câncer na população residente nestas localidades.

No Seridó Ocidental, com paleta de cores de verde à vermelha, indicando o maior risco de probabilidade, que aumenta com valores variando entre $5,0 \times 10^{-3}$ a $13,2 \times 10^{-3}$. Nesta região o valor máximo encontrado foi quase 8 vezes superior ao valor de referência estimado com aporte da dose externa referenciada pela UNSCEAR (2000). A redução da expectativa de vida da população residente nesta área pode ser obtida a partir do produto da idade média da população pelos valores calculados na expectativa de risco de câncer.

Quando considerado o valor médio deste estudo, $0,94 \times 10^{-3}$ e comparado com a média global, resultou em 1,8 vezes inferior. Com estes dados pode-se inferir que numa população de 1.000 habitantes o risco de câncer está entre 0,8 a 13 pessoas, considerando que todos os habitantes viveram todo o tempo nessa região até completar 75,2 anos.

Alguns estudos internacionais realizados sobre o tema apresentam valores equivalentes ao presente estudo, tais como, Luevano-Gurrola *et al.* em 2015, trabalhando em Chihuahua no México, obtiveram uma taxa de 1.10^{-3} , Rafique *et al.*, 2014, com pesquisas em Jehlum Valey, no Paquistão em 2014, calcularam uma taxa de $1,63.10^{-3}$. Pierce e Preston, estudando os sobreviventes da bomba atômica em Hiroshima no ano de 2000, calcularam uma variação entre $0,5.10^{-3}$ a 10.10^{-3} , com uma variação entre 0,5 a 10 habitantes com o aumento da probabilidade de risco de câncer por 1000 pessoas.

A partir destes dados pode-se sugerir que, apesar da área ser considerada como de baixo “background”, existem pontos isolados com medidas, onde há possibilidade dos indivíduos desenvolverem câncer, induzido pela radiação aos radionuclídeos naturais.

Estas doses acima dos limites sugeridos pela UNSCEAR seguem a mesma configuração da Figura 2, indicando o sentido da região pegmatítica que tem orientação do NE para o SE. A partir dos pontos anômalos monitorados, pode-se sugerir que as doses mais elevadas estão associadas à referida região.

7 CONCLUSÕES

Apesar de doses pontuais, a área de estudo foi considerada como de baixa radioatividade de fundo quando levado em consideração o resultado de tendência central para dose efetiva *outdoor* e a contribuição do radônio e descentes.

Anomalias radioativas naturais foram evidenciadas nas áreas rurais de alguns municípios, especificamente em afloramentos rochosos, onde a maior taxa de dose efetiva calculada foi de 4,83 mSv a⁻¹.

O cálculo da dose coletiva evidenciou que os níveis de dose homem.Sievert a⁻¹ encontrados estão abaixo dos limites sugeridos.

A estimativa da média de gás radônio e seus descendentes da região ficaram abaixo do limite sugerido pela UNSCEAR.

A maior probabilidade de risco de indução de câncer foi caracterizada na mesorregião do Seridó Ocidental, com redução da expectativa de vida de moradores da região calculada entre 0,376 a 0,977 anos.

Os resultados serão usados para estabelecer níveis de referência da radioatividade natural do Seridó Oriental e Ocidental, cujo banco de dados permitirá investigações futuras para tomadas de decisão.

REFERÊNCIAS

- ABD-ELZAHHER, M. Measurement of indoor radon concentration and assessment of doses in different districts of Alexandria city, Egypt. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 35, n. 3, p. 299–309, 2013.
- ABDEL-RAZEK, Y. A.; ABU-DIAB, A. A.; BAKHIT, A. F. Correlation Between The Concentrations of The Heavy Minerals and The Terrestrial Radioactivity at El Massaid and El Kharrouba, Sinai, Egypt. *In: RADIATION PHYSICS & PROTECTION CONFERENCE*, 11., 2012, Cairo. **Proceedings** [...]. Cairo: RPPC, 2012. p. 393–404.
- ADAMS, J.W.; ARENLI, J.T.; PARRISH, I.S. Uranium- and thorium-bearing pegmatites of the United States. **Geosciences** (B3100) 1980; 463 p.
- AGBALAGBA, O. Absorbed dose rate conversion factors for outdoor and indoor exposure in typical Nigerian mud houses. **International Journal of Applied Environmental Science**, v. 6, n. 3, p. 331–336, 2011.
- AL-GHAMDI, A. H. Activity Concentrations and Mean Annual Effective Dose of Spices Food Consumed by Inhabitants of Saudi Arabia. **Journal of American Science**, v. 10, n. 11, p. 164–168, 2014.
- AMARAL, E.; ROCHEDO, E.; PARETZKE, H. G.; FRANCA, E. The Radiological Impact of Agricultural Activities in an Area of High Natural Radioactivity. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 45, p. 289–292, 1992.
- AMARAL, J. A. DOS S. J. R. DOS S.; SILVA, C. M. DA; BEZERRA, J. D.; ROCHA, E. A.; DAMASCENA, K. F. R.; OLIVEIRA, J. V. M. DE; BISPO; BEZERRA, R. C. $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ in a uranium mobility estimate in an agricultural area in the municipality of Pedra –Brazil. *In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE*, 2011, Minas Gerais. **Proceedings** [...]. Minas Gerais: ABEN, 2011. p. 6.
- AMARAL, R. DOS S.; MORAIS, E. N. DE L.; JÚNIOR, J. A. DOS S.; DA SILVA, A. N. C.; BEZERRA, J. D.; JUNIOR, O. P. DOS S. Environmental ionizing radiation dose outdoor in an inhabited area with a high concentration of Urano-Phosphate in Northeast of Brazil. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 181, n. 3, p. 181–189, 2018.
- ANGÉLICA, M.; RAMOS, B.; DANTAS, M. E.; ROBERTO, C. Metodologia, Estruturação da Base de Dados e Organização das Informações em SIG do Projeto Geodiversidade do Brasil. *In: CPRM (Ed.). RIGeo*. 2004.
- ANGELIM, L. A. DE A.; NESI, J. DE R.; TORRES, H. H. F.; MEDEIROS, V. C. DE; SANTOS, C. A. DOS; JUNIOR, J. P. V.; MENDES, V. A. **Geologia e recursos minerais do estado do Rio Grande do Norte**. Recife: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2007. 119 p.
- BEZERRA, JÚNIOR, J. G. O.; SILVA, N. M. DA. Caracterização geoambiental da microrregião do seridó oriental do Rio Grande do Norte. **Holos**, v. 2, p. 78–91, 2007.
- BACHIEGA, E. I.; MILET, H. A. **Projeto Seridó I Relatório Final da Companhia de**

Pesquisas de Recursos Minerais. 1975. 8–13 p.

BACQUART, T.; BRADSHAW, K.; FRISBIE, S.; MITCHELL, E.; SPRINGSTON, G.; DEFELICE, J.; DUSTIN, H.; SARKAR, B. A survey of arsenic, manganese, boron, thorium, and other toxic metals in the groundwater of a West Bengal, India neighbourhood. **Metallomics**, v. 4, p. 653–659, 2012.

BEIR. **Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation.** Washington: National Academy Press, 1996.

BEZERRA, J. D.; SANTOS JÚNIOR, J.A.; SANTOS AMARAL, R.; MENEZES, R.S. C ; FERNÁNDEZ, Z. H.; SANTOS, J. M. ; SILVA, N A .C. Thermoluminescent dosimetry in the evaluation of natural radioactivity indoor of homes near the uranium deposit of Paraíba, Brazil. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 179, n. 4, p. 310–316, 2018.

CAMPOS, T. F. C.; PETTA, R. A.; MALANCA, A.; PASTURA, V. F. S.; SICHEL, S. E.; MOTOKI, A. O gás radônio e a radiação natural em terrenos metamórficos : o caso do município de Lucrecia (Rio Grande do Norte , Brasil). **Revista de Geologia**, v. 26, n. 2, p. 85–93, 2013.

CETINER, M. A.; GÜNDÜZ, H.; ILGAR, A. High background radiation areas at Çanakkale in Turkey. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 80, n. 6, p. 704–709, 2011.

CNEN. **Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica.** 2014. 1–24 p.

COOPER, M. B. **Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Australian Industries** - Review of Current Inventories and Future Generation. 2005. 40 p.

CPRM. Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais - Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea no Estado de Pernambuco - Diagnóstico do Município de Pedra. 2013, 22 p.

DEGERLIER, M. Gamma Dose Rates of Natural Radioactivity in Adana Region in Turkey. In: **Gamma Radiation**. 2012. p. 28. Gamma Radiation Edited

DICKSON, B. L.; SCOTT, K. M. Interpretation of aerial gamma ray surveys- adding the geochemical factors. **Journal of Australian Geology & Geophysics**, v. 17, n. 2, p. 187–200, 1997.

DNPM. **Sumário mineral 2009.** Brasília, DF: v. 29. 2010. 104 p.

EDUARDO, A. L. **Análise da informação geológica do Brasil.** 2009. 92 p.

EISENBUD, M.; GESELL, T. **Environmental Radioactivity:** from natural, industrial, and military sources. New York: Academic Press, 1997. 656 p.

FLUCK, E. **Gmelin handbook of inorganic and organometallic chemistry.** 8. ed. 1991.

GESELL, E. **Environmental radioactivity:** from natural, industrial, and military sources. 4.

ed. New York: Academic Press, 1997. 656 p.

GOMES, F. **Desertificação avança no RN**. Natal: 2006. 12 p.

HARB, S.; EL-KAMEL, A. E.-H.; ABBADY, A. E.-B.; SALEH, I. I.; EL-MAGEED, A. I. A. Specific activities of natural rocks and soils at quaternary intraplate volcanism north of Sana'a, Yemen. **Journal of Medical Physics**, v. 37, n. 1, p. 54, 2012.

HARDING, L. K.; THOMSON, W. H. ICRP 60: The Next Step. **Clinical Oncology**, v. 5, p. 131–132, 1993.

HAYES, A. W. **Principles and Methods of Toxicology**. 5ed. CRC Press, 2007. 2296 p.

HUMAYUN, M.; CLAYTON, R. Precise determination of the isotopic composition of potassium: application to terrestrial rocks and lunar soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 59, n. 10, p. 2115–2130, 1995.

IAEA. **ITER physics design guidelines**: 1989. Vienna: 1990.

IAEA. Environmental Impact of Radioactive Releases Price. **Journal of Radiological Protection**, v. 16, n. 2, p. 136, 1996.

IAEA. **Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data**, IAEA-TECDOC-1363, Vienna-Austria. Vienna: 2003. 6–7 p.

IAEA-TECDOC-1877 World Thorium Occurrences, Deposits and Resources ISBN 978–92–0–103719–0

IBGE. **Projeção da População 2018: número de habitantes do país deve parar de crescer em 2047**. 2018. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/21837-projecao-da-populacao-2018-numero-de-habitantes-do-pais-deve-parar-de-crescer-em-2047>. <acesso 05/08/2018>

ICRP. **Report of the task group on reference man**. Pergamon Press, v.23.1975. 251 p.

ICRP. **1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection**. ICRP Publication 60, 1991.

ICRP. **Protection Against Radon-222 at Home and at Work**. ICRP Publication 65. ICRP Publication 65. Ann 23 (2)., 1993.

ICRP 69. Age-dependent doses to members to the public from intake to radionuclides: part 3- ingestion dose coefficients. **International Commission on Radiological Protection**. 1995, 442 p.

ICRP. **The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection**. ICRP Publication 103. United States: ELSEVIER, 2007. 334 p.

INSTRUMENTS, G. F. **GEOPHYSICAL SERVICES**. 2016. Disponível em: www.gfinstruments.cz/. <acesso em 05/08/2018>

IRD. **Grandezas e Unidades para Radiação Ionizante**. Rio de Janeiro, Brasil: 2011. 27 p.

JIBIRI, N. Assessment of health risk levels associated with terrestrial gamma radiation dose rates in Nigeria. **Environmental International**, v. 27, p. 21–26, 2001.

KARAM, P. A. The high background radiation area in ramsar iran: geology, norm, biology, lnt, and possible regulatory fun. In: WM '02 Conference. **Proceedings**. Tucson, AZ: 2002. p. 1–9.

KNOLL, G. F. Radiation detection and measurement, **Jonh Wiley & Sons** 3ed - 2010, 796 p.

LADEIRA, E. A. **Análise da informação geológica do Brasil**. 2009. 92 p.

LEAL NETO, A; MATOS, I. C.; SILVA, F. D. O.; I. M. CLEMENTE; NOGUEIRA NETO, J.A. Parâmetros Normativos das Rochas Ornamentais Pegmatíticas do Seridó Oriental Paraibano - Pedra Lavrada/PB. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ** v. 41,p. 41-52, 2019.

LUEVANO-GURROLA, S; PEREZ-TAPIA, S; PINEDO-ALVAREZ, C; CARILO-FLORES, J.; MONTERO-CAMBRERA, M. E.; REITERIA VILLALOBOS, S. Lifetime Effective Dose Assessment Based on Background Outdoor Gamma Exposure in Chihuahua City, Mexico. **International Journal of Environment Research Public Health** v.30;12(10).p- 324-39. 2015.

MALANCA, A.; GAIDOLFI, L.; PESSINA, V.; DALLARA, G. Distribution of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in soils of Rio Grande do Norte (Brazil). **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 30, n. 1, p. 55–67, 1996.

MALATHI, J.; SELVASEKARAPANDIAN, S.; BRAHMANANDHAN, G. M.; KHANNA, D.; MEENAKSHISUNDARAM, V.; JOSE, M. T.; RAJAN, M. P.; HEGDE, A. G. Gamma dose measurement in dwellings of Agastheeswaram Taluk of Kanyakumari district, lying 30 km Radius from Kudankulam nuclear power plant site. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 137, n. 1–3, p. 163–168, 2008.

MAWDSLEYA, J. B., Uraninite-bearing deposits, Charlebois Lake area Northeastern Saskatchewan. **Canadian Min. and Met. Bull.**, v. 45, p. 366-375, 1952.

MAZZILLI, B. P. ;MÁDUAR, M. F.; CAMPOS, M. P. **Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológicoambiental**. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 2011, 92 p.

NCRP. **Evaluation of occupational and environmental exposures to radon and radon daughters in the United States**. Washington: DC: National Academy Press, 1988.

NOVOTNY, R. Inorganic scintillators - A basic material for instrumentation in physics. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section A**, v. 537, p. 1–5, 2005.

NRC. **Office of Nuclear Material Safety and Safeguards**. United States, 1990. 3 p.

NOVAK, M & POVONDRA Elbaite pegmatites in the Moldanubicum: a new subtype the

rare-element class. **Mineralogy and Petrology**, v.55 p.159-176, 1995

OBED, R. I.; OGBOLE, G. I.; MAJOLAGBE, S. B. Comparison of the ICRP 60 and ICRP 103 Recommendations on the Determination of the Effective Dose from Abdominopelvic Computed Tomography. **International Journal of Medical Physics, Clinical Engineering and Radiation Oncology**, v. 04, n. 02, p. 172–176, 2015.

OLIVEIRA, R. G.; MEDEIROS, W. E. Evidences of buried loads in the base of the crust of Borborema Plateau (NE Brazil) from Bouguer admittance estimates. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 37, p. 60–76, 2012.

OUFNI, L.; MISDAQ, M. A.; AMRANE, M. Radon level and radon effective dose rate determination in Moroccan dwellings using SSNTDs. **Radiation Measurements**, v. 40, n. 1, p. 118–123, 2005.

ÖZMEN, S. F.; CESUR, A.; BOZTOSUN, I.; YAVUZ, M. Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in beach sand samples from Mediterranean Coast of Turkey. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 103, p. 37–44, 2014.

PAQUET, F.; STATHER, J. W.; BAILEY, M. R.; HARRISON, J. D.; MÉTIVIER, H. Internal dosimetry of radionuclides. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 127, n. 1–4, p. 1, 2007.

PIERCE, D. A.; PRESTON, D. L. Cancer Risks at Low Doses among Atomic Bomb Survivors. **Radiation Research**, v.154, n.2,p.178-186,2000.

PIRES, F. R. M. **Urânio no Brasil**: geologia, jazidas e ocorrências. 1. ed. Rio de Janeiro: Vitrina Comunicação, 2013. 299 p.

RAISALI, G.; DAVILU, H.; HAGHIGHISHAD, A.; KHODADADI, R.; SABET, M. Calculation of total effective dose equivalent and collective dose in the event of a LOCA in Bushehr Nuclear Power Plant. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 121, n. 4, p. 382–390, 2006.

RAFIQUE, M.;RAHMAN, S. Ur; BASHARAT, M; AZZIZ W.;AHMAD, I;AHMED LONE, K; AHMAD, K;MATIULLATEvaluation of excess life time cancer risk from gamma dose rates in Jhelum valley **Journal of Radiation Research and Applied Sciences**, p. 29-35, 2014.

RAMACHANDRAN, T. V. Background radiation, people and the environment. **Iranian Journal of Radiation Research**, v. 9, n. 2, p. 63–76, 2011.

SAHU, P. K.; SATPATHI, S.; BEHERA, P. K.; MISHRA, S. K.; MOHANTY, S.; WASSMER, S. C. Pathogenesis of cerebral malaria: new diagnostic tools, biomarkers, and therapeutic approaches. **Frontiers in Cellular and Infection Microbiology**, v. 5, n. October, p. 1–13, 2015.

SAITO, K.; PETOUSSI-HENSS, N. Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. **Journal of Nuclear Science and Technology**, v. 51, n. 10, p. 1274–1287, 2014.

SANTOS, J. M. D. N. **Estudo de caso na definição de modelo padrão para radioatividade ambiental na Paraíba**. 2018. 69 p. UFPE, , 2018.

SANTOS, J. M. DO N.; SANTOS JÚNIOR, J. A. DOS; MELO, A. M. M. DE A.; AMARAL, R. DOS S.; MENEZES, R. S. C.; FERNÁNDEZ, Z. H.; ROJAS, L. A. V.; BEZERRA, J. D.; DA SILVA, A. A.; DAMASCENA, K. F. R.; MEDEIROS, N. V. DA S. Investigation of Natural Radioactivity As a Possible Driver of Cancer Incidence in Paraíba, Northeastern Brazil. **Radiation Protection Dosimetry**, p. 1–4, 2017.

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Avaliação radiométrica do U-238, R-226, Th-232 e K-40 em uma área anômala do agreste de Pernambuco**. 2009. 216 p. 2009.

SARAD. **Radon, thoron, daughter & radioactive aerosols**. 2018. Disponível em: <https://www.sarad.de/products.php?catID=2>. <acesso em 05/08/2018>

SCHRECKENBACH, G. NMR shielding calculations across the periodic table: Diamagnetic uranium compounds. 2. Ligand and metal NMR. **Inorganic Chemistry**, v. 41, n. 25, p. 6560–6572, 2002.

SHANAHAN, J.; ECKERMAN, K.; ARNDT, A.; GOLD, C.; PATTON, P.; RUDIN, M.; BREY, R.; GESELL, T.; RUSETSKI, V.; PAGAVA, S. Calculation of dose coefficients for radionuclides produced in a spallation neutron source utilizing nubase and the evaluated nuclear structure data file databases. **Health Physics Society**, v. 90, n. 1, p. 56–65, 2006.

SILVA, A. A. **Dosimetria radioecológica na ocorrência uranífera de São José de Espinharas - PB**. 2014. 67 p. Universidade Federal de Pernambuco, 2014.

SILVA, A. A. DA. **Avaliação radiométrica em água subterrânea consumida pela em municípios das mesorregiões da Borborema, Central Potiguar e Sertão Paraibano**. 2018. 110 p. Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

SMITH, G. M. What is a low dose? **Journal of radiological protection**, v. 30, p. 93–101, 2010.

SOUZA, E. M. DE; FARIAS, E. E. DE; FILHO, C. A. S.; VILLAR, H. P.; FRANÇA, E. J. DE; HAZIN, C. A. Ocorrência de urânio em Pocinhos, Paraíba – a anomalia de Sítio Bravo: petrografia e radiometria. **Estudos Geológicos**, v. 22, n. 2, p. 93–103, 2012.

SUJO, L. C.; MONTERO CABRERA, M. E.; VILLALBA, L.; RENTERÍA VILLALOBOS, M.; TORRES MOYE, E.; GARCÍA LEÓN, M.; GARCÍA-TENORIO, R.; MIRELES GARCÍA, F.; HERRERA PERAZA, E. F.; SÁNCHEZ AROCHE, D. Uranium-238 and thorium-232 series concentrations in soil, radon-222 indoor and drinking water concentrations and dose assessment in the city of Aldama, Chihuahua, Mexico. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 77, n. 2, p. 205–219, 2004.

TAUHATA, L.; SALATI, I.; PRINZIO, R. DI; PRINZIO, A. R. DI. **Radioproteção e dosimetria: fundamentos**. 10. ed. Rio de Janeiro: Comissão Nacional de Energia Nuclear, 2014. 372 p.

TORMAN, V. B. L.; COSTER, R.; RIBOLDI, J. Normality of variables: diagnosis methods

and comparison of some nonparametric tests by simulation. **Clinical & Biomedical Research**, v. 32, 2012.

UNSCEAR. **Source, effects and risk of ionizing radiation**. New York: United Nations Publication, 1988. 88 p.

UNSCEAR. **Exposures from natural sources of radiation, UNSCEAR 1993 Report to the general assembly, with scientific annexes. (ANNEX A)**. New York: United Nations Publication, 1993.

UNSCEAR. **Souces an effects of ionizing radiation**. New York, 2000, 382 p.

UNSCEAR. **2008 Report to the General Assembly: Annex B Exposures of the Public and Workers from Various Sources of Radiation**. New York: United Nations Publication, v. I. 2008. 66 p.

UNSCEAR. **Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation**. New York: United Nations Publication, 2010. 106 p.

UNSCEAR. **UNSCEAR 2017 Report: sources, effects and risks of ionizing radiation**. New York: 2018. 194 p.

USEPA. **A Citizen 's Guide To Radon**. 2009. 16 p.

USEPA. **Report on the 2015 U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Decontamination Research and Development**. 2015.

VAN SCHUMUS, W. R.; NEVES, B. B.; WILLIAMS, I. S.; HACKSPACHER, P. C.; Fetter, A. H.; DANTAS, E. L.; BABINSKI, M The serido group of NE Brazil, a late neoproterozoicpré- to syn-collisional basin in west gondwana: Insights from shrimp U-Pb detrital zircon ages and Sm-Nd crustal residence (TDM) ages. **Precambrian Research**, 127: p. 287-327, 2003.

VASCONCELLOS, R. **Geofísica em levantamentos geológicos no Brasil**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 172 p.

WEINHOLD, B. Pollution Portrait. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 6, 2011.

XAVIER, A. M.; DE LIMA, A. G.; VIGNA, C. R. M.; VERBI, F. M.; BORTOLETO, G. G.; GORAIEB, K.; COLLINS, C. H.; BUENO, M. I. M. S. Marcos da história da radioatividade e tendências atuais. **Química Nova**, v. 30, n. 1, p. 83–91, 2007.

XIAO, G.; JONES, R. L.; SAUNDERS, D.; CALDWELL, K. L. Determination of $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ AND $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ isotope ratios in urine using sector field inductively coupled plasma mass spectrometry. **Radiation Protection Dosimetry**, p. 1–7, 2014.

XINWEI, L.; XIAOLAN, Z. Measurement of natural radioactivity in sand samples collected from the Baoji Weihe Sands Park, China. **Environmental Geology**, v. 50, n. 7, p. 977–982, 2006.

YANAGIDA, T. Inorganic scintillating materials and scintillation detectors. **Proceedings of the Japan Academy**, v. 94, n. 2, p. 75–97, 2018.