



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

MARVIC ORTUETA MILAN

**PANORAMA DA QUALIDADE RADIOLÓGICA, QUÍMICA E
MICROBIOLÓGICA DAS FONTES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA REGIÃO
SERIDÓ OCIDENTAL PARAIBANA**

Recife

2024

MARVIC ORTUETA MILAN

**PANORAMA DA QUALIDADE RADIOLÓGICA, QUÍMICA E
MICROBIOLÓGICA DAS FONTES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA REGIÃO
SERIDÓ OCIDENTAL PARAIBANA**

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

Área de concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear

Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior

Coorientadora: Profa. Dra. Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra

Recife

2024

Catálogo de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Milan, Marvic Ortueta.

Panorama da qualidade radiológica, química e microbiológica das fontes de abastecimento de água na região Seridó ocidental paraibana / Marvic Ortueta Milan. - Recife, 2024.

109f.: il.

Tese (Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2024.

Orientação: José Araújo dos Santos Júnior.

Coorientação: Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra.

1. Água; 2. Metais; 3. Qualidade; 4. Radionuclídeos. I. Júnior, José Araújo dos Santos. II. Bezerra, Mariana Brayner Cavalcanti Freire. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

CDD 612.01448

AGRADECIMENTOS

Mais uma vez, a minha família, em especial a meu esposo e a nossas filhas, a minha mãe e Roberto pelo apoio sempre incondicional, a grande paciência e por ser a principal fonte de motivação durante todos estes anos.

Aos meus orientadores, o Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior e Prof^ª. Dra. Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra, pela dedicada orientação, paciência e tempo disponibilizado para o desenvolvimento da pesquisa.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior ((CAPES) pelo suporte financeiro com a bolsa de doutorado, e a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela ajuda financeira em variadas atividades executadas neste projeto.

Ao Laboratório Ambiental do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN) bem como, ao Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) e ao Laboratório de Biomassa do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco(UFPE) pela infraestrutura disponibilizada.

Ao professor Dr. Elvis Joacir de França, pelo significativo apoio e o tempo disponibilizado na realização das análises de água.

Aos professores Dr. Alberto Silva, Dr. Alex Sousa e Dra. Marcela Ferreira Marque, pela sua participação nas bancas examinadores e as valiosas recomendações e os conhecimento compartilhados.

Ao todo esse grande coletivo que é o grupo de Radioecologia, pela acolhida, a convivência e a amizade. A vocês, meus sinceros agradecimentos por me fazer sentir que estou em casa.

Aos amigos cubanos em Recife, dos quais sento uma grande saudade.

Aos amigos brasileiros Suely e Laís pela companhia sempre, ainda estando longe.

A TODOS, “GRACIAS”

RESUMO

A região Seridó Ocidental, é caracterizada por apresentar reduzidas fontes de abastecimento de água, um regime de baixa precipitação e altas taxas de evapotranspiração, o que resulta num fraco balanço hídrico. Adicionalmente, tem sido evidenciada a presença de materiais radioativos de ocorrência natural nos solos da região, as quais podem afetar a qualidade dos recursos hídricos, destacando a importância de sua frequente avaliação. Diante deste cenário esta pesquisa tem como objetivo fornecer informação acerca da qualidade das fontes de água da região Seridó Ocidental Paraibano, a partir de medições de parâmetros do padrão radiológico, químico e biológico. Ao todo foram medidos 20 parâmetros de controle de qualidade, em fontes de água tratadas e não tratadas, buscando verificar atendimento aos padrões da Portaria nº 888/21 do Ministério da Saúde. A análise dos resultados revelou, em geral, que a incidência mais significativa de não conformidades nos padrões de potabilidade está associada à falta de tratamento da água. Municípios como São José de Sabugi, Junco do Seridó e Santa Luzia apresentaram variações mais frequentes. Em relação ao número de amostras por município, Várzea, São José de Espinharas e, em menor grau, São José de Sabugi, se destacaram por alterações mais comuns. Componentes majoritários como o Na, cloretos, cálcio e magnésio foram registrados em concentrações elevadas, causando alterações nas variáveis organolépticas, como Sólidos Totais Dissolvidos e Dureza Total. Problemas de turbidez foram encontrados em Junco do Seridó. Referentes às substâncias consideradas de risco à saúde, foram detectadas apenas para o nitrato e o chumbo não conformidades com os padrões da portaria . Atividade alfa/beta total, Rádio-226 e Rádio-228 acima do permitido foram registradas em amostras de São José de Sabugi e Junco do Seridó, associadas a condições geoquímicas locais. Elevadas concentrações de rádio podem resultar em doses significativas, especialmente para faixas etárias de 1 a 10 anos, provenientes de até quatro fontes de abastecimento. Considerando todos os parâmetros avaliados, a qualidade da água na área estudada é geralmente satisfatória, com 32% dos pontos monitorados como sendo excelente, 64% boa e apenas 4% de regular. A qualidade é influenciada principalmente pelos padrões organolépticos, mas atenção deve ser dada a anomalias como concentração de chumbo e níveis de radioatividade.

Palavras-chave: metais, qualidade, radionuclídeos, salinidade, saúde, água.

ABSTRACT

The semi-arid region of the state of Paraíba is characterized by having reduced water supply sources, a low precipitation regime and high evapotranspiration rates, which results in a weak water balance. Additionally, the presence of naturally occurring radioactive materials in the region's soils has been demonstrated, which can affect the quality of water resources, highlighting the importance of their frequent assessment. Given this scenario, this research aims to provide information about the quality of water sources in the Seridó Oeste Paraibano region, based on measurements of the radiological, chemical, and biological standard parameters of potability. 20 quality control parameters were measured, including radioactivity, in treated and untreated water sources, seeking to verify compliance with the standards of Ordinance No. 888/21 of the Ministry of Health. Analysis of the results revealed, in general, that the highest incidence Significant non-conformities in potability standards are associated with the lack of water treatment. Municipalities such as São José de Sabugi, Junco do Seridó and Santa Luzia showed more frequent changes. In relation to the number of samples per municipality, Várzea, São José de Espinharas and, to a lesser extent, São José de Sabugi, stood out for more common changes. Major components such as Na, chlorides, calcium and magnesium were recorded in high concentrations, causing changes in organoleptic variables, such as Total Dissolved Solids and Total Hardness. Turbidity problems were found in Junco do Seridó. Nonconformities in the standard that evaluate substances considered to pose a health risk were detected only for nitrate and lead. Total alpha/beta activity and Radio-226, Radio-228 above permitted levels were recorded in samples from São José de Sabugi and Junco do Seridó, associated with local geochemical conditions. High concentrations of radium can result in significant doses, especially for ages 1 to 10 years, from up to four sources of supply. The Canadian CCME quality index methodology was effective in summarizing the information obtained. Considering all the parameters evaluated, the water quality in the studied area is generally satisfactory, with 32% of the monitored points with water classified as excellent, 64% good and only 4% regular. Quality is mainly influenced by organoleptic standards, but attention must be paid to anomalies such as lead concentration and radioactivity levels.

Keywords: metals, radionuclides, quality, salinity, health, water

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição dos recursos hídricos e da população no Brasil.....	17
Figura 2 – Precipitação média histórica anual (2020) no Brasil.....	18
Figura 3– Fatores e indicadores ambientais que interferem na qualidade dos sistemas hídricos naturais	20
Figura 4 – Triagem para avaliação dos níveis alfa e beta total em água	23
Figura 5 – Diagrama de lixiviação de cátions e ânions de metais pesados em função do pH26	
Figura 6 – Complexidade hierárquica dos problemas de qualidade da água.....	36
Figura 7 – Estrutura geral dos modelos de IQA	39
Figura 8 – Estrutura de bandas em semicondutores. E g é a energia do gap.....	43
Figura 9 – Interação da radiação gama em um detector HPGe	44
Figura 10 – Diagrama simplificado de um sistema de espectrometria gama com HPGe.....	44
Figura 11 – Diagrama simplificado do espectrômetro ICP-OES	47
Figura 12 – Placa Petrifilm® EC	48
Figura 13 – Comparação os resultados das técnicas EC Petrifilm® e NMP para amostras de água	49
Figura 14 – Distribuição dos pontos de amostragem na área de estudo	51
Figura 15 – Fluxograma indicando as etapas da amostragem	53
Figura 16 – Curva de calibração usadas nas medidas por Espectroscopia de emissão óptica	56
Figura 17 – Curva de calibração para as medidas de nitrato por FIA	57
Figura 18 – Curva de calibração para as medidas de nitrito por FIA	57
Figura 19 – Curva de calibração para as medidas de sulfato por FIA.....	58
Figura 20 – Procedimento de inoculação em Placa de Petrifilm ® EC.....	59
Figura 21 – Fluxograma do procedimento de precipitação do rádio	61
Figura 22 – Esquema do acondicionamento das amostras após a precipitação na placa Petri61	
Figura 23 – Sistema de medidas por espectrometria gama utilizado.....	62
Figura 24 – Calibração em energia para o sistema de medidas	63
Figura 25 – Presença de coliformes totais nas amostras P7 e T9	69
Figura 26 – Comportamento do pH e a alcalinidade total nas amostras de água estudadas...	71
Figura 27 – Mapa da alcalinidade na área de estudo.	73
Figura 28 – Concentração dos íons majoritários Ca, Mg e K nas amostras	74
Figura 29 – Gráfico para os STD nas águas tratadas e não tratadas estudadas	77
Figura 30 – Gráficos de correlação STD e Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ e Mg^{2+} nas águas não tratadas ...	77

Figura 31 – Distribuição espacial do parâmetro STD na área de estudo.....	78
Figura 32 – Comportamento das concentrações de Na e Cl ⁻ nas águas estudadas	79
Figura 33 – Distribuição do Al nas águas estudadas	81
Figura 34 – Concentração de nitrato nas amostras de água tratada e não tratada	82
Figura 35 – Concentração de chumbo nas amostras de água tratada e não tratada	83
Figura 36 – Distribuição espacial dos resultados para o nitrato e chumbo nas amostras de água	84
Figura 37 – Distribuição dos radionuclídeos específicos nas amostras de água	85
Figura 38 – Distribuição espacial da concentração de atividade alfa e beta total	87
Figura 39 – Relação entre o ²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra dissolvidos nas amostras de água	87
Figura 40 – Relações mais fortes encontradas do Ra total dissolvido com parâmetros químicos da água.....	88
Figura 41 – Distribuição das doses por faixa etária.....	90
Figura 42 – Contribuição dos radioisótopos ²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra para a dose efetiva	91
Figura 43 – Matriz de correlação para os parâmetros na área de estudo.....	92
Figure 44 – Dendrograma resultante do agrupamento das variáveis.....	92
Figure 45 – Dendrograma resultante da Análise de Cluster Hierárquica	94
Figure 46 – Distribuição geográfica dos cluster.....	95
Figura 47 – Classificação dos pontos acorde a IGQA.....	96
Figura 48 – Qualidade da água categorizada pelos três índices	97
Figura 49 – Distribuição espacial dos índices de qualidade na área de estudo	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões de potabilidade.....	37
Tabela 2 – Descrição demográfica dos municípios da área estudada	50
Tabela 3 – Dados das fontes utilizadas na calibração em energia	63
Tabela 4 – Características das soluções padrão usadas para o cálculo da eficiência.	63
Tabela 5 – Emissões gama características usadas na determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra	64
Tabela 6 – Fatores a determinar para o cálculo do índice CCME WQI	66
Tabela 7 – Classificação da qualidade da água segundo o índice obtido.....	67
Tabela 8 – Resultados das análises microbiológicas nas amostras de água estudadas	68
Tabela 9 – Estatística descritiva dos parâmetros medidos in loco e elementos principais ...	70
Tabela 10 – Comparação dos parâmetros físico-químicos e elementos principais com a literatura	74
Tabela 11 – Estatística descritiva dos parâmetros organolépticos	75
Tabela 12 – Estatística descritiva das SQ com risco a saúde	81

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO GERAL	16
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1	QUALIDADE DA ÁGUA	19
3.1.1	Características radiológicas.....	21
3.1.1.1	Isótopos de rádio	23
3.1.2	Características físico-químicas e organolépticas	25
3.1.3	Constituintes majoritários, minoritários e traços.....	27
3.1.3.1	Constituintes químicos majoritários	28
3.1.3.2	Elementos minoritários e traços	30
3.1.4	Características microbiológicas	34
3.2	NORMATIVA E VIGILÂNCIA SANITÁRIA NO BRASIL.....	35
3.3	ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA	37
3.4	METODOLOGIAS DE ANÁLISES	40
3.4.1	Metodologias de análises da radioatividade em água	40
3.4.2	Espectrometria gama	41
3.4.2.1	Espectrometria gama de alta resolução	42
3.4.3	Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado	46
3.4.3.1	Princípios de funcionamento do IPC OES	46
3.4.4	Técnicas microbiológicas	47
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
4.1	ÁREA DE ESTUDO	50
4.1.1	Caracterização da área de estudo	51
4.2	AMOSTRAGEM.....	52
4.2.1	Preparação e coleta das amostras	53
4.2.1.1	Isótopos de rádio (²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra), cátions majoritários, elementos traços e ânions	54
4.2.1.2	Parâmetros microbiológicos	54
4.3	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	54

4.3.1	Medidas in loco	54
4.3.2	Medições no laboratório	55
4.3.2.1	Determinação dos cátions majoritários	55
4.3.2.2	Determinação dos cátions minoritários e traços	56
4.3.2.3	Determinação dos ânions.....	56
4.4	ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS.....	59
4.5	ANÁLISES RADIOMÉTRICAS	60
4.5.1	Determinação de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra	60
4.5.1.1	Processamento das amostras de água	60
4.5.1.2	Calibração do sistema espectrométrico de medição dos precipitados.....	62
4.5.1.3	Medição dos precipitados e quantificação.....	64
4.6	CÁLCULO DA DOSE EFETIVA.....	65
4.7	DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA	65
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
5.1	AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS MICROBIOLÓGICOS	68
5.2	RESULTADOS DAS MEDIÇÕES “ <i>IN LOCO</i> ” E CÁTIOS MAIORITÁRIOS	70
5.3	RESULTADOS DOS PARÂMETROS ORGANOLEPTICOS	75
5.4	SUBSTÂNCIAS CONSIDERADAS DE RISCO PARA SAÚDE.....	81
5.5	PARAMETROS RADIOLÓGICOS	85
5.6	AVALIAÇÃO DO RISCO RADIOLÓGICO	89
5.7	ANÁLISE DE CORRELAÇÃO E AGRUPAMENTO DE VARIÁVEIS.....	91
5.8	CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS MEDIANTE ANÁLISE DE AGRUPAMENTO	93
5.9	APLICAÇÃO DE ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA	95
	CONCLUSÕES.....	100
	REFERÊNCIAS	101

1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento da natureza integrante dos ecossistemas naturais e fundamental para a manutenção e reprodução da vida no planeta. O fornecimento de água potável em quantidade suficiente e qualidade adequada tornou-se um grande desafio, diante da escassez deste recurso e da crescente poluição das fontes de abastecimento disponíveis (US, 2018). Os requisitos básicos e essenciais que garantem a segurança da água potável passam a ser condições importantes para atingir o consumo com qualidade, destacando-se os aspectos legais, estabelecidos pelas autoridades competentes, sistemas de gestão e de controle independente (MARINS, 2014). No Brasil, a Portaria nº 888/21, do Ministério de Saúde (BRASIL, 2021), faz referência aos procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água de consumo humano e seu padrão de potabilidade, definindo requisitos para a qualidade radiológica, química e microbiológica, bem como, as características organolépticas.

Muitos municípios e localidades não dispõem de profissionais e laboratórios capacitados para realizar esse monitoramento, o que dificulta o cumprimento das exigências da portaria (BRASIL, 2016). No controle das águas, a prática comum é medir, apenas parâmetros do padrão microbiológico e alguns dos padrões organolépticos, como indicam os relatórios de qualidade da água da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), principal responsável pela distribuição de água, coleta e tratamento do esgoto sanitário dos municípios da Paraíba (CAGEPA, 2020; QUEIROZ, 2018).

Em geral, os potenciais de água doce do Brasil são favoráveis para os diversos tipos de uso. Porém, em várias regiões, Nordeste e Sudeste, por exemplo, os recursos hídricos são escassos e limitados e as suas características têm sido bastante afetadas. Esta situação desfavorável é marcante nos estados inseridos no semiárido brasileiro, onde o abastecimento contínuo de água em termos de quantidade e qualidade é uma preocupação crescente, em função da escassez desse recurso e da deterioração da qualidade dos mananciais.

O estado da Paraíba, em geral, possui poucas fontes de abastecimento de água. O território é caracterizado por um regime de baixa precipitação e altas taxas de evapotranspiração, o que resulta num fraco balanço hídrico (BARBOSA, 2012). Além disso, e conforme os indicadores científicos, a região é caracterizada pela presença de materiais radioativos de ocorrência natural, situação que pode impactar fortemente na qualidade radiológica da água (LADEIRA, 2009; ORTUETA, 2020;). A microrregião do Seridó Ocidental Paraibano é representativa da situação anteriormente descrita. A região é caracterizada por solos rasos, com baixa capacidade de retenção de água. Predominam aquíferos do tipo cristalino, com

rochas de baixa porosidade e baixo potencial de armazenamento, fazendo com que as fontes de água subterrânea sejam limitadas (ZANELLA, 2014).

Os rios são intermitentes e represados para aumentar a disponibilidade de água. Períodos prolongados de seca contribuem para aumentar a concentração de nutrientes e contaminantes nos reservatórios, através da erosão do solo e aportes provenientes de áreas agrícolas, pecuárias e urbanas. Nesse cenário, a perfuração de poços representa uma via alternativa para satisfazer as demandas da população. Segundo Gomes (2018) o estado da Paraíba é um exemplo desta prática, onde estão registrados aproximadamente 26 mil poços. Os fatores mencionados indicam que as fontes de abastecimento da região constituem um sistema muito vulnerável e destacam a importância de se realizar avaliações, análises e monitoramento da água (ROJAS, 2020).

Os aspectos acima alicerçam a justificativa para a realização desta pesquisa, tendo em vista que, as condições climáticas e geológicas particulares do Seridó Ocidental Paraibano, influenciam nas características das fontes de água, das quais não apresentam informações suficientes, o que leva ao questionamento da real qualidade. Com base no exposto, considera-se como hipótese, a existência de riscos para a saúde da população local, devido ao consumo de água com qualidade inadequada, pela possível presença de níveis potencialmente elevados de radionuclídeos naturais e metais pesados. Nesse sentido, fundamenta-se a necessidade de desenvolver pesquisas que objetivem um melhor entendimento dos ambientes aquáticos, analisando de forma integrada, variáveis endógenas e ambientais que influenciam nas condições de potabilidade das águas para fins de abastecimento público.

2 OBJETIVO GERAL

Fornecer um panorama das condições de potabilidade das fontes de abastecimento de água para consumo humano na região do Seridó Ocidental Paraibano, mediante a avaliação de parâmetros do padrão organoléptico, radiológico, químico e microbiológico.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

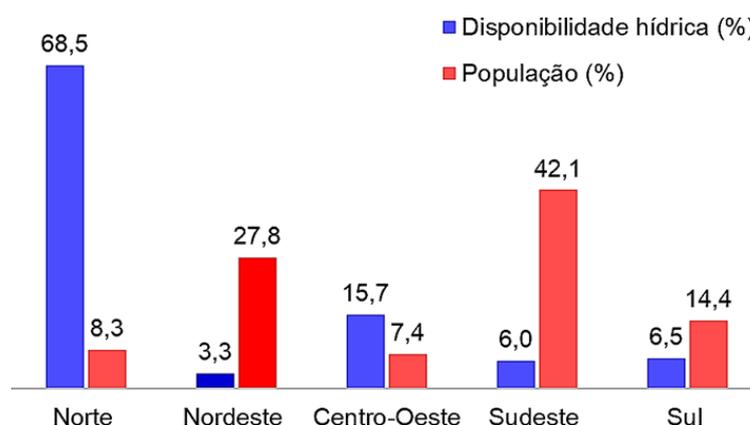
1. Realizar a caracterização organoléptica, química, microbiológica e radiológica das fontes de abastecimento e verificar o atendimento aos padrões de potabilidade estabelecidos na Portaria nº 888/21, do Ministério de Saúde.
2. Identificar áreas com alterações na qualidade da água e possíveis fontes de contaminação.
3. Avaliar o comportamento do padrão organoléptico, padrão para substâncias químicas e padrão de radioatividade, com fatores físicos e químicos.
4. Estimar o risco radiológico associado ao consumo da água na região.
5. Avaliar o uso de Índice de Qualidade da água para simplificação dos dados de monitoramento e comunicação dos resultados.

3 REVISÃO DE LITERATURA

De todos os recursos naturais, aquele que apresenta relações mais diretas com o cotidiano do ser humano é a água. Na natureza, a água é renovada de forma contínua a través do ciclo hidrológico. Contudo, ao longo dos anos, o seu consumo tem excedido o processo de renovação e como consequência, a diminuição das reservas de água doce no planeta. Esta situação vem preocupando a humanidade, visto que a água é vital para a sobrevivência de todos os seres vivos. De acordo com Shahzad (2019), a demanda mundial de água em 2000 foi de 4000 bilhões de metros cúbicos e estima-se que aumente mais de 58% até 2030.

A escassez hídrica é um problema de âmbito mundial. A Índia, por exemplo, convive com limitadas reservas de água: seu território possui apenas 4% da água potável do mundo e abriga 16% da população mundial (RIBEIRO, 2017). No Brasil a situação não é muito diferente. Apesar de ser um país privilegiado em termos de recursos hídricos, contendo 12% de toda a água doce do planeta, enfrenta graves problemas relacionados à distribuição irregular desse recurso ambiental (ANA, 2019). Essa situação é ilustrada nas Figuras 1 e 2, as quais relacionam a disponibilidade de água com o percentual da população das diversas regiões do Brasil e levantamento sobre as chuvas em território brasileiro durante o ano 2020.

Figura 1 – Distribuição dos recursos hídricos e da população no Brasil



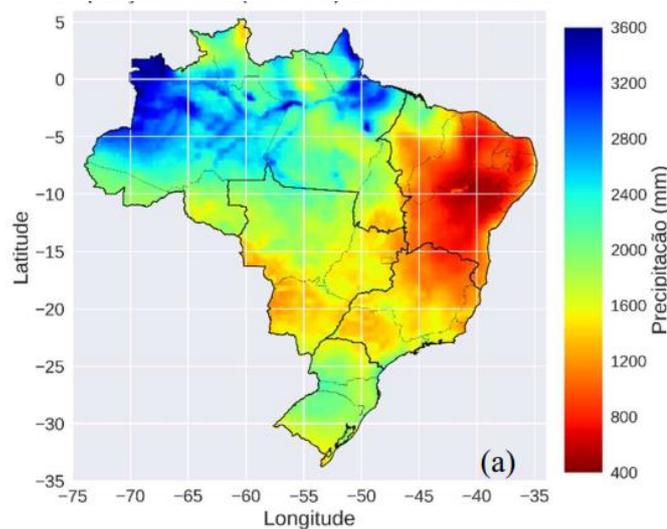
Fonte: Adaptado de Instituto TrataBrasil (2018).

Como observado na figura acima, a região Norte concentra aproximadamente 68,5% dos recursos hídricos do país e abriga apenas 8,3% da população. Em contrapartida, a região Sudeste, que tem 6,0% do total de água do país, abriga 42,1% da população. Destaca-se a situação mais crítica da região Nordeste com 27,8% da população brasileira, mas apenas 3,3% do volume de água do país (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2018). Esta região é conhecida

como o Polígono das Secas (coincidente com a região vermelho/roxo da figura 2), cujo abastecimento contínuo de água em termos de quantidade e qualidade é uma preocupação crescente, pela escassez desse recurso.

Estudos recentes feitos pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB) mostram a desigual distribuição da chuva no Brasil como indica a figura 2. Nela, o mapa amostrado tem cores sugestivas para facilitar o entendimento, quanto mais vermelho menos chuva na região, e quanto mais azul mais chuva naquele território.

Figura 2 – Precipitação média histórica anual (2020) no Brasil



Fonte: Boletim anual sobre a chuva no Brasil, UFPB (2020).

Pode-se observar, de acordo com esse levantamento, que a região Norte atingiu volumes superiores a 3.000 mm/ano. Já a região Nordeste foi a que apresentou os menores índices pluviométricos, chegando a menos de 500 mm/ano em algumas zonas. O Centro-Oeste e parte do Sudeste do Brasil também apresentaram baixos índices de precipitação em 2020.

Os baixos índices de precipitação e a irregularidade do regime hídrico dos rios, aliados ao quadro hidrogeológico, em particular no Semiárido brasileiro, contribuem para os reduzidos valores de disponibilidade hídrica superficial na região. Neste contexto, para garantir a oferta hídrica, órgãos gestores vem implementando a construção de açudes como uma forma de armazenar a água para os períodos de seca, além de aumentar a exploração das fontes subterrâneas, como vias alternativas para atender às necessidades básicas das populações, especialmente no caso de comunidades rurais e isoladas (ANA, 2012), porém nem sempre é avaliada a sua qualidade.

Na gestão dos recursos hídricos, devem ser considerados os riscos para a saúde da população associados ao consumo de água com qualidade inadequada, tendo em vista que ela pode ser um meio para a transmissão de uma ampla variedade de enfermidades. As doenças de veiculação hídrica variam consideravelmente em natureza, transmissão, efeitos e tratamento. Assim, a ingestão de água que contém substâncias e/ou organismos microbiológicos nocivos pode provocar problemas de saúde imediatos e/ou de longo prazo (BRASIL, 2012). Os riscos de curto prazo resultam da contaminação da água causada por substâncias químicas tóxicas em altas concentrações ou por microrganismos patogênicos, com efeitos manifestados desde poucas horas até algumas semanas após a ingestão. Por sua vez, os riscos de longo prazo também têm origem química (principalmente pela presença de determinados metais e radionuclídeos, ainda em concentrações baixas), o qual resulta em uma exposição ao longo dos meses, anos ou até décadas. Para ambos, a quantidade, o período, a concentração, as características do agente contaminante e a vulnerabilidade do consumidor variará o nível de gravidade. Crianças, gestantes, idosos e pessoas debilitadas são as mais expostas devido a fraquezas no sistema imunológico (ALMEIDA, 2011; FUENTES, 2017; OPS, 1999). Portanto, além dos esforços para assegurar a disponibilidade da água, também deve ser garantida a sua qualidade, tendo em vista que ela pode ser veículo para várias doenças.

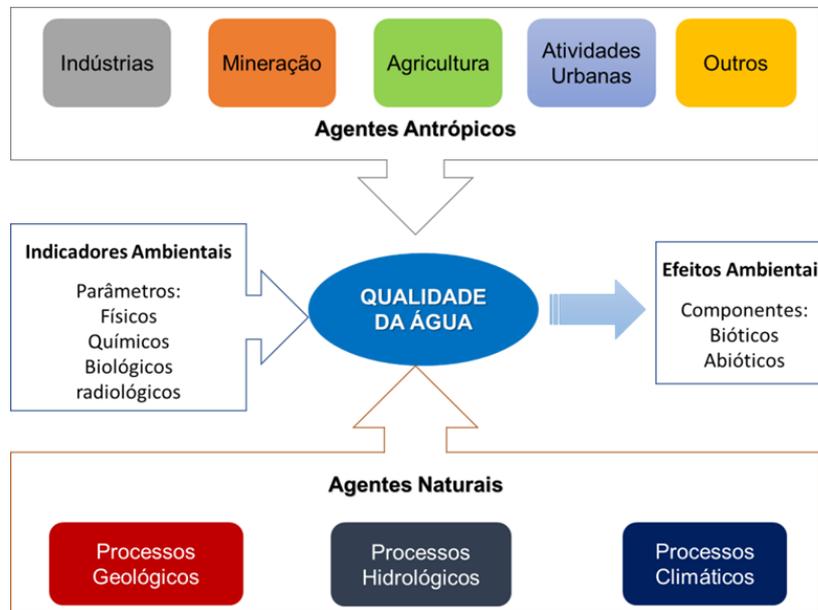
3.1 QUALIDADE DA ÁGUA

Na natureza a água é suscetível à diversas fontes de contaminação que podem reduzir sua qualidade e torná-la total ou parcialmente inadequada para determinado uso. Os diversos componentes provêm do próprio ambiente natural ou foram introduzidos a partir de atividades humanas. Na Figura 3 mostra os fatores e indicadores ambientais que podem interferir na qualidade da água. Verifica-se assim, que vários são os agentes antrópicos e naturais que contribuem para a qualidade da água.

Conforme observado na figura embaixo, as influências naturais na qualidade da água incluem processos geológicos, hidrológicos e climáticos (LINTERN, 2017). Os fatores geológicos são devidos à contribuição da geosfera para a composição da água subterrânea, principalmente através do efeito das interações químicas água- rocha nos aquíferos, entre eles, o intemperismo dos minerais particulados, lixiviação de matéria inorgânica e orgânica no solo, processos de troca iônica, entre outros (KHATRI; 2015). Fatores hidrológicos também levam ao escoamento superficial, como o relevo, a natureza do solo, a cobertura vegetal e a

evapotranspiração, além de processos biológicos no ambiente aquático, acarretam mudanças na composição física e química da água (FELIX; 2016).

Figura 3– Fatores e indicadores ambientais que interferem na qualidade dos sistemas hídricos naturais



Fonte: Adaptado de Khatri (2015)

Conforme observado na figura embaixo, as influências naturais na qualidade da água incluem processos geológicos, hidrológicos e climáticos (LINTERN, 2017). Os fatores geológicos são devidos à contribuição da geosfera para a composição da água subterrânea, principalmente através do efeito das interações químicas água- rocha nos aquíferos, entre eles, o intemperismo dos minerais particulados, lixiviação de matéria inorgânica e orgânica no solo, processos de troca iônica, entre outros (KHATRI; 2015). Fatores hidrológicos também levam ao escoamento superficial, como o relevo, a natureza do solo, a cobertura vegetal e a evapotranspiração, além de processos biológicos no ambiente aquático, acarretam mudanças na composição física e química da água (FELIX; 2016).

Por sua vez, outros fenômenos naturais como o regime de chuvas, as inundações e secas podem provocar alterações na sua composição, por meio da diluição ou concentração de substâncias dissolvidas (ANA, 2019). Em reservatórios com baixos volumes de água, por exemplo, o aumento da temperatura tem impacto sobre os processos químicos, aumentando a concentração de substâncias dissolvidas e o pH, e provocando também uma diminuição na concentração de oxigênio dissolvido (KHATRI, 2015). A matéria orgânica dissolvida também afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos por meio de sua influência na acidez,

transporte de metais residuais, absorção de luz e fotoquímica e fornecimento de energia e nutrientes (KHATRI, 2015). Finalmente, em regiões onde a geologia natural ou os solos contêm concentrações diferenciadas de mineiros de urânio e tório podem aumentar os níveis de radioatividade nas águas que estão em contato com esses materiais através dos processos naturais supracitados (CARVALHO, 2013).

As influências das atividades humanas com impactos na qualidade da água envolvem as práticas agrícolas como o uso de fertilizantes, adubos e pesticidas, atividades de criação de animais; os procedimentos de irrigação ineficientes, o desmatamento, entre outras. Também é incluída a poluição devido ao lançamento de efluentes provenientes de fontes pontuais e difusas das indústrias e do esgoto doméstico. Essas ações antropogênicas aumentam as concentrações de metais pesados, coliformes e cargas de nutrientes (KHATRI, 2015). Por outro lado, a mineração e a prospecção, contribuem para mobilizar materiais radioativos, produzindo os chamados Materiais Radioativos de Ocorrência Natural Tecnologicamente Aumentado (TENORM), que também podem aumentar a concentração de radionuclídeos naturais na água.

Os diversos componentes presentes na água que alteram o seu grau de pureza podem ser retratados por meio de parâmetros físico-químicos, químicos, radiológicos e biológicos. Esses parâmetros, além de caracterizar as propriedades da água, permitem também obter informações sobre os compartimentos espaciais dos recursos hídricos e seu comportamento temporal. Como visto, as complexas inter-relações entre as condições naturais e os fatores socioeconômicos podem impactar negativamente nos recursos hídricos, com severas consequências para a saúde da população. Portanto, o monitoramento e diagnóstico da qualidade da água, principalmente daquela destinada ao consumo humano, são de fundamental importância.

3.1.1 Características radiológicas

Em geral, as águas podem conter substâncias radioativas com potencial risco para a saúde da população, quando usadas para o consumo humano. A Organização Mundial da Saúde (OMS) cita os radionuclídeos como o ^{40}K e os descendentes das séries radioativas naturais do ^{232}Th e do ^{238}U , em particular os isótopos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Po e ^{210}Pb ; como possíveis radioelementos a serem encontrados nessas águas (OMS, 2011). Estes são encontrados em quantidades variáveis em diferentes compartimentos naturais: solo, água e ar, de modo que a exposição a eles é inevitável. Sua incorporação aos corpos de água deve-se principalmente a processos como a lixiviação e dissolução desses radionuclídeos, presentes em rochas e solo. No entanto, a absorção de radionuclídeos e a subsequente estabilidade como solutos, são

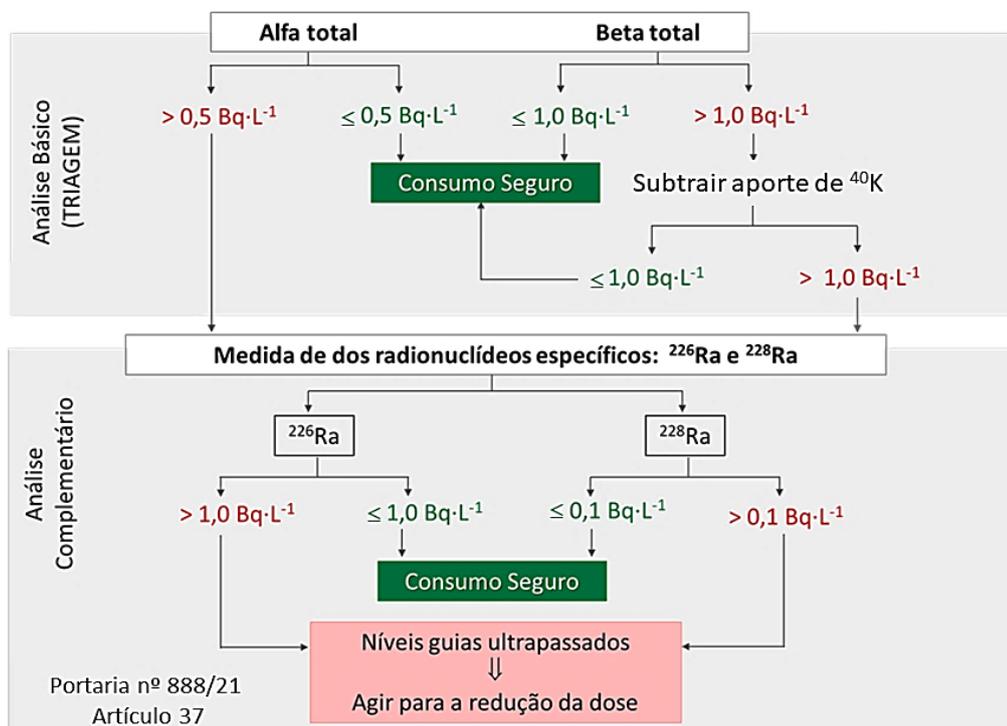
governadas por complexos mecanismos físico-químicos e condições oxidante ou redutora que interferem na solubilidade, transporte ou precipitação dos radionuclídeos (NUCCETELLI, 2012).

O consumo de água com material radioativo por longos períodos produz exposição prolongada, que mesmo em doses baixas e moderadas, podem favorecer o aumento da incidência de câncer (UNSCEAR, 2010). Esta situação reflete a importância de regular a exposição dos seres vivos às radiações ionizantes através da avaliação da qualidade radiológica da água para consumo. Por tais razões, a OMS estabelece valores de referência para a radioatividade nas águas de consumo da população, com o objetivo de fornecer critérios que permitam avaliar a segurança da ingestão da água, levando em consideração o teor de radionuclídeos naturais presentes na mesma. Os valores indicativos de radioatividade em água potável recomendados pela OMS foram baseados nos riscos da exposição e suas respectivas consequências para a saúde das pessoas, sendo utilizado como critério de doses individuais (CDI) o valor de 0,1 mSv, de modo a garantir que o risco pelo consumo prolongado de água seja mínimo (OMS, 2011).

De acordo com as diretrizes para a qualidade da água potável da OMS, uma maneira simples e rápida para estimar a presença de radionuclídeos é a utilização de técnicas de triagem que medem a radioatividade das partículas alfa total e beta total. Partindo dessa recomendação, no Brasil a Portaria nº 888/21, do Ministério de Saúde (BRASIL, 2021) estabelece os mesmos valores de triagem que aqueles indicados pela OMS (OMS, 2011). Na Figura 4 é apresentado o fluxograma de atuação para avaliação da potabilidade da água sob o aspecto radiológico, de acordo com o estabelecido no padrão de potabilidade da normativa brasileira.

Como observado, primeiramente são determinadas as concentrações de alfa e beta total. Se as concentrações avaliadas estiverem abaixo dos níveis de triagem de $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ e 1 Bq.L^{-1} respectivamente, não se requer ações adicionais e a água é considerada apta para o consumo. Se os valores estabelecidos forem ultrapassados, será necessário determinar os radionuclídeos específicos e suas concentrações, o que contribuirá para avaliação das doses individuais de cada radionuclídeo. No caso da atividade beta deverá ser subtraída a contribuição do ^{40}K e o resultado, comparado novamente. Na caracterização individual, apenas os radionuclídeos ^{226}Ra (alfa) e ^{228}Ra (beta) deverão ser determinados de acordo com a Portaria nº 888/21, com valores de referência de $1,0 \text{ Bq.L}^{-1}$ e $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ respectivamente.

Figura 4 – Triagem para avaliação dos níveis alfa e beta total em água



Fonte: Ortueta (2020)

3.1.1.1 Isótopos de rádio

O rádio (Ra) é um elemento químico com mais de 20 isótopos conhecidos e todos são radioativos. Os números de massas variam de 206 a 230 e seus tempos de meia-vida se estendem de 182 ns para o ^{216}Ra até 1.600 anos para o ^{226}Ra (IAEA, 2014). Dentre esses, quatro isótopos de rádio são de ocorrência natural, com presença nas três séries de decaimento radioativo: os emissores alfas (α) ^{226}Ra da série do ^{238}U , ^{223}Ra da série do ^{235}U , e ^{224}Ra da série do ^{232}Th ; além um emissor beta (β): o ^{228}Ra da série do ^{232}Th (JIA, 2012). Do ponto de vista geoquímico e radiológico, os radioisótopos ^{226}Ra e o ^{228}Ra são os mais importantes (SANTOS JÚNIOR, 2009), quando consideradas suas meias-vidas físicas relativamente longas (1.622 e 5,8 anos, respectivamente), a abundância dos seus progenitores e a radiotoxicidade (AKYIL, 2002; MEDLEY, 2015). O ^{226}Ra e o ^{228}Ra estão presente em concentrações variáveis em todos os solos, rochas e corpos de água naturais, sendo ampla sua distribuição no meio ambiente (AKYIL, 2002).

Em relação a suas propriedades químicas, o rádio pertence ao grupo IIA na tabela periódica e apresenta um comportamento químico muito semelhante ao dos outros elementos dessa família, principalmente ao bário e ao cálcio. Por seu caráter elevadamente básico e por ser

um íon bivalente, não é complexado com facilidade, sendo dentre os metais alcalinos terrosos o elemento que têm a menor tendência de formar íons complexos (FROMM, 2020). O íon Ra^{2+} forma sais solúveis com cloretos, brometos e nitratos, porém, os sais com sulfatos, carbonatos e cromatos, são insolúveis em água, o que significa que podem ser eliminados da fase aquosa, em geral, por co-precipitação com Ba, Ca, Mg, Fe ou Mn (IAEA, 2014). Essa propriedade é frequentemente aproveitada para determinar rádio em matrizes aquosas, usando geralmente a precipitação com íons sulfato e adição de um portador de bário.

A principal fonte de rádio na biosfera é a crosta terrestre. Uma vez gerado, e devido a inúmeros processos naturais e antropogênicos, é incorporado ao solo, água e atmosfera. A concentração de rádio nos compartimentos ambientais pode variar com relação à concentração de seus precursores e de seus filhos a consequência do intemperismo, as condições hidroquímicas e os processos biológicos no meio, indicando assim, uma alteração do equilíbrio secular entre os diferentes radioisótopos do rádio com os seus antecessores. Tais desvios indicam que os isótopos ^{226}Ra e o ^{228}Ra possuem seus próprios caminhos geoquímicos e que embora estes estejam em função da concentração inicial dos seus precursores, são muitas vezes independentes dos mesmos (IAEA, 2014).

Nas águas subterrâneas a presença de isótopos de rádio é governada por três processos principais: a lixiviação das rochas, os fenômenos de sorção/dessorção controlados pelos parâmetros físico-químicos da água, (favorecidos com a diminuição do pH, o aumento da concentração de metais bivalentes e o estabelecimento de condições redutoras do meio, de acordo com Langmuir (1985) e o efeito de recuo do núcleo filho no decaimento alfa (CHAU, 2019; STURCHIO, 1993). Bonotto (2004) relata concentrações entre 0,03 e 1,49 Bq.L^{-1} para ^{226}Ra e entre 1,83 e 7,32 mBq.L^{-1} para ^{228}Ra , observadas em aquíferos de granito. O menor valor de ^{228}Ra em relação a ^{226}Ra é compatível com os diferentes teores de seus precursores nas matrizes rochosas. Em contraste, para o caso de aquíferos sedimentares foram reportados níveis de rádio (^{226}Ra e ^{228}Ra) muito baixo, de poucos mBq.L^{-1} (CHAU, 2016).

Segundo Abbasi (2019), o principal efeito na saúde humana que está associado à ingestão de águas com conteúdo de rádio é o risco radiológico, causado pela emissão de radiação ionizante de dois radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , podendo provocar um aumento de ocorrência de câncer, principalmente osteossarcoma e carcinoma de crânio.

3.1.2 Características físico-químicas e organolépticas

Uma descrição geral do comportamento dos parâmetros físicos: temperatura, turbidez e químicos: pH, alcalinidade e sólidos totais dissolvidos, analisadas neste trabalho é apresentada a seguir.

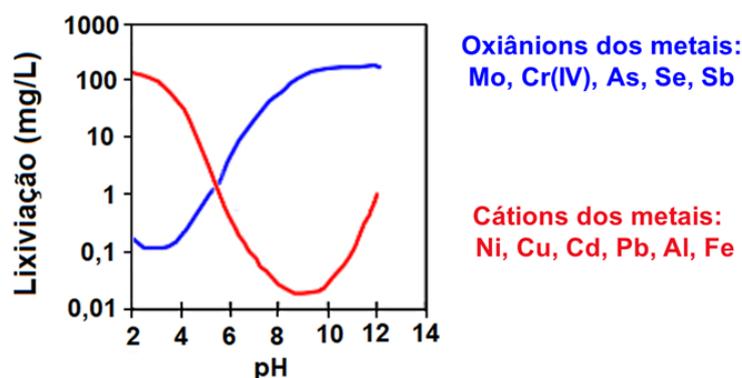
Temperatura: (T) é uma medida de intensidade de calor da água que desempenha um papel crucial no meio aquático. Pela sua influência direta em significativas variáveis físico-químicas, como por exemplo: pH, condutividade, solubilidade de gases e íons, é um parâmetro fundamental nas medições de campo. Neste sentido, de acordo com Sperling (2005), as elevações da temperatura são responsáveis pelo aumento da taxa de reações físicas, químicas e biológicas, diminuindo a solubilidade do oxigênio dissolvido. Variações de temperatura são parte do regime climático normal e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo de água geralmente é provocada por despejos industriais e águas de resfriamento (CETESB, 2018). Em relação às águas para consumo, temperaturas elevadas aumentam as perspectivas de rejeição ao uso.

Turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos, tais como algas e bactérias, plâncton em geral (CETESB, 2018). É um parâmetro operacional importante que avalia a gestão da qualidade da água desde a captação até o consumidor. Ele pode ser usado para monitorar a qualidade da água da fonte, a eficácia da coagulação e clarificação, o desempenho da filtração e desinfecção em uma estação de tratamento de água e a eficácia do gerenciamento do sistema de distribuição (WHO, 2017). As principais fontes de turbidez nas águas são processos naturais de erosão ou despejos domésticos e industriais (FUNASA, 2013). De acordo com WHO (2017) águas com valores altos de turbidez podem abrigar patógenos microbianos, aderidos às partículas maiores e prejudicar os processos de desinfecção. De modo geral, nas águas destinadas ao consumo humano, a presença de turbidez reduz a sua aceitabilidade estética devido a que muitos consumidores relacionam turbidez com segurança e consideram a água turva como imprópria para beber.

Potencial hidrogeniônico: (pH) é um parâmetro que permite expressar a concentração de íons hidrônio (H_3O^+) ou mais exatamente a sua atividade iônica na água, indicando o seu comportamento como um ácido ou uma base. Nas águas naturais os valores de pH são devido a

fatores naturais, como dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, e a fatores antropogênicos, por exemplo: o despejo de esgotos domésticos e industriais, à oxidação da matéria orgânica entre outros (SPERLING, 2005). A acidificação das águas pode ser também um fenômeno derivado da poluição atmosférica, mediante complexação de gases poluentes com o vapor de água, provocando o predomínio de precipitações ácidas (BRASIL, 2006). O pH tem significativa influência na solubilidade de várias espécies metálicas que definem o seu potencial de toxicidade (BRASIL, 2006). Neste sentido os trabalhos de Król (2019); Maia (2018); Slood (2012, 2010) indicam ao pH do ambiente circundante como o principal parâmetro que influencia a lixiviação de metais pesados. Seus resultados são resumidos na Figura 5. Observa-se que cátions e os ânions têm um esquema de lixiviação separado, resultante também de sua especiação química: a liberação de cátions aumenta para valores de pH baixos e a liberação de ânions aumenta para valores de pH elevados.

Figura 5 – Diagrama de lixiviação de cátions e ânions de metais pesados em função do pH



Adaptado de Maia (2018); Król (2014) e Slood (2010).

Em águas de abastecimento, baixos valores de pH podem contribuir para sua corrosividade e produzir alterações nos sistemas de tratamento e distribuição, enquanto valores elevados aumentam a possibilidade de incrustações (BRASIL, 2006). Na normativa de potabilidade, recomenda-se que o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 (BRASIL, 2021).

Alcalinidade: é a medida da capacidade das substâncias presentes na água, de neutralizarem ácidos, o seja, expressa essencialmente a capacidade tampão do meio aquoso (BRASIL, 2006). Os principais constituintes da alcalinidade são os íons bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-), sendo a distribuição das três formas estreitamente

relacionadas com o pH da água: pH > 9,4 (hidróxidos e carbonatos); pH entre 8,3 e 9,4 (carbonatos e bicarbonatos); pH entre 4,4 e 8,3 (apenas bicarbonatos) (BRASIL, 2006). De acordo com Sperling (2005), o teor de alcalinidade na água é influenciado pela dissolução das rochas, as reações que envolvam o dióxido de carbono (CO₂) de origem atmosférica e da oxidação da matéria orgânica e os rejeitos industriais. A alcalinidade das águas não representa risco potencial à saúde pública pelo que não se constitui em padrão de potabilidade, ficando este efeito limitado pelo valor do pH. No entanto, elevadas concentrações confere um gosto amargo na água. Porém, sua determinação é importante no controle do tratamento de água, estando relacionada com a coagulação, redução de dureza e prevenção da corrosão em tubulações (SPERLING, 2005)

Sólidos totais dissolvidos (STD) são considerados como ao material solúvel constituído de matéria inorgânica e orgânica que permanece como resíduo após evaporação e secagem de uma amostra (temperatura de 105°C), previamente filtrada com um tamanho de poro nominal de 2,0 µm ou menor (SMWW, 2017). Sua medição é um importante parâmetro para avaliar as condições ambientais dos corpos de água e sua classificação. Nas águas naturais, os sólidos dissolvidos estão constituídos principalmente por carbonatos, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, fosfatos, nitratos de cálcio, magnésio e potássio. Sua incorporação nos corpos de água pode ocorrer de forma natural por processos erosivos, ou antropogênica por meio do lançamento de lixo e esgotos (BRASIL, 2005). O conteúdo de STD tem influência na aceitação da água pelo consumidor. Altos teores de sais minerais como, por exemplo, sulfato e cloreto conferem sabor ruim às águas diminuindo a sua potabilidade (OMS, 2011), podendo causar incrustações em instalações de tratamento e o sistema de distribuição (APPELO, 2005). A presença de sólidos dissolvidos relaciona-se também com a condutividade elétrica e a salinidade da água (SPERLING, 2005).

3.1.3 Constituintes maioritários, minoritários e traços

A composição das águas naturais contém substâncias dissolvidas que, pela sua natureza e grau de concentração, são classificadas em: constituintes maioritários (macrocomponentes), minoritários (microcomponentes) e elementos traços. Geralmente aparecem na forma iônica (sais quase totalmente dissociados), menos frequentemente aparecem na forma molecular, parcialmente dissociado ou como íons complexos de substâncias orgânicas ou inorgânicas (VERA, 2000). Esses parâmetros são usados, por exemplo, para classificar a água de acordo com seus íons dominantes ou conteúdo total de todas as substâncias; estabelecer relações de

mistura, revelar fontes de contaminação (NIKANOROV, 2009) e reconhecer processos hidrogequímicos em águas subterrâneas (DÍAZ-PUGA, 2016). De modo geral, os constituintes da água são denominados majoritários quando estão presentes com teores superiores a 5 mg.L^{-1} ; menores, quando os teores ficam entre 5 e $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$; e traços, quando os teores são inferiores a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (FEITOSA et.al, 2013). Segue-se uma breve exposição das principais características dos constituintes mais significativos estudados neste trabalho.

3.1.3.1 Constituintes químicos majoritários

Os macros componentes compreendem os chamados íons principais que determinam o tipo químico da água e são responsáveis pela maior parte de seu conteúdo mineral (até 95% para água doce e até 99% para águas altamente mineralizadas). Esses constituintes estão tipicamente presentes em concentrações na faixa de alguns mg.L^{-1} até várias centenas de mg.L^{-1} , e incluem os ânions bicarbonato, cloreto e sulfato e os cátions sódio, potássio, cálcio e magnésio. (NIKANOROV, 2009). Como exemplo de compostos minoritários, citamos os ânions nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-).

Íons cloreto (Cl^-): possuem alta capacidade migratória em relação à altíssima solubilidade dos sais de sódio, magnésio e cloreto de cálcio. A sua presença na água está naturalmente associada aos processos de lixiviação de minerais (por exemplo, galite, silvite, carnalite, bischofite), rochas (por exemplo, nefelina) e depósitos salinos (NIKANOROV, 2009). Também está presente na precipitação atmosférica, e hoje está particularmente associada aos resíduos industriais e municipais. Os íons cloreto são encontrados em todos os tipos de água em concentrações de mg.L^{-1} a centenas de g.kg^{-1} (salmouras). Em zonas áridas e semiáridas, fatores climáticos como baixa pluviosidade e elevada evapotranspiração contribuem para o aumento da concentração do ânion (COSTA, 2006). O cloreto não apresenta toxicidade ao ser humano, exceto no caso da deficiência no metabolismo de cloreto de sódio, por exemplo, na insuficiência cardíaca congestiva. A concentração de cloreto em águas de abastecimento público constitui um padrão de aceitação, já que provoca sabor “salgado” na água. Concentrações acima de 250 mg.L^{-1} causam sabor detectável na água, mas o limite depende dos cátions associados (CETESB, 2015; WHO, 2011).

Íons sulfato (SO_4^{2-}): estão contidos em todas as águas superficiais e seu conteúdo é limitado pela presença de íons de cálcio juntamente com os quais formam um CaSO_4 ligeiramente solúvel. A principal fonte de sulfato na água são várias rochas sedimentares que incluem gesso e anidrido. O enriquecimento da água por sulfatos ocorre tanto pelo processo de

oxidação do sulfeto, que é abundante na crosta terrestre, quanto pela oxidação do sulfeto de hidrogênio, que é criado durante a erupção vulcânica e está presente na precipitação atmosférica. Os processos de decomposição e oxidação de substâncias de origem vegetal e orgânica contendo enxofre, e a atividade econômica humana, afetam o teor de enxofre dos corpos d'água. O conteúdo de sulfato das águas dos rios e lagos de água doce atinge várias dezenas de mg.L^{-1} (NIKANOROV, 2009). É importante o controle do sulfato na água tratada, pois a sua ingestão provoca efeito laxativo (CETESB, 2015).

Íons de sódio (Na^+): Todas as águas naturais contêm algum sódio, já que ele é um dos elementos mais abundantes no planeta e seus sais são altamente solúveis provocando uma alta capacidade migratória desse elemento no meio. As fontes de Na^+ nas águas são depósitos de vários sais (sal-gema), produtos de intemperismo de rochas calcárias e seu deslocamento do complexo absorvido de rochas e solos pelo cálcio e magnésio (NIKANOROV, 2009). As concentrações de sódio nas águas superficiais variam consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local, descargas de efluentes e uso sazonal de sais em rodovias. Valores podem estender-se de 1 mg.L^{-1} ou menos até 10 mg.L^{-1} ou mais em salmoura natural. Muitas águas superficiais, incluindo aquelas que recebem efluentes, têm níveis bem abaixo de mg.L^{-1} . As concentrações nas águas subterrâneas frequentemente excedem 50 mg.L^{-1} . Embora não existam valores limites com base nos efeitos à saúde, estudos indicam que o consumo de água com alto teor de sódio pode causar distúrbios hipertensivos, o que predispõe os indivíduos a sofrerem ataques cardíacos, doenças renais e diabetes (ROJAS, 2020). Considerando a influência deste elemento na qualidade organoléptica, recomenda-se um valor máximo de 200 mg.L^{-1} (CETESB, 2015).

Íons de potássio (K^+): O potássio, em termos da magnitude de seu conteúdo na crosta terrestre e da solubilidade de seus compostos, é muito semelhante ao sódio. No entanto, ocorre em concentrações menores nas águas superficiais, pois possui fraca capacidade migratória. Isso se deve à sua participação ativa em processos biológicos, por ex. absorção por plantas vivas e microrganismos (NIKANOROV, 2009).

Íons Cálcio (Ca^{2+}): As fontes básicas de cálcio são rochas carbonáticas (calcários, dolomitas) que são dissolvidas pelo ácido carbônico contido na água. Quando a disponibilidade de dióxido de carbono (com o qual está em equilíbrio), é baixa, entretanto, a reação começa a proceder no sentido inverso, acompanhada pela precipitação de CaCO_3 . Outra fonte de Ca^{2+} em águas naturais é o gesso, comum em rochas sedimentares. Os íons de cálcio dominam na composição catiônica das águas de baixa mineralização (NIKANOROV, 2009). O cálcio é um

dos componentes principais que conferem dureza às águas (bicarbonato de cálcio, bicarbonato de magnésio, sulfato de cálcio e sulfato de magnésio) (CETESB, 2015).

Íons de magnésio (Mg^{2+}): O magnésio é menos abundante do que o cálcio na crosta terrestre. Ele entra nas águas superficiais como resultado dos processos de intemperismo químico e dissolução de dolomitas, margas e outras rochas. Os íons de magnésio ocorrem em todas as águas naturais, mas muito raramente são dominantes. Sua concentração nas águas dos rios varia de um a dezenas de $mg.L^{-1}$. A atividade biológica mais fraca do magnésio, em comparação com o cálcio, e a maior solubilidade do sulfato e hidrogenocarbonato de magnésio em relação aos compostos equivalentes de cálcio, favorecem o aumento da concentração de Mg^{2+} na água. Com a maior mineralização da água, a relação entre o cálcio e o magnésio começa a mudar em direção à predominância do último (NIKANOROV, 2009).

Nitratos (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) são íons de ocorrência natural que fazem parte do ciclo do nitrogênio. Os níveis de nitrato natural nas águas superficiais e subterrâneas são geralmente alguns miligramas por litro. Altas concentrações são derivadas da contaminação por efluentes domésticos e industriais além de excrementos de animais e uso de fertilizantes (SPERLING, 2005). Portanto, constitui uma fonte de contaminação das águas subterrâneas em áreas rurais (FEITOSA, 2013). Os nitratos constituem substâncias tóxicas que causam metahemoglobinemia, uma doença infantil letal para crianças (CETESB, 2015). O nitrato se reduz a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul. Por sua vez, os nitritos também podem sofrer transformação para compostos N-nitrosos, com comprovada ação carcinogênica em diferentes espécies animais (WARD et al., 2018).

3.1.3.2 Elementos minoritários e traços

Existem determinados elementos e compostos químicos que, mesmo em baixas concentrações, conferem à água características de toxicidade, tornando-a assim imprópria para grande parte dos usos. Tais substâncias denominadas micro poluentes são contaminantes orgânicos ou minerais, com propriedades persistentes e bioacumulativas que podem gerar danos ao meio ambiente e aos organismos (BRASIL, 2006). Entre estes, tem especial destaque aos chamados metais pesados, grupo de elementos químicos com densidade relativamente alta e tóxicos em baixas doses. Ao persistir no sistema aquático, o metal tem sua concentração gradualmente aumentada, o que facilita sua maior concentração na água e absorção pelos organismos (ARAI, 2007). Alguns são micronutrientes necessários para o crescimento de plantas, tais como zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni) e cobalto (Co), enquanto

outros não têm qualquer função biológica conhecida, como cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) (SOUZA, 2018). Algumas características dos metais de interesse nesta pesquisa e os seus efeitos na saúde da população, são apresentadas a seguir.

O alumínio (Al) é um elemento muito comum na crosta terrestre formando parte de minerais, rochas e argilas. Na água, o metal pode ocorrer em diferentes formas e é influenciado pelo pH, temperatura e presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. A solubilidade é baixa em pH entre 5,5 e 6,0 (CETESB, 2015). Na água potável, os níveis do metal variam de acordo com a fonte de água e com os coagulantes à base de alumínio que são usados no tratamento da água. O sulfato de alumínio (alúmen) é uma substância de amplo uso em processos de floculação, nos sistemas de tratamento de água; por esse motivo o alumínio também pode ser encontrado na água tratada como resíduo (SMWW, 2017). Não há indicações de que o alumínio apresente toxicidade aguda por via oral, apesar de ampla ocorrência em alimentos, água potável e medicamentos. Embora o mecanismo exato da toxicidade do alumínio não seja conhecido, diferentes estudos sugeriram que o alumínio potencializa o estresse oxidativo e eventos inflamatórios que desencadeiam danos aos tecidos (PATEL, 2020).

O cádmio (Cd) é um metal encontrado na natureza associado a sulfetos de minério de zinco, cobre e chumbo. Suas fontes principais na natureza são a atividade vulcânica e a erosão de rochas sedimentares e fosfáticas. Este elemento também pode se dispersar devido a fontes antropogênicas que incluem as atividades de mineração; efluentes industriais, principalmente de galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos (CETESB, 2015). O cádmio é bastante solúvel em águas ácidas e com baixa dureza. Determinados sais e complexos de cádmio são solúveis e apresentam significativa mobilidade na água. A água potável pode ser contaminada por cádmio devido à presença do metal como impureza nas tubulações, soldas e acessórios metálicos. Este elemento é altamente tóxico manifestando sua toxicidade mesmo em pequenas concentrações. O cádmio acumulado no corpo pode afetar diferentes órgãos. A ocorrência de doenças renais e ósseas induzida pelo consumo de água com altos níveis do elemento é relatada, sendo que, na água potável, geralmente a concentração é menor que $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (OGA, 2014; OMS, 2011).

O chumbo (Pb) é um metal cinza-azulado encontrado em pequenas quantidades na crosta terrestre, geralmente associado a minérios, principalmente aos que contêm zinco. A concentração de Pb no solo geralmente é baixa, com valores que variam entre 2,6 e 25 mg.kg^{-1} , sendo um pouco maior nas camadas superficiais devido à precipitação atmosférica (SANTOS JÚNIOR, 2009). Em águas subterrâneas os conteúdos são geralmente inferiores a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Em forma iônica apresenta principalmente o estado de oxidação +2, e a maioria de seus

compostos são insolúveis, como o sulfato de chumbo (PbSO_4), mas pode formar complexos solúveis com diversos ligantes como o ânion carbonato e hidróxido (NEGREL, 2010). A contaminação dos corpos da água por este elemento ocorre principalmente devido a emissão de efluentes industriais. O Pb pode estar presente na água de abastecimento como resultado de sua dissolução a partir de fontes naturais, ou ainda a partir das tubulações através das quais ocorre a distribuição (CETESB, 2015). A exposição a este elemento mesmo em baixas concentrações apresenta riscos à saúde. As principais vias de contaminação por chumbo são a oral e a inalatória. Mais de 80% do chumbo que ingressa diariamente no organismo é oriundo da ingestão de alimentos, sujeiras e poeiras contendo o metal. O chumbo pode afetar quase todos os órgãos, sendo o sistema nervoso central mais sensível (OGA, 2014). O acúmulo de chumbo no organismo pode causar inúmeros transtornos, afetando tanto o sistema nervoso central quanto o periférico (OMS, 2011). Níveis de chumbo superiores a 15 mg.L^{-1} na água potável podem causar atrasos no desenvolvimento físico ou mental de bebês recém-nascido e crianças. O consumo crônico por adultos pode levar ao desenvolvimento de problemas renais ou pressão arterial elevada (OMS, 2011).

O cobre (Cu) forma um micronutriente essencial para o sistema hematológico e neurológico (AL-FARTUSIE, 2017). A exposição aguda a altas concentrações desse elemento através da água pode causar estresse gastrointestinal, enquanto a exposição crônica pode resultar em danos ao fígado ou rins (USEPA, 2001). O cobre é encontrado na água potável pôr o uso em materiais de encanamento e sua solubilidade aumenta com a diminuição do pH. Níveis superiores a 5 mg.L^{-1} transmitem sabor desagradável à água, mancham roupas e equipamentos sanitários (WHO, 2011). Pequenas quantidades de níquel são essenciais para o corpo. A exposição aguda ao elemento pode causar efeitos negativos à saúde, como danos ao fígado, rins, cérebro e baço, bem como, câncer nasal e de pulmão (AL-FARTUSIE, 2017; WHO, 2017). HEM (1985) compilou valores de concentração do elemento em rios nos EUA, reportando valor médio de 10 mg.L^{-1} , enquanto na água de abastecimento encontrou valores inferiores a $2,7 \text{ mg.L}^{-1}$.

O cromo (Cr) pode ser encontrado em água, tanto na forma trivalente como hexavalente (Cr III e Cr VI, respectivamente). Do ponto de vista toxicológico, apenas o Cr (VI) é de interesse, uma vez que é considerado agente carcinogênico. O Cr (III) é essencial para o organismo e apresenta toxicidade apenas em concentrações muito elevadas (WHO, 2011; EPA, 2009). Dadas às dificuldades na determinação de espécies químicas, é estabelecido um valor máximo para o teor total de Cr. Nos minerais, a espécie dominante é o Cr^{3+} , sendo mais abundante nas rochas ígneas (HEM, 1985). Níveis baixos são relatados em águas naturais (< 10

mg.L⁻¹), com Cr³⁺ predominantemente em águas subterrâneas naturais. Sob condições oxidantes e pH elevado, o Cr VI dominará na forma de ânion cromado (HEM, 1985).

O ferro (Fe) é um metal extremamente abundante na crosta terrestre, sendo considerado o mais comum, mais barato e mais importante dos metais (DNPM, 2017). As principais fontes são a dissolução de minerais contendo ferro, como magnetita, ilmenita, pirita, siderita, ankerita e silicatos máficos, e a redução de oxihidróxidos de ferro, como goetita/limonita (HEM, 1985). Na faixa normal de pH das águas subterrâneas (pH entre 5 e 8), o ferro se dissolve como Fe²⁺. Uma vez que a água é arejada, o Fe²⁺ é oxidado a Fe³⁺ e os oxihidróxidos de Fe precipitam (LYTLE, 2004). O Fe é um elemento essencial para todos os organismos. Sua ingestão não é diretamente relacionada a transtornos à saúde em concentrações moderadas, porém, a partir de determinadas concentrações pode conferir as águas sabor desagradável, por isso foi incluído entre os padrões organolépticos de potabilidade (WHO, 2011).

O manganês (Mn) é um elemento essencial para os organismos, e a sua deficiência pode ocorrer em humanos e animais (AL-FARTUSIE, 2017). Seu comportamento químico é semelhante ao do ferro, considerando que ambos os elementos participam dos processos redox que ocorrem no ambiente. Muitos minerais em rochas ígneas e metamórficos contêm manganês como constituinte secundário. Também aparece em pequenas quantidades em dolomita e calcário, substituindo o cálcio (HEM, 1985). Os resultados de estudos de exposição ao manganês em água potável não são adequados para o cálculo de um valor de referência, por isso é estabelecido com base em critérios estéticos. O manganês na água tende a se depositar na forma de um sólido preto (WHO, 2011).

O níquel (Ni) é um elemento natural que está presente no solo, na água, no ar e em materiais biológicos. É um componente natural da crosta terrestre e está presente em rochas ígneas. As fontes naturais de níquel incluem poeiras de emissões vulcânicas e o desgaste de rochas e solos (CHAUHAN, 2008). Os fertilizantes inorgânicos, especialmente os fertilizantes fosfatados, têm níveis variáveis de níquel. De acordo com Hem (1985) tem sido reportados valores de concentração do elemento em rios nos EUA de 10 mg.L⁻¹, enquanto na água de abastecimento foram encontrados valores inferiores a 2,7 mg.L⁻¹. É bem aceito que o níquel é um nutriente ultra-traço essencial em plantas, animais e humanos. Embora a função biológica do níquel ainda não seja clara no corpo humano, o níquel é encontrado no corpo em concentrações mais elevadas nos ácidos nucleicos, particularmente no RNA, e acredita-se que esteja de alguma forma envolvido na estrutura ou função das proteínas (CHAUHAN, 2008). Na verdade, pequenas quantidades de níquel são essenciais para o corpo, mas quando a absorção é demasiado elevada pode ser um perigo para a saúde humana. Estudos demonstraram que a

exposição aguda do corpo humano ao níquel pode causar vários problemas de saúde, como danos ao fígado, rins, baço, cérebro e tecidos, eczema vesicular, câncer de pulmão e nasal (ALFARTUSIE, 2017).

O zinco (Zn) é um metal de cor branco-azulado, com alta resistência à corrosão e de fácil combinação com outros metais. É um elemento abundante na natureza e é distribuído na atmosfera, no solo, em rochas e na água. De acordo com Hem (1985), nas águas superficiais os níveis são menores que 20 mg.L^{-1} , atingindo mais de 100 mg.L^{-1} nas águas afetadas pelos drenos de minas. Ele é um elemento essencial, sendo requerido em pequenas concentrações para o bom funcionamento dos sistemas imunológico, digestivo e nervoso (OMS, 2011). Contudo, o consumo em concentrações elevadas pode acarretar danos à saúde, causando, em casos de consumo prolongado de altas concentrações, anemia, danos ao pâncreas e diminuição dos níveis de Lipoproteínas de Alta Densidade (HDL) (OGA, 2014). A ingestão de Zn em concentrações moderadas não está diretamente relacionada a riscos à saúde, sendo ele classificado como um parâmetro organoléptico de potabilidade.

3.1.4 Características microbiológicas

A qualidade microbiológica da água é baseada na análise de microrganismos indicadores de contaminação fecal, sendo as bactérias de referência as do grupo coliforme (OMS, 2011). Esses microrganismos podem ser encontrados no trato gastrointestinal do homem e de outros animais homeotérmicos, mas também amplamente distribuídas na natureza; especialmente em solos, sementes e vegetais, tendo a capacidade de se multiplicarem na água (ALVES, 2018). Os coliformes totais (CT) compõem os grupos de bactérias da família Enterobacteriaceae. São bastonetes Gram negativas, não esporogênicos, aeróbios ou aeróbios facultativos, capazes de fermentar a lactose com produção de gás, em 24 a 48 horas a $35/37^{\circ}\text{C}$. Fazem parte desse grupo os gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* (CETESB, 2018; FUNASA, 2013).

Por sua vez, os coliformes fecais ou coliformes termotolerantes (por suportarem uma temperatura superior a 40°C), são bactérias do subgrupo de coliformes totais que possuem a capacidade de fermentar lactose a 44°C a 45°C ($\pm 0,2$) em 24 horas. O principal representante é a *Escherichia coli* (*E. coli*), de origem exclusivamente fecal, o que valida seu papel como organismo indicador de contaminação tanto em águas naturais quanto em águas tratadas (ALVES, 2018). De acordo com FUNASA (2013) as vantagens que determinam sua escolha como parâmetro de medição são: (a) a facilidade de detecção e quantificação por técnicas

simples e economicamente viáveis, em qualquer tipo de água; (b) sua concentração na água contaminada possui uma relação direta com o grau de contaminação fecal desta; (c) tem maior tempo de sobrevivência na água que as bactérias patogênicas intestinais, por serem menos exigentes em termos nutricionais.

3.2 NORMATIVA E VIGILÂNCIA SANITÁRIA NO BRASIL

De acordo com a Organização Mundial da Saúde uma água é considerada segura para consumo quando o teor dos agentes potencialmente contaminantes sejam eles radiológicos, químicos e biológicos; estão dentro dos níveis por ela recomendados ou com as normas e regulamentos emitidos em cada país, de acordo com suas próprias condições ambientais, sociais, econômicas e culturais (OMS, 2011). No Brasil o padrão de potabilidade vigente é estabelecido pela Portaria nº 888/21 do Ministério da Saúde, a qual dispõe os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humanos (BRASIL, 2021); em conformidade também com os parâmetros exigidos nas legislações específicas: Resolução Conama nº 396/2008, no caso da captação de água subterrânea e a Resolução Conama nº 430/2011, no caso da captação de água superficial (BRASIL, 2005, 2008). A portaria incentiva à implantação dos Planos de Segurança da Água, com avaliação sistemática em todas as etapas dos sistemas de abastecimento de água, desde a captação até o consumidor, sob a perspectiva dos riscos à saúde (UMBUZEIRO, 2012).

A Portaria nº 888 do 2021, além de responsabilizar ao setor de saúde pelo monitoramento da qualidade da água, mediante a Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano, também orienta como devem ser elaborados e implementados os planos de amostragem, define os parâmetros a serem analisados, o número mínimo de análises, a frequência, assim como os critérios para a seleção dos pontos de coleta de amostras de água. Embora o conceito de monitoração de recursos hídricos pareça relativamente simples, sua implementação é abrangente, complexa e difícil de alcançar. Na atualidade há consenso entre os especialistas que a qualidade da água é insuficientemente monitorada (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2018). Fatores como os elevados custos da logística, a complexidade das análises, a ausência de pessoal capacitado, a não existência de procedimentos padronizados; resultam em verdadeiros vazios no monitoramento integral. A Figura 6 resume a complexidade hierárquica dos problemas de poluição da água, associados à sua potabilidade (KULLS, 2013).

Figura 6 –Complexidade hierárquica dos problemas de qualidade da água



Fonte: Adaptado do Kulls (2013)

¹: Desreguladores Endócrinos Farmacêuticos. ²: Poluentes Orgânicos Persistentes

Como mostra o esquema apresentado acima, de forma geral, os parâmetros microbiológicos, físico-químicos e do padrão organoléptico são os mais viáveis a serem monitorados. Assim, por exemplo, o monitoramento básico indicado na Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano compreende apenas indicadores da qualidade microbiológica, sendo eles: turbidez, cloro residual livre (ou outro composto residual ativo, caso o agente desinfetante utilizado não seja o cloro) e coliformes totais/*Escherichia coli* (BRASIL, 2016). Por sua vez, a Agência Nacional de Águas opera uma rede básica onde são feitas análises por meio de sondas multi-paramétricas, com o uso de quatro variáveis básicas: pH, oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura (PNQA, 2021). Esta situação é refletida na insuficiente informação sobre a presença de outros contaminantes que caracterizam a qualidade da água enviada ao consumidor. Deste modo, a ausência de dados sobre os níveis de radionuclídeos, metais tóxicos, e outras substâncias de interesse, descreve um cenário desfavorável para avaliar a qualidade real da água. Regiões com recursos hídricos limitados e em alguns casos, com ocorrências diferenciadas de Material Radioativo de Ocorrência Natural (NORM), como algumas áreas do semiárido nordestino, figuram como exemplo a citar.

Neste contexto, destaca-se a importância de realizar atividades de monitoramento integral, que permitam avaliar a condição mais próxima da realidade para as fontes de abastecimento de água, além de detectar tendências e obter informações que facilitem o estabelecimento de relações de causa-efeito (CHAPMAN, 1996). Neste sentido, a interpretação dos resultados integrados vai permitir identificar possíveis riscos decorrentes da presença de

contaminantes na água e formular ações corretivas, quando identificadas desconformidades, visando reestabelecer as condições adequadas para o consumo (BRASIL, 2016; OMS, 2011).

De acordo com a legislação supracitada (Portaria nº 888/21), a água potável deve estar em conformidade com os padrões microbiológicos, de substâncias químicas que representam risco para a saúde, radiológico e organoléptico de potabilidade. Neste trabalho serão avaliados grupos de parâmetros representativos para cada padrão referido, como indica a Tabela 1.

Tabela 1 – Padrões de potabilidade

PADRÃO	PARÂMETRO	VMP(1)
Microbiológico	Escherichia coli	Ausência em 100 mL
	Coliformes totais	Ausência em 100 mL
Radiológico	Atividade alfa total	0,5 Bq.L ⁻¹
	Atividade beta total	1,0 Bq.L ⁻¹
	Rádio-226	1,0 Bq.L ⁻¹
	Rádio-228	0,1 Bq.L ⁻¹
Organoléptico	Alumínio	0,2 mg.L ⁻¹
	Cloreto	250 mg.L ⁻¹
	Dureza total	300 mg.L ⁻¹
	Ferro	0,3 mg.L ⁻¹
	Sódio	200 mg.L ⁻¹
	Sólidos totais dissolvidos	500 mg.L ⁻¹
	Sulfato	250 mg.L ⁻¹
	Turbidez	5 uT
	Zinco	5 mg.L ⁻¹
Substâncias químicas inorgânicas que representam risco à saúde	Cádmio	0,003 mg.L ⁻¹
	Chumbo	0,01 mg.L ⁻¹
	Cobre	2 mg.L ⁻¹
	Cromo	0,05 mg.L ⁻¹
	Níquel	0,07 mg.L ⁻¹
	Nitrato (como N)	10 mg.L ⁻¹
	Nitrito (como N)	1 mg.L ⁻¹

Fonte: AUTORA (2023).

Legenda: (1) Valor máximo permitido. Fonte: Portaria nº 888 (2021).

3.3 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA

Parte integrante de qualquer programa de monitoramento ambiental é a comunicação de seus resultados aos gestores públicos, bem como à sociedade em geral. É prática tradicional a elaboração de relatórios descrevendo as conformidades ou não conformidades dos valores encontrados para cada parâmetro analisado com os níveis estabelecidos nas normas. No entanto, em muitos casos, os tomadores de decisão e o público não têm competência profissional e treinamento para analisá-los tecnicamente e detalhadamente. Se a natureza multivariada das

análises da qualidade da água puder ser reduzida a um único valor, será possível saber rapidamente qual é o “estado de saúde” do sistema monitorado. Uma maneira de fazer isso é calcular um índice que combine matematicamente todas as medidas da qualidade da água e, dessa forma, forneça uma descrição geral e de fácil compreensão de um corpo contaminado e reflita sua condição global (FERNÁNDEZ, 2005).

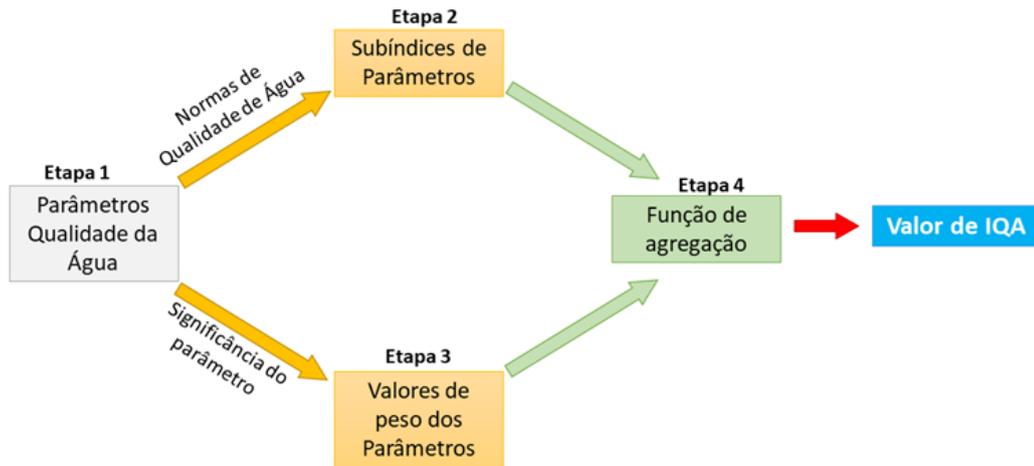
Os índices podem ser usados para melhorar e compartilhar informações sobre a qualidade da água. De acordo com Ott (1978), os usos possíveis dos índices são seis:

1. Gestão de recursos: podem fornecer informações às pessoas que tomam decisões sobre as prioridades do recurso.
2. Classificação da área: para comparar o estado do recurso em diferentes áreas geográficas.
3. Aplicação de regulamentações: permite determinar se as regulamentações ambientais e políticas existentes estão sendo ultrapassadas.
4. Análise de tendências: a análise dos índices ao longo de um período pode mostrar se a qualidade ambiental está piorando ou melhorando.
5. Informações públicas: os índices podem ser úteis em ações de conscientização e educação ambiental.
6. Pesquisa Científica: simplificar uma grande quantidade de dados para que possam ser facilmente analisados e fornecer uma visão dos fenômenos ambientais.

A maioria dos modelos de Índices de Qualidade de Água (IQA) envolvem quatro estágios: (1) seleção dos parâmetros de qualidade da água, (2) determinação dos subíndices dos parâmetros, (3) determinação das ponderações dos parâmetros e (4) agregação dos subíndices para calcular o índice geral de qualidade de água como indica a Figura 7 (ABBASI, 2006; SUTADIAN, 2018).

A maioria dos modelos tem sido desenvolvida de uma maneira genérica, de forma que sejam facilmente transferíveis para outros locais. A seleção de parâmetros, regras de sub-indexação e ponderações são todos muito dependentes do tipo de corpo d'água (rio, lago, estuário, águas subterrâneas), seus usos atuais ou pretendidos (por exemplo, água potável, uso industrial, banho, pesca etc.), diretriz de qualidade da água, protocolos de avaliação e disponibilidade de dados.

Figura 7 – Estrutura geral dos modelos de IQA



Fonte: Adaptado de Uddin (2022)

Existe uma variabilidade significativa no número e tipo de parâmetros a serem incluídos nos modelos IQA, as ponderações atribuídas a parâmetros específicos e os critérios (por exemplo, valores de orientação) usados para desenvolver valores de subíndices. Como tal, há pouca uniformidade entre os modelos, dificultando a comparação de aplicações em diferentes áreas de estudo. Alguma simplificação da estrutura e dos processos dos modelos do IQA, como a incorporação de valores de orientação internacionais (por exemplo, OMS ou semelhante), podem torná-los ferramentas mais atraentes para a avaliação da qualidade da água (UDDIN, 2022).

No Brasil, a Empresa de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2006), desenvolveu e implantou o IQA de Água Bruta de Abastecimento Público – IAP, em resposta ao aumento da complexidade dos poluentes lançados em mananciais. Seu cálculo é realizado por meio do produto da ponderação dos resultados do índice de qualidade da água –IQA– e do índice de substâncias tóxicas –ISTO–, o primeiro adaptado do National Sanitation Foundation (NSF ICA) e o segundo desenvolvido no ano de 2002 (CETESB, 2006). O ISTO complementa o IQA de tal forma que é garantida uma avaliação abrangente da água a ser destinada ao abastecimento público antes do tratamento; os parâmetros que o compõem são classificados como tóxicos e organolépticos.

O Índice Canadense de Qualidade da Água (CCME-IQA) tem sido amplamente utilizado para avaliar a qualidade da água de vários corpos de água, como rios, lagos, reservatórios (GAO, 2016) e águas subterrâneas (VENKATRAMANAN, 2015). Utilizando uma metodologia diferente do NSF IQA, o CCME-WQI avalia o número de parâmetros que excedem as diretrizes ou objetivos específicos do local, bem como a frequência e a magnitude com que isto ocorre. Os

valores do índice variam entre 0 e 100, com valores mais altos indicando a água que é considerada de melhor qualidade, ou seja, tende a atender às diretrizes com mais frequência (TRI-STAR CONSULTING, 2012).

3.4 METODOLOGIAS DE ANÁLISES

A avaliação dos parâmetros que caracterizam a qualidade da água inclui diferentes metodologias de análise. Do ponto de vista químico, são utilizados procedimentos analíticos que vão desde pesagem simples (análise gravimétrica), titulação, até técnicas muito avançadas usando instrumentos altamente especializados. Estes últimos são essenciais para a determinação de metais traço e radionuclídeos em água, cujos requisitos de sensibilidade e especificidade são maiores. Além disso, levam em consideração as baixas concentrações desses elementos, bem como a presença de interferentes que podem dificultar a medição. Já no aspecto microbiológico, incluem a identificação de organismos de referência que representam grupos de patógenos. A seguir são apresentados os fundamentos dos sistemas de medidas e as técnicas de análises usadas nesta pesquisa.

3.4.1 Metodologias de análises da radioatividade em água

A medição alfa/beta total é um dos procedimentos radioanalíticos mais simples e que são amplamente aplicados como uma técnica de triagem no campo da radioecologia, monitoramento ambiental e aplicações industriais (JOBÁGY, 2010). Nas análises radioquímicas, são aplicados protocolos analíticos de separação e pré-concentração como: precipitação, extração, destilação, troca iônica, que combinados com medições em detectores radiométricos permitem a identificação qualitativa e quantitativa dos radionuclídeos presentes em diversas matrizes ambientais.

Para a determinação do conteúdo da atividade alfa e beta totais, geralmente as metodologias mais aceitas são a evaporação e a co-precipitação, obtendo-se resíduos que logo são medidos num contador proporcional de fluxo contínuo ou em um detector de cintilação sólida. Destes, o método de evaporação é mais utilizado por ser simples, barato e relativamente rápido. Uma alternativa, baseia-se na evaporação total da amostra e medição por cintilação líquida (CFARKU, 2014). Ambas as técnicas atendem aos requisitos de análise de rotina e de pesquisa, mas sua aplicabilidade e limitações devem ser cuidadosamente levadas em consideração. No caso da técnica com contador proporcional, ainda que não seja um processo

complicado a preparação de fontes, as interferências presentes devem ser consideradas para obter resultados confiáveis (JOBÁGY, 2014).

Assim, a eficiência de contagem é afetada pela espessura mássica da fonte, a composição química dos resíduos e a energia das partículas (JOBÁGY, 2014). Fontes sólidas com espessura mássica acima de 25 mg.cm^{-2} são inadequadas para a medição de emissores alfa ao incrementar o fenômeno de auto absorção da radiação com efeitos negativos na eficiência de detecção (JOBÁGY, 2014). Outros fatores como a homogeneidade do resíduo sólido, a retenção de água, a quantidade e tipo de sais dissolvidos na amostra e o radionuclídeo escolhido para preparação das curvas de auto absorção, contribuem na incerteza dos resultados (JOBÁGY, 2014; MONTAÑA, 2012).

3.4.2 Espectrometria gama

A espectrometria gama é uma técnica analítica nuclear extremamente versátil e recomendada para a determinação qualitativa e quantitativa de radionuclídeos em amostras ambientais, geológicas e alimentares (KHAN, 2014). De acordo com Santos Júnior (2009), além da quantidade de informações obtidas em uma única análise, a técnica dispensa a utilização de métodos radioquímicos convencionais, e permite a realização de análises rápidas, multi-elementares e não destrutivas. O método consiste na interação da radiação gama dos radionuclídeos naturais ou artificiais presentes na amostra, a partir de efeitos como o Fotoelétrico, Compton e Formação de pares, com o detector. A espectrometria gama inclui um sistema eletrônico cuja função é recolher as cargas produzidas, medir essa quantidade e armazenar a informação produzida.

O sistema de espectrometria gama pode ser incluído em duas categorias básicas. A primeira inclui os detectores de cintilação em meio sólido de Iodeto de Sódio ativado com Tálcio – NaI(Tl), baseados na geração de fótons de luz resultante da interação dos raios γ emitidos da amostra com material cintilante, e medição dessa emissão de luz através do tubo fotomultiplicador. Na segunda categoria estão os detectores semicondutores de germânio hiperpuro (HPGe). O princípio de funcionamento está baseado na formação dos pares “elétron-buraco”, criados ao longo do caminho percorrido pelo elétron, quando salta da banda de valência para a banda de condução. Isso ocorre devido à interação da radiação com o material semicondutor, influenciado por um campo elétrico, formando, assim, o pulso que será detectado (KNOLL, 2010). Estes detectores têm maior resolução energética e ganharam amplo espaço em

estudos ambientais, especialmente quando é necessário medir amostras com misturas de radionuclídeos (SANTOS JÚNIOR, 2009).

3.4.2.1 Espectrometria gama de alta resolução

A espectrometria gama de alta resolução é uma técnica que se baseia na coleta e medida de cargas elétricas produzidas pela interação da radiação gama incidente sobre um cristal semicondutor de germânio de alta pureza, conhecido como High Purity Germanium ou simplesmente HPGe (KNOLL, 2010).

As vantagens do uso da espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro deve-se ao fato de possuir uma elevada resolução em energia (tempo de resolução de aproximadamente 10^{-8} s), produzindo picos estreitos e altos que podem elevar-se sobre o ruído estatístico do espectro contínuo (KNOLL, 2010). Outra característica importante é a sua linearidade de resposta em uma ampla faixa de energia. Apesar da limitação dos HPGe pela necessidade de resfriamento com nitrogênio líquido, sua maior resolução os tornam os detectores mais utilizados na análise por espectrometria gama. Por sua boa precisão e sensibilidade para análise de radionuclídeos em variadas matrizes, o método é amplamente utilizado na caracterização da qualidade radiológica de águas, visando seus limites para o consumo humano.

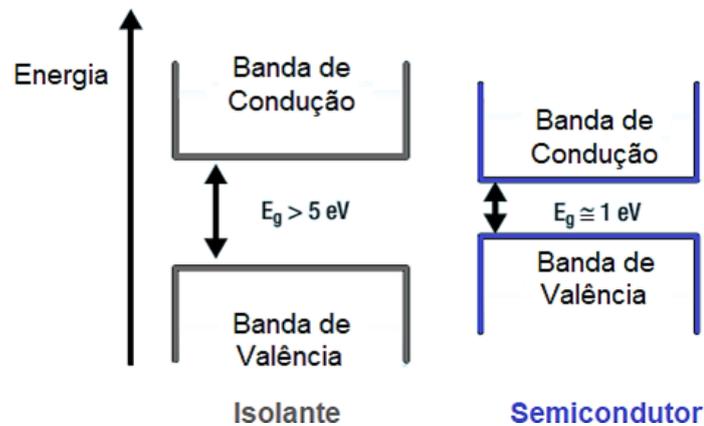
O mecanismo de funcionamento dos detectores semicondutores pode ser explicado a partir das propriedades elétricas dos sólidos. Num cristal, a interação entre os átomos provoca o alargamento dos níveis de energia das camadas exteriores, produzindo-se bandas de energia, que contêm certo número de elétrons. As bandas energéticas com maior energia e cheias de elétrons são chamadas de banda de valência, e as bandas de energia inferiores, que estão vazias, são conhecidas como banda de condução. Entre elas, há regiões proibidas (gap), onde não há elétrons. Para que ocorra a migração de elétrons no interior do material, eles devem ser capazes de se mover para a banda de condução (KNOLL, 2010).

Em isoladores, o gap entre a banda de valência (totalmente ocupada) e a banda de condução (completamente vazio) é alto, e nenhum campo elétrico ou aumento de temperatura pode fornecer energia suficiente para os elétrons na banda de valência cruzar o gap e alcançar a banda de condução. No entanto, em semicondutores, o gap é pequeno, e o aumento da temperatura, partículas carregadas incidentes ou campo elétrico aplicado podem transmitir energia suficiente aos elétrons para movê-los da banda de valência para a banda de condução. Quando um elétron se move da banda de valência para a banda de condução, um buraco é criado

em seu lugar na banda de valência. Os furos se comportam como partículas com carga positiva e contribuem para a condutividade geral do semicondutor (CANBERRA, 2008).

Nos materiais semicondutores a energia necessária para um elétron migrar através da banda proibida é de 1 eV. Este valor é semelhante ao obtido por excitação térmica, de modo que, sob condições normais, o semicondutor poderia apresentar condutividade limitada. O arrefecimento do material semicondutor reduz o número de elétrons na banda de condução, reduzindo a corrente de fundo (CANBERRA, 2008). O diagrama comparativo das estruturas das bandas em materiais isoladores e semicondutores é apresentado na Figura 8.

Figura 8 – Estrutura de bandas em semicondutores. E_g é a energia do gap

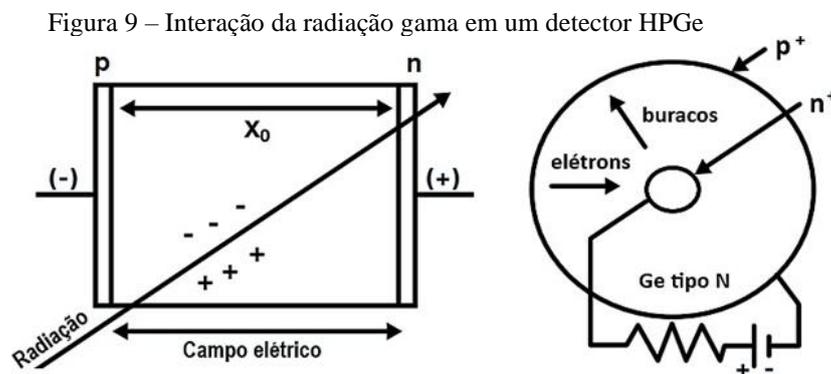


Fonte: Adaptado de Canberra (2015)

Na atualidade, detectores semicondutores construídos de silício (Si) e de germânio (Ge), são mais utilizados para medidas de raios gama (KNOLL, 2010). Neles uma característica importante é que o material semicondutor seja de pureza elevada, para evitar o aprisionamento dos elétrons e buracos durante a migração e deve ter coeficiente de absorção elevada para a radiação, de maneira que se possam produzir muitos pares elétron-buraco. Neste sentido, o germânio é o material que melhor preenche estes requisitos e, por conseguinte, o elemento semicondutor mais utilizado. Embora o silício também tenha boas propriedades, seu número atômico baixo torna útil apenas para a detecção de raios-X com baixa energia. Por suas características, o germânio é muito mais eficiente do que o silício para a detecção de radiação por ter um número atômico ($Z=32$) muito maior (Z do Si é 14); e menor energia média necessária para criar um par de elétrons-buracos (2,9 eV), quando comparado com os 3,6 eV do silício (CANBERRA, 2008).

Os detectores de germânio são diodos semicondutores com uma estrutura p- i-n (contato do tipo P, camada intrínseca e contato do tipo N), em que a região intrínseca (i) é sensível à

radiação ionizante, particularmente raios-x e raios gama. Sob polarização reversa, um campo elétrico se estende pela região intrínseca ou esgotada. Quando os fótons interagem com o material dentro do volume esgotado de um detector, portadores de carga (buracos e elétrons) são produzidos e varridos pelo campo elétrico para os eletrodos p e n. Essa carga, que é proporcional à energia depositada no detector pelo fóton que chega, é convertida em um pulso de tensão por um pré-amplificador sensível à carga integral. A Figura 9 mostra uma representação esquemática da interação da radiação com a área ativa de um detector semiconductor HPGe (CANBERRA, 2008).

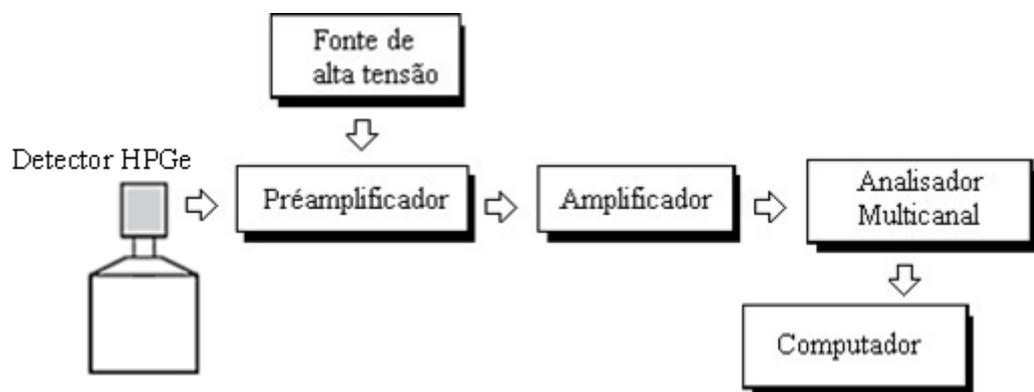


Fonte: Adaptado de Canberra (2015)

Legenda: Detector HPGe de junção p-i-n típico com polarização reversa (à esquerda).
Seção transversal de um detector coaxial do tipo n (direita).

Na Figura 10 pode ser visualizado um esquema simplificado do sistema de espectrometria gama de alta resolução, detalhando os seus componentes (Canberra, 2015).

Figura 10 – Diagrama simplificado de um sistema de espectrometria gama com HPGe



Fonte: AUTORA (2020).

Como o germânio tem um intervalo de banda relativamente baixo, esses detectores devem ser resfriados para reduzir a geração térmica de portadores de carga e assim reverter a corrente de fuga a um nível aceitável. Caso contrário, o ruído induzido pela corrente de fuga destrói a resolução de energia do detector. O nitrogênio líquido, que tem uma temperatura de 77K, tem sido tradicionalmente o meio de resfriamento para esses detectores.

Por meio de uma fonte de alta tensão, o campo elétrico é estabelecido no cristal de Ge, provocando a migração das cargas, que são coletadas pelo pré-amplificador. As cargas são transformadas em pulsos de tensão e a sua amplitude é aumentada no amplificador linear. No analisador multicanal, (MCA – Multi Channel Analyser), os pulsos são agrupados em intervalos, que forma um histograma correlacionando o número de pulsos com a energia da radiação incidente. Usando recursos computacionais e softwares adequados são obtidos os espectros gama, possibilitando assim, a identificação dos radionuclídeos e suas medidas.

Os parâmetros que definem o desempenho de um detector são a resolução em energia (R) e a eficiência de detecção (ε). O primeiro define a capacidade de discriminar radiações com valores de energia muito próximos e pode ser expressa pela Equação 1 de acordo com Knoll (2010). Nessa expressão R , representa a resolução em energia; $FWHM$, a medida da largura do fotópico à metade da altura máxima e E , a energia média do fotópico central.

$$R = \frac{\Delta E}{\Delta E_0} = \frac{FWHM}{E_0} \quad (1)$$

Para a quantificação dos radionuclídeos mediante a espectrometria gama, é necessário conhecer a eficiência de detecção para o fotópico de interesse (ε), conforme apresentado na Equação 2 (KNOLL, 2010). Essa eficiência representa a capacidade que o sistema de medidas tem de fazer a coleção total dos raios gama, apresentando desta forma uma considerável dependência da geometria de contagem e da energia (CALIN, 2011).

$$\varepsilon = \frac{N_{E_i}}{A \cdot I_\gamma \cdot T \cdot V} \quad (2)$$

Na Equação 2, N_{E_i} corresponde a área total líquida do fotópico de interesse; A representa a atividade específica corrigida do padrão utilizado; I_γ a probabilidade de emissão gama estabelecida para a energia do radionuclídeo em questão; t o tempo de contagem (em segundos) e V o volume da amostra.

A calibração da eficiência de um detector de germânio é normalmente realizada experimentalmente por meio de método relativo, no qual são utilizadas fontes de radiação com atividades conhecidas para se obter a eficiência, exatamente na mesma condição geométrica das medidas das amostras. Uma vez obtidos os valores das eficiências de detecção para cada energia de raio gama emitido pela fonte de calibração, é possível, através do ajuste de uma função, obter eficiências para outras energias não contempladas pela fonte de calibração (KERUR, 2012). É importante que as amostras e os materiais de referência utilizados para a calibração do espectrômetro sejam semelhantes quanto à composição química e densidade, bem como, a maneira que eles são finalmente embalados para medição, como tipo e dimensões dos recipientes (MÁDUAR, 2010).

3.4.3 Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado

Técnicas espectrométricas baseadas em plasma são amplamente utilizadas no campo da análise elementar atualmente. A instrumentação utilizada para estas técnicas evoluiu muito ao longo dos anos, principalmente devido ao desenvolvimento de componentes eletrônicos. A técnica de Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES, do inglês, Inductively Coupled Plasma- Optical Emission Spectrometry), possibilita uma ampla faixa de detecção e quantificação de diferentes elementos. Esta técnica utiliza uma fonte de plasma indutivo no equipamento com a função de atomizar e ionizar os elementos de uma amostra em estudo. (SMITH, 2015).

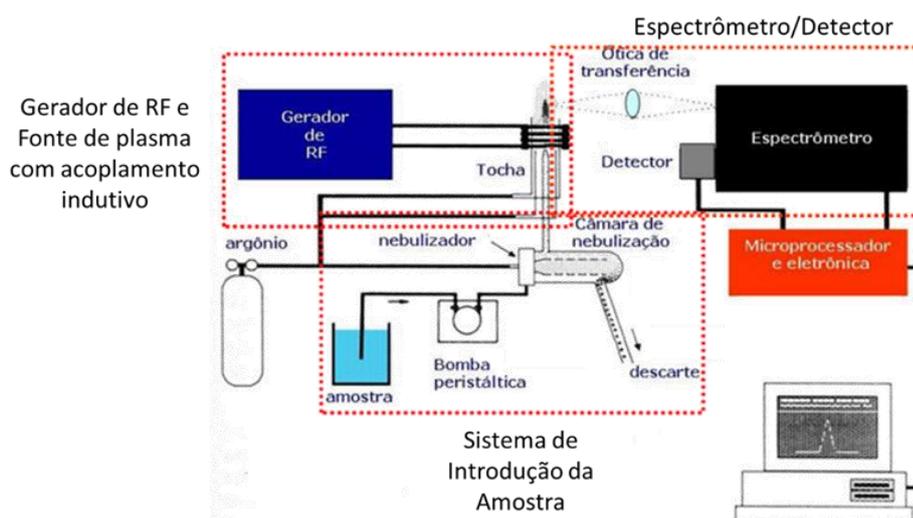
O ICP é amplamente empregado na determinação de traços de metais em amostras ambientais, como em águas potáveis, efluentes e poços artesianos, e, pode ser utilizada também na determinação de traços de metais em produtos de petróleo, em alimentos, em amostras geológicas, em materiais biológicos e no controle de qualidade industrial. De modo geral, apesar de ser relativamente caro para adquirir e operar, o ICP-OES, tem se tornado a fonte de emissão mais utilizada, devido a sua capacidade multielementar (até 73 elementos traços simultaneamente), quantificando a nível de $\mu\text{g.L}^{-1}$, sua alta estabilidade, baixo ruído, baixa intensidade de emissão de fundo e imunidade a muitos tipos de interferências. (SKOOG, 2006)

3.4.3.1 Princípios de funcionamento do IPC OES

Na Figura 11 é apresentado o esquema dos componentes de um espectrômetro ICP-OES. De modo geral, o princípio de funcionamento é: a amostra, na forma líquida, é transportada por

meio de uma bomba peristáltica até o sistema nebulizador onde é transformada em aerossol graças à ação do gás argônio. O referido aerossol é conduzido à zona de ionização, que consiste em um plasma gerado pela submissão de um fluxo de gás argônio à ação de um campo magnético oscilante induzido por uma corrente de alta frequência. No interior do plasma podem ser atingidas temperaturas de até 8.000 °C. Nessas condições, os átomos presentes na amostra ficam ionizados/excitados. Ao retornar ao estado fundamental, esses íons ou átomos excitados emitem radiação de comprimento de onda característico de cada elemento. Essa radiação passa por um sistema óptico que separa a radiação de acordo com seu comprimento de onda. A seguir, um detector mede a intensidade de cada uma das radiações, relacionando-a com a concentração de cada elemento da amostra.

Figura 11 – Diagrama simplificado do espectrômetro ICP-OES



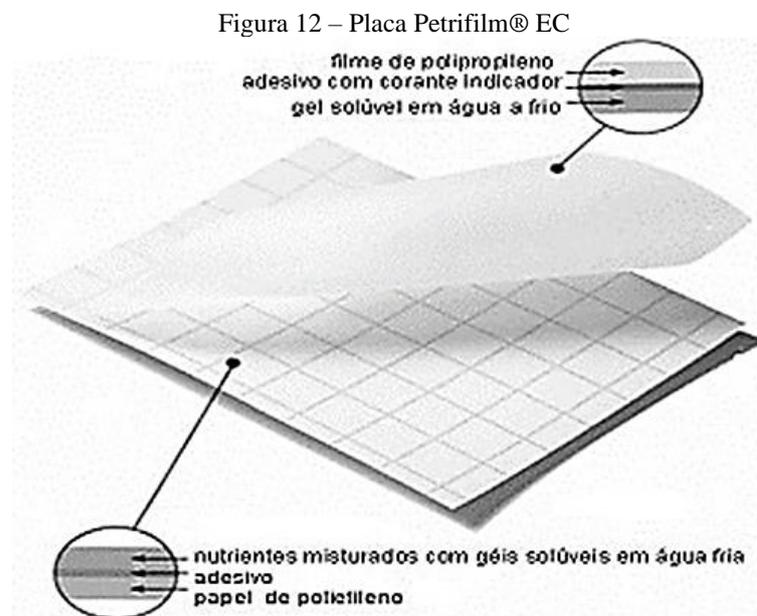
Fonte: AUTORA (2023).

3.4.4 Técnicas microbiológicas

A análise microbiológica da água é um aspecto importante para a determinação da qualidade adequada para consumo humano. Com esse objetivo, são utilizadas técnicas de análises específicas e sensíveis aos diversos micro-organismos indicadores de contaminação fecal (YAMAGUCHI, 2013). De forma geral, a análise microbiológica da água é utilizada para pesquisar a presença ou ausência de micro-organismos, para quantificar os mesmos presentes e para identificar e caracterizar diferentes espécies. Atualmente, os métodos laboratoriais usados para análises microbiológicas são divididos em convencionais e rápidos. Os métodos convencionais foram criados há muitos anos, são considerados mais trabalhosos, devido à

utilização de muito material, levam muito tempo para se obter os resultados além de possuir grande possibilidade de erros. Os métodos rápidos foram empregados a partir da década de 70, para minimizar as desvantagens dos métodos convencionais, reduzindo o tempo para a obtenção dos resultados, melhorar a produtividade laboratorial, aumentando a sensibilidade e especificidade (DANTAS, 2010). Os métodos convencionais frequentemente usados para enumeração dos coliformes são a Técnica de Múltiplos Tubos e a Técnica de Membrana Filtrante. O primeiro método é laborioso, exigindo grande quantidade de meios de cultura e vidrarias. A Técnica de Filtração em Membrana utiliza equipamento de custo elevado e não é indicado para águas com alto índices de turbidez, pois dificulta o processo de filtração.

Atualmente são usados métodos de análises rápido com “kit” prontos para caracterização de microrganismos nos quais se enquadram por exemplo, as placas Placa Petrifilm® EC para Contagem de E. Coli e coliformes (FORSYTHE, 2013). O sistema utiliza uma mistura desidratada de nutrientes (ágar vermelho violeta bile), agente gelificante (solúvel em água fria), um indicador de atividade glicuronidásica (5-bromo-4cloro-3- indolil- β - Dglicuronideo) e um indicador tetralógico para facilitar a enumeração das colônias sobre um filme. As placas são cobertas por uma película transparente protetora marcada por quadros de 1 cm². Na Figura 12 está representado o sistema de filme duplo que forma a placa Petrifilm® EC.



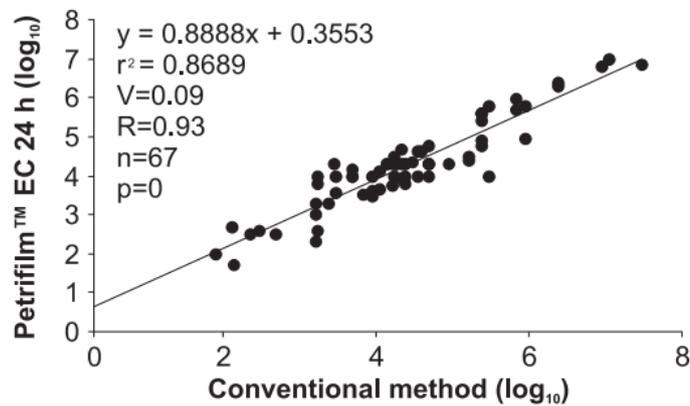
Fonte: Kleinheinz (2012)

Além das vantagens de facilitar o trabalho do microbiologista, os sistemas comerciais produzidos por empresas idôneas são submetidos a rigorosos testes de controle de qualidade, o

que garante sua confiabilidade e reprodutibilidade. Outras vantagens são também importantes: facilidade de estocagem, uso e descarte, assim como a fácil e rápida interpretação de resultados (FRANCO, 2005).

O uso das placas Petrifilm não é um método validado ainda pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, porém existem vários trabalhos onde são comparados os resultados obtidos com placas Petrifilm 3M e com técnicas convencionais como o método do Número Mais Provável (NMP). Nesse sentido, os resultados de Kleinheinz (2012), demonstram a sua eficiência na enumeração de coliformes totais e *E. Coli* em 145 amostras de água in natura. Na Figura 13 o autor mostra a boa correlação entre as duas metodologias.

Figura 13 – Comparação os resultados das técnicas EC Petrifilm® e NMP para amostras de água



Fonte: Kleinheinz (2012)

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área da pesquisa abrange nove (9) municípios no estado da Paraíba, localizados em zonas com valores anômalos de radionuclídeos primordiais. Esses locais apresentam diversas atividades de extração de minerais não radioativos e informações insuficientes em relação à qualidade das águas. De acordo com a classificação das áreas geográficas do IBGE (2017); seis (6) municípios: Salgadinho (Sg), Santa Luzia (SL), São José de Espinhara (SJE), São José do Sabugi (SJS), São Mamede (SM) e Várzea (Vz) estão localizados na Região Geográfica Imediata de Patos. Por sua vez, os municípios de Junco do Seridó (JS), Pocinhos (Pc) e Taperoá (Tp) se encontram situados na Região Geográfica Imediata de Campina Grande (IBGE, 2017). Informações detalhadas sobre a descrição demográfica relacionadas aos municípios citados são indicadas na Tabela 2. Para o presente estudo, foram coletadas amostras em 25 pontos, cuja distribuição por município é mostrada na Figura 14.

Tabela 2 – Descrição demográfica dos municípios da área estudada

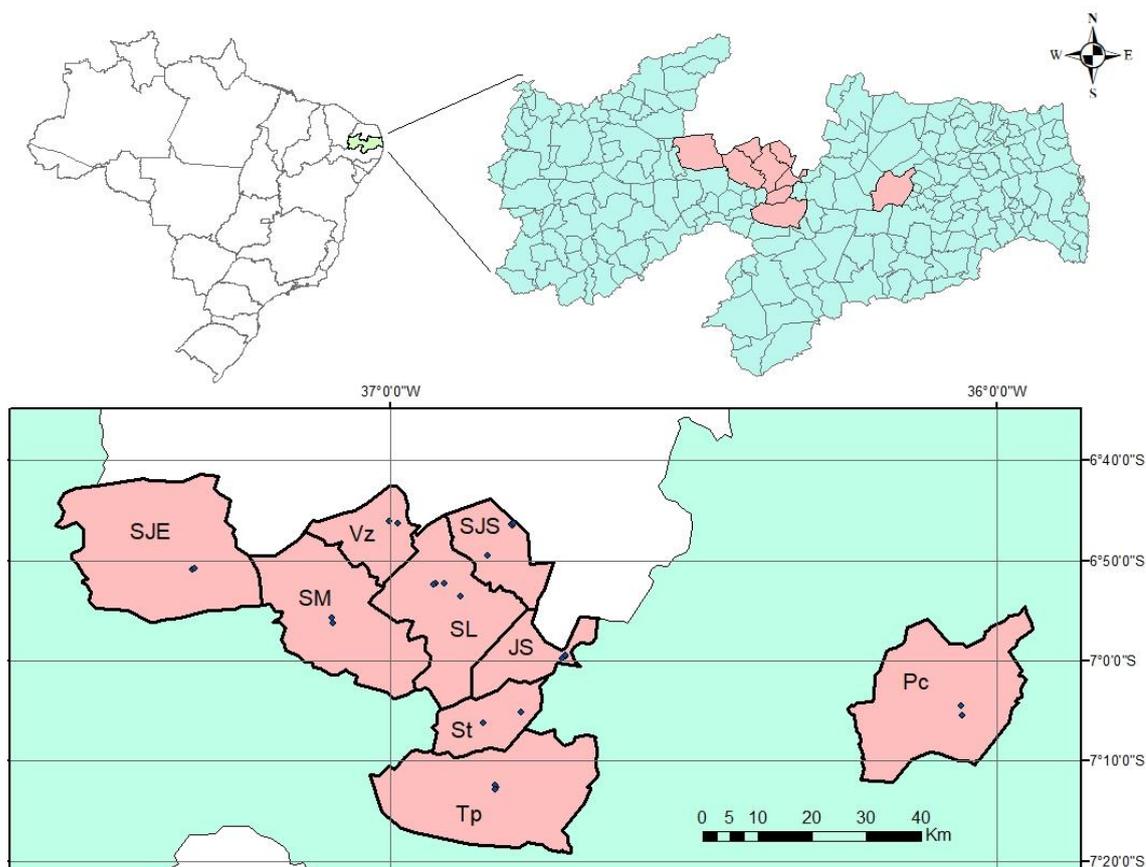
Município	Área Territorial ¹ [km ²]	População Residente ² Total [hab.]	Situação Domiciliar ²			
			Urbana	%	Rural	%
Junco de Seridó	180,425	7.238	4.760	65,76	2478	34,24
Pocinhos	632,937	18.844	10.643	56,47	8.205	43,53
Salgadinho	179,009	3.975	1.363	34,29	2.612	65,71
Santa Luzia	440,766	15.470	14.167	91,58	1.303	8,42
São José de Espinharas	726,757	4.631	1.573	33,97	3.058	66,03
São José do Sabugi	213,555	4.153	2.671	64,31	1.482	35,69
São Mamede	533,446	7.682	5.878	76,52	1.804	23,48
Taperoá	628,365	15.505	9.280	58,85	6.225	40,15
Várzea	191,282	2.870	2.103	73,28	767	26,72

1 Fonte: Área territorial brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

2 Fonte: <https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento>
Fonte: AUTORA (2023)

Como indicado na tabela acima, mais de 55% da população vive em áreas urbanas para a maioria dos municípios, com exceção de Salgadinho e São José de Espinharas, onde a população rural é superior a 65%.

Figura 14 – Distribuição dos pontos de amostragem na área de estudo



Fonte: AUTORA (2023)

4.1.1 Caracterização da área de estudo

A área encontra-se inserida no Polígono das Secas. Possui clima Bsh-Tropical, quente, semiárido com chuvas de verão. Segundo a divisão do Estado da Paraíba, em regiões bioclimáticas a região enquadra-se no clima 2b-Sub-desértico de tendência tropical, com 9 a 11 meses secos. Os índices de precipitação são baixos, com média anual de 500 mm e distribuição irregular. A temperatura média anual é 27°C, variando entre 18 e 33°C, sendo a umidade relativa em torno de 64% (CPRM; 2005; FRANCISCO, 2017).

Segundo o Plano Nacional de Combate à Desertificação - PNCD, que define desertificação como a degradação da terra nas zonas áridas, semiáridas e sub-úmidas secas, resultantes de fatores diversos tais como, as variações climáticas e as atividades humanas, os municípios estão inseridos em uma área susceptível à desertificação em categoria muito grave. O clima semiárido condiciona a paisagem da área, com uma vegetação caracterizada pela presença da caatinga que pode ser do tipo arbóreo, com espécies como a baraúna ou arbustivo, representado entre outras espécies pelo xique-xique (DIMITZ, 2014).

A região apresenta alta variabilidade e diversidade de solos, sendo das classes dos Neossolos Litólicos, Luvisolos Crômicos, Argissolos Vermelhos, Vertissolos Háplicos, Planossolos Nátricos e Háplicos, Neossolos Regolíticos, Ambissolos Háplicos, Neossolos Flúvicos e até Plintossolos Pétricos (NUNES, 2016). Os Neossolos Litólicos são os solos mais representativos, caracterizados como sendo rasos, porém, a maioria apresenta caráter eutrófico associado à alta atividade da fração argila, textura areno-argilosa com fase pedregosa e rochosa, além de serem bastante suscetíveis a processos erosivos (EMBRAPA, 2013). Em termos de geologia, os municípios estão inseridos na Província Borborema. Na área predomina o embasamento cristalino composto por rochas de idades pré-cambrianas a cambrianas. Caracteriza-se por uma ampla variedade de tipos rochosos, com destaque para: granitos, granodioritos, dioritos, gnaisses, ortognaisses, tonalítico-granodioríticos, migmatitos e biotitas-xisto (CPRM, 2005).

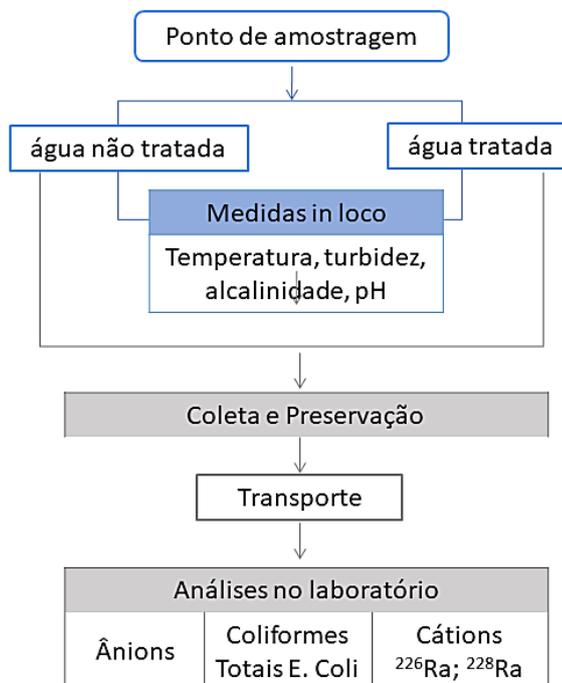
Quanto aos recursos hídricos, os municípios estão inseridos nos domínios das bacias hidrográficas dos Rios Paraíba, Piranhas e sub-bacias dos rios Taperoá, Espinharas e Seridó. Pelas condições climáticas extremas, os cursos de água na área possuem um regime intermitente e um padrão de drenagem do tipo dendrítico. Em relação às águas superficiais, a região apresenta uma baixa potencialidade hídrica, sendo os seus principais afluentes represados, para garantir o armazenamento das águas e uma melhor gestão desses recursos durante os períodos de estiagem. Desse modo, destacam por municípios, os açudes: Dos Tanques em Salgadinho; São Domingos, Público de Santa Luzia e Albino em Santa Luzia; São Mamede e Cascavel em São Mamede; Costa Ramalho e da Quixaba no município Várzea. Outros corpos de água são as lagoas João Alves, Patos, Viração, Caraiqueira e Da Onça. Por sua vez, as águas subterrâneas estão totalmente inseridas em um aquífero cristalino de distribuição muito variável, com porosidade secundária, representada pela presença de fraturas e fissuras nas rochas. Sua baixa recarga se deve à infiltração de água por meio de fissuras, o que influencia diretamente na redução da vazão dos poços na região (ANA, 2012). As principais atividades econômicas são a agropecuária, extrativismo, mineração, indústria de transformação e comércio.

4.2 AMOSTRAGEM

As amostras de água foram coletadas diretamente nas fontes de abastecimento público, sendo 15 amostras de águas com tratamento prévio (identificadas como tratadas com a letra T) e 10 amostras de água sem tratamento, provenientes de poços da região (identificadas como não

tratadas com a letra P), seguindo o esquema da Figura 15. As amostras foram identificadas adequadamente, registrando informações relacionadas com as suas características.

Figura 15 – Fluxograma indicando as etapas da amostragem



Fonte: AUTORA (2023)

4.2.1 Preparação e coleta das amostras

Os recipientes para a coleta foram lavados conforme procedimento estabelecido no Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE. Para os recipientes dos cátions e radionuclídeos, o procedimento incluiu a lavagem com detergente neutro e enxague com água potável e água destilada. Posteriormente, o material foi enxaguado com solução aquosa de ácido nítrico $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e finalmente com água destilada e deionizada. No caso dos ânions, a lavagem foi feita com água destilada.

Para todas as amostras, antes de cada coleta, a água dos canos foi purgada durante 10 minutos, com o objetivo de remover a água estagnada e obter uma amostra representativa. No momento da coleta, os recipientes foram ambientados, com enxagues em triplicata utilizando a própria amostra. Em todos os casos, as quantidades coletadas foram suficientes para a execução dos testes no laboratório. Ao mesmo tempo, foram realizadas medições "in loco" para os parâmetros: temperatura, pH, turbidez e alcalinidade.

Os procedimentos de coleta para obter amostras adequadas para cada variável analisada: parâmetros físico-químicos, parâmetros microbiológicos, cátions majoritários, elementos traços, isótopos de rádio (^{226}Ra , ^{228}Ra) e ânions são descritos a continuação.

4.2.1.1 Isótopos de rádio (^{226}Ra , ^{228}Ra), cátions majoritários, elementos traços e ânions

A coleta das amostras foi feita em paralelo às análises in loco. Em recipiente de polietileno com capacidade de 10L foram coletadas as amostras para a determinação dos radioisótopos de rádio e dos metais. Para garantir a preservação das amostras e evitar perdas por precipitação ou adsorção nas paredes dos recipientes, as amostras foram acidificadas no local da coleta até um valor de pH menor que 2, adicionando ácido nítrico concentrado, a razão de 3mL de ácido por litro de amostra (PARRON, 2011).

Para a determinação dos ânions sulfatos, nitratos, nitritos e cloretos, foi coletado 1L de água num recipiente de polietileno, sendo armazenadas a 4°C, sem a adição de agente conservante. Após a coleta, os recipientes com as amostras foram trasladados até o LARCA e colocados na geladeira até as análises.

4.2.1.2 Parâmetros microbiológicos

Todo o material para a coleta das amostras de água foi usado em condição estéril. Para a amostragem foram utilizados sacos de polietileno de 100mL contendo tiosulfato de sódio a 10%, sendo seguidas as normas estabelecidas no Manual Prático de Análise de Água da FUNASA (FUNASA, 2013). Antes da coleta da amostra de água foi realizada uma assepsia da torneira ou bica com álcool 70%. Os recipientes foram preenchidos até aproximadamente $\frac{3}{4}$ do seu volume, para garantir o processo de homogeneização. As amostras coletadas foram transportadas sob refrigeração (2°C - 8°C) evitando congelamento. As amostras foram analisadas respeitando o tempo máximo de 24 horas após a coleta (FUNASA, 2013).

4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

4.3.1 Medidas in loco

Para aferir o pH foi utilizado um medidor portátil (marca: QUIMIS, modelo: Q400HM) O equipamento inclui um sensor de temperatura encapsulado em aço inox para fazer a

compensação automática, o que permite também o registro da temperatura da água numa faixa de 0 a 100°C. A precisão do equipamento é de $\pm 0,2^\circ\text{C}$ para a medida da temperatura e de $\pm 0,02$ para o pH. O instrumento foi calibrado cada dia, antes de começar a jornada, com três soluções tampão de referência com pH 4,01; 6,86 e 9,18.

A análise de turbidez foi feita pelo método nefelométrico (luz espalhada pela amostra em suspensão) por meio de um turbidímetro portátil da marca ALFAKIT. O equipamento registra leituras numa faixa de 0 a 1000 NTU, com resolução de 0,01 NTU. Antes das medidas, o turbidímetro foi ajustado a zero usando uma amostra de água ultrafiltrada (0,45 micras) e verificada a calibração com uma solução padrão de 210 NTU, de acordo com as instruções do fabricante.

A análise da alcalinidade foi realizada em triplicata, segundo os procedimentos do Standard Methods for Water and Wastewater - SMWW: Método 2320B, (SMWW, 2017). Para isso, 50 mL de água foram titulados com HCl diluído ($0,02 \text{ mol.L}^{-1}$) utilizando indicadores ácido-base (fenolftaleína, verde bromocresol e vermelho de metila), para determinar o ponto de equivalência da reação.

4.3.2 Medições no laboratório

4.3.2.1 Determinação dos cátions majoritários

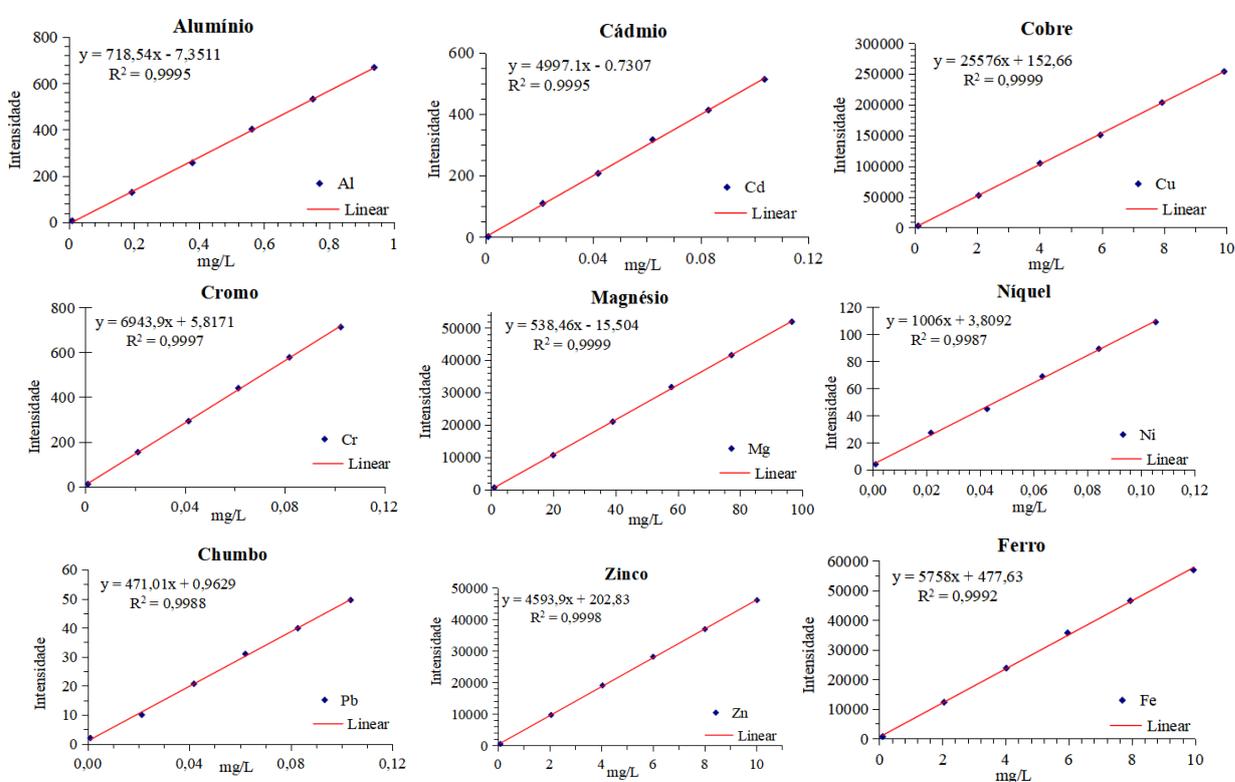
As determinações de Na, K, e Ca foram feitas no Laboratório de Biomassa do Departamento de Energia Nuclear da UFPE, utilizando a técnica de Fotometria de Chama. As amostras foram analisadas diretamente no fotômetro de chama DG 63, da marca DIGIMED. O ajuste inicial do instrumento foi realizado segundo especificações do fabricante. Foram selecionados os comprimentos de onda de 589 nm, 766,5 nm e 566 nm para íons Na, K e Ca, respectivamente.

Foi feita a calibração automática do equipamento com um branco e soluções padrões (abrangendo a faixa de 1 até 20 mg.L^{-1}), para cada elemento. As amostras, previamente filtradas, foram medidas nas mesmas condições que os padrões de calibração. Durante as medidas, os padrões e amostras foram sugados para a chama por tempo suficiente para lograr estabilidade na leitura da intensidade de emissão.

4.3.2.2 Determinação dos cátions minoritários e traços

A quantificação dos elementos traço e minoritários foi realizada por Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado. Foi usado um ICP-OES Agilent 720 com sistema ópticos sequencial e visualização axial do plasma. Curvas de calibração foram elaboradas a partir de soluções padronizadas e certificadas dos elementos a estudar. A Figura 16 mostra as curvas de calibração obtidas para os metais analisados. A medição de brancos e amostras foi realizada nas mesmas condições utilizadas para as soluções da curva de calibração.

Figura 16 – Curva de calibração usadas nas medidas por Espectroscopia de emissão óptica



Fonte: AUTORA (2023)

4.3.2.3 Determinação dos ânions

Para a determinação dos ânions sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) e cloretos (Cl^-), as amostras de águas foram analisadas no Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA), no Departamento de Energia Nuclear. A técnica usada foi a Análise por Injeção em Fluxo (FIA pelas siglas em inglês) seguindo as metodologias descritas

pele fabricante. Em todos os casos, a quantificação é baseada no método da curva de calibração, usando padrões com concentrações adequadas a cada ânion (Figuras 17, 18 e 19).

Figura 17 – Curva de calibração para as medidas de nitrato por FIA

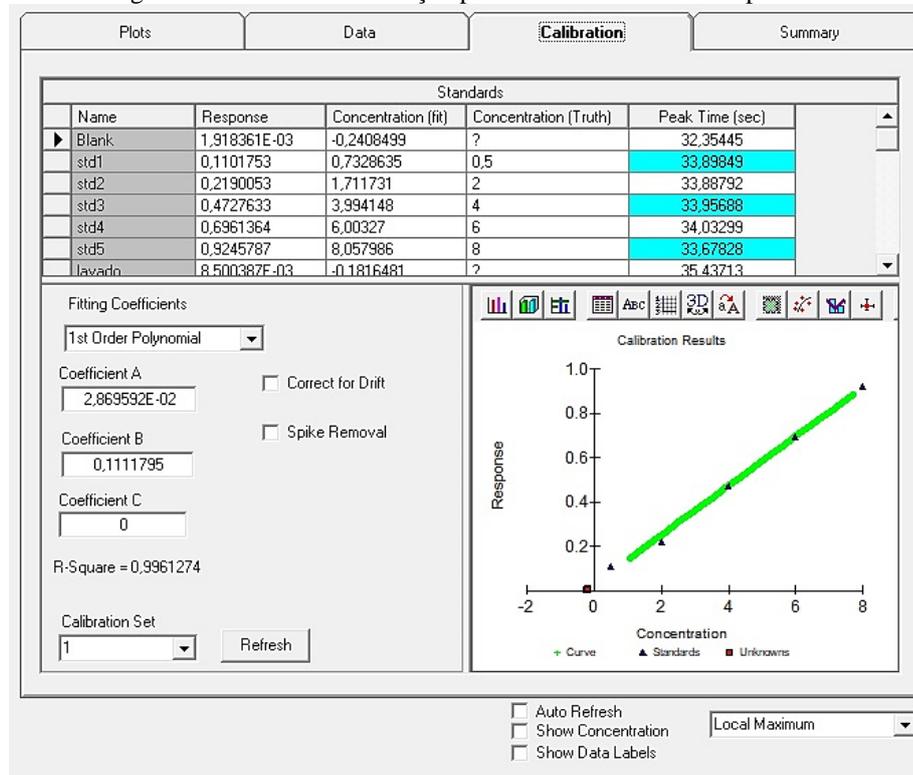


Figura 18 – Curva de calibração para as medidas de nitrito por FIA

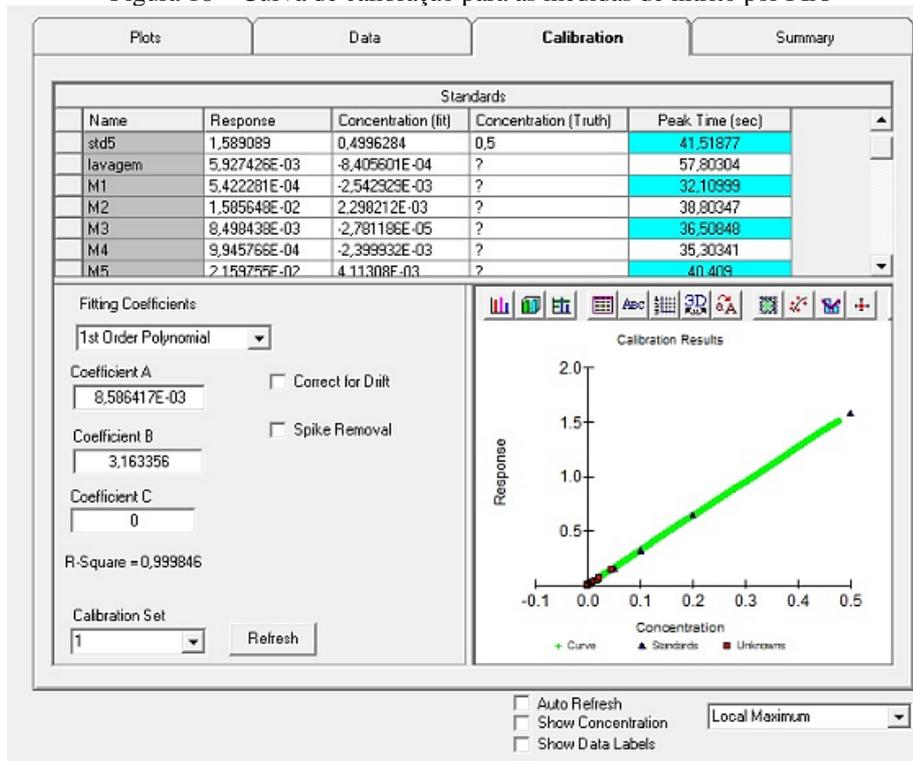
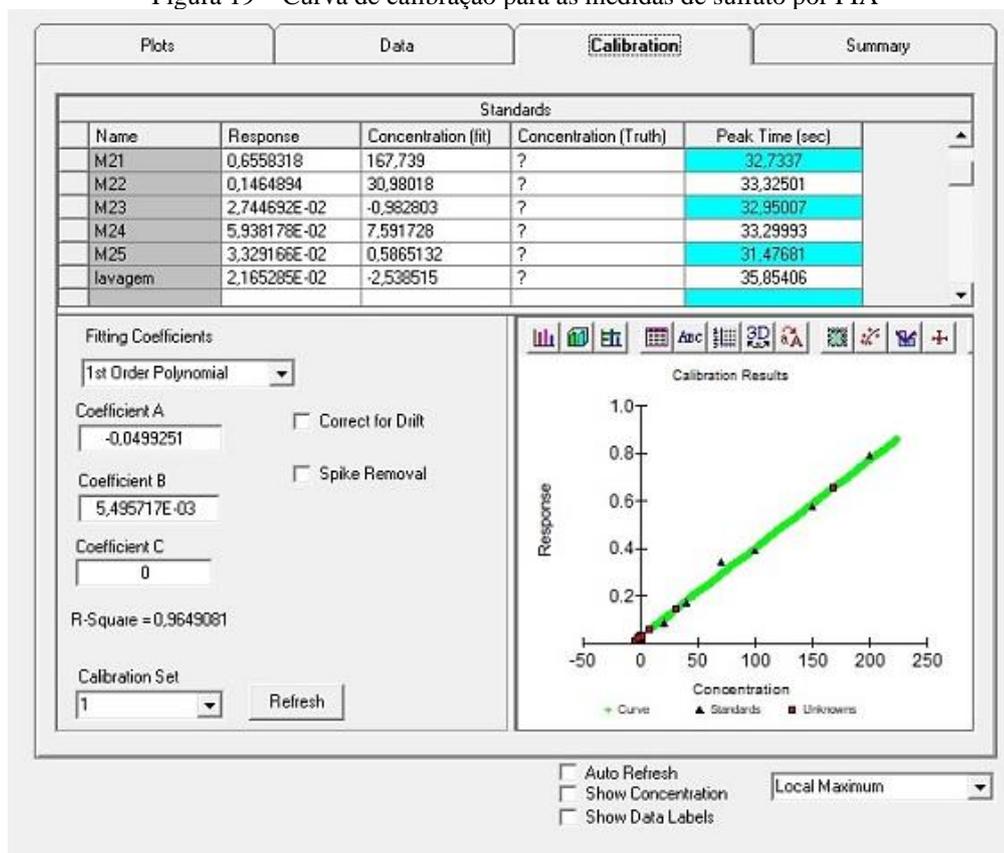


Figura 19 – Curva de calibração para as medidas de sulfato por FIA



Fonte: AUTORA (2023)

O sistema de medidas, FIALab-2500 da marca FIA Lab Instrument, inclui amostrador automático, bomba peristáltica multicanal, válvula e detector espectrofotométrico, sendo controlados pelo software FIALab para Windows 5.0, que também realiza a aquisição e processamento dos dados.

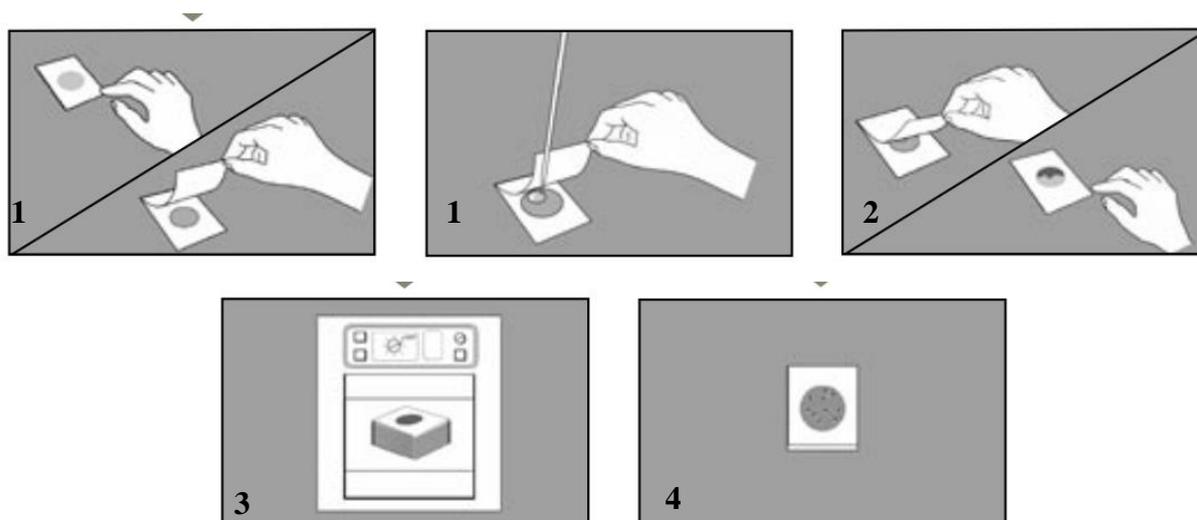
A determinação de sulfato baseia-se na formação de BaSO_4 insolúvel e medição do efeito de dispersão da luz produzido pelo precipitado em suspensão. O nitrito é medido a partir do composto de coloração roxa, fortemente colorido, com absorção máxima a 540 nm, formado pela reação do ânion com sulfanilamida e 1-naftiletilendiamina. Para o nitrato também é possível utilizar a reação indicada para o nitrito, mas antes deve ser reduzido a nitrito, passando a amostra através de uma coluna preenchida com o metal cádmio. Porém, o resultado desse ensaio é a soma de nitritos e nitratos, sendo preciso subtrair a concentração de nitrito medida na amostra.

Foi utilizado o procedimento do SMWW - Method 4500-C1- B (SMWW, 2017) para a quantificação de cloretos, com base na titulação dos íons com nitrato de prata, utilizando cromato de potássio como indicador do ponto final da reação.

4.4 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

Placas 3M™ Petrifilm™ para Contagem de *E.Coli* e coliformes totais (EC e CT) em duplicata foram inoculadas com 1mL de amostra, conforme recomendação do fabricante. O esquema do procedimento é apresentado na Figura 20 (KLEINHEINZ, 2012).

Figura 20 – Procedimento de inoculação em Placa de Petrifilm ® EC



Fonte: Kleinheinz (2012)

Para a semeadura nas placas, suspendeu-se o filme superior do Petrifilm™ e alíquotas de 1mL das amostras de água in natura foram depositadas, com lentidão e cuidado, no centro do filme inferior das placas codificadas (1). O filme superior foi deixado cair sobre a amostra, evitando o aprisionamento de bolhas de ar (2). Após a aplicação, as placas Petrifilm™ foram mantidas em repouso, por pelo menos 1 minuto para a solidificação do gel. Então, as placas foram acondicionadas em câmara úmida, na posição horizontal e em pilhas de até 20 unidades, sendo incubadas na temperatura e tempo indicados pelo fabricante (3). Neste caso foi utilizado o Método NMKL (147.1993). Nessa metodologia, para a determinação dos coliformes totais as amostras foram incubadas por $24h \pm 2h$ a $37^{\circ}C$. Já no caso de *E. coli* a incubação foi feita por $48h \pm 2h$ também a $37^{\circ}C$. Finalmente, as Placas Petrifilm foram contadas com auxílio de lupa com luz (4).

4.5 ANÁLISES RADIOMÉTRICAS

A caracterização radiométrica foi realizada no Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE. A instalação apresenta sistemas de espectrometria gama, incluindo detector de germânio e detector de iodeto de sódio, que permitem identificar e quantificar emissores gama.

4.5.1 Determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra

A determinação dos isótopos de rádio utilizou uma metodologia que combina a co-precipitação de rádio com bário, após a formação do precipitado com ânions sulfato, e medidas feitas por espectrometria gama de alta resolução num detector de germânio hiperpuro (SMWW, 2017).

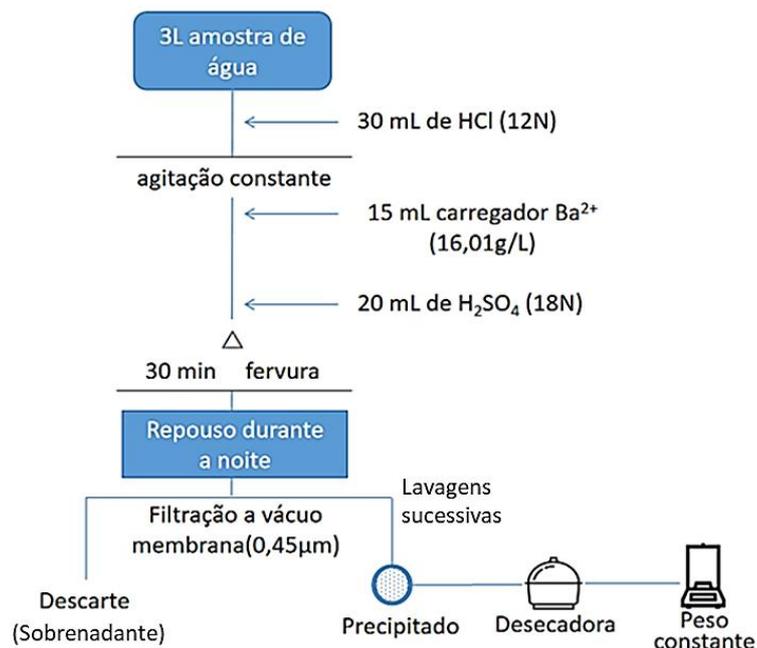
4.5.1.1 Processamento das amostras de água

Considerando as baixas concentrações de rádio em águas naturais e relativa baixa eficiência de detecção do detector de HPGe-Be, deve-se trabalhar com grandes volumes de amostra e realizar a separação e concentração dos radioisótopos, de modo que, seja possível a medida do nível de concentração do analito. Neste sentido, para as análises de cada amostra, foram utilizados 3L de água, retirados do recipiente de coleta. A metodologia de análise aplicada baseia-se no método de co-precipitação com bário estável (usando uma solução de BaCl_2). Um fluxograma do processo é mostrado na Figura 21.

Para o volume inicial de água foram adicionados 30 mL de HCl 12N, sendo a solução mantida sob agitação constante com o uso de um agitador magnético durante todo o procedimento, em seguida foram adicionados 15 mL de uma solução carreadora de Ba^{2+} de 9 mg.L^{-1} com aquecimento até fervura. Na sequência, foram adicionados lentamente 20 mL de ácido sulfúrico 18N para precipitar o sulfato de Ba(Ra). Finalizada a adição, a solução com o precipitado foi mantida em aquecimento e agitação durante meia hora. Após esse tempo, a solução permaneceu em repouso durante a noite, permitindo assim, a maturação do precipitado e a sua acumulação no fundo do recipiente. Mediante filtração ao vácuo, foi feita a separação do precipitado usando um filtro de membrana de $0,45\mu\text{m}$ previamente pesado, para determinação do rendimento químico. Logo, o precipitado de sulfato de bário presente no filtro foi lavado

várias vezes para garantir maior recuperação do precipitado. O filtro contendo o precipitado foi mantido em dessecador até atingir a temperatura ambiente e peso constante.

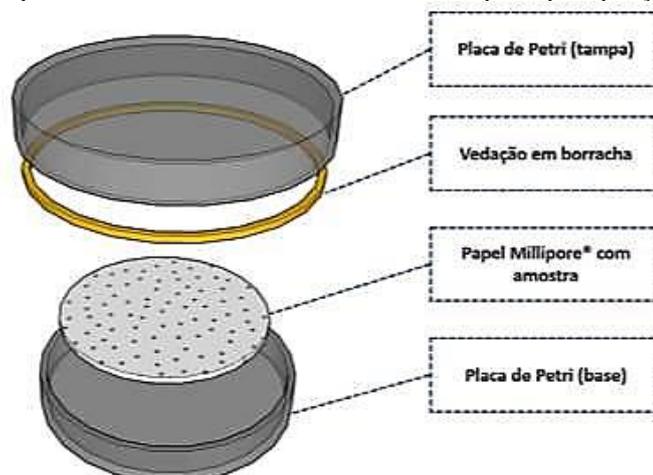
Figura 21 – Fluxograma do procedimento de precipitação do rádio



Fonte: AUTORA (2023)

A partir dos dados de massa do precipitado, foi calculado o rendimento químico das amostras. Após seco, o filtro foi transferido para uma placa de Petri de vidro conforme apresentado na Figura 22. As placas base e tampa foram unidas com borracha de vedação e cola para reter o ²²²Rn dentro do sistema e assim atingir o equilíbrio secular entre os isótopos do Ra e seus descendentes. A mesma geometria foi padronizada para a medição de amostras e padrões.

Figura 22 – Esquema do acondicionamento das amostras após a precipitação na placa Petri

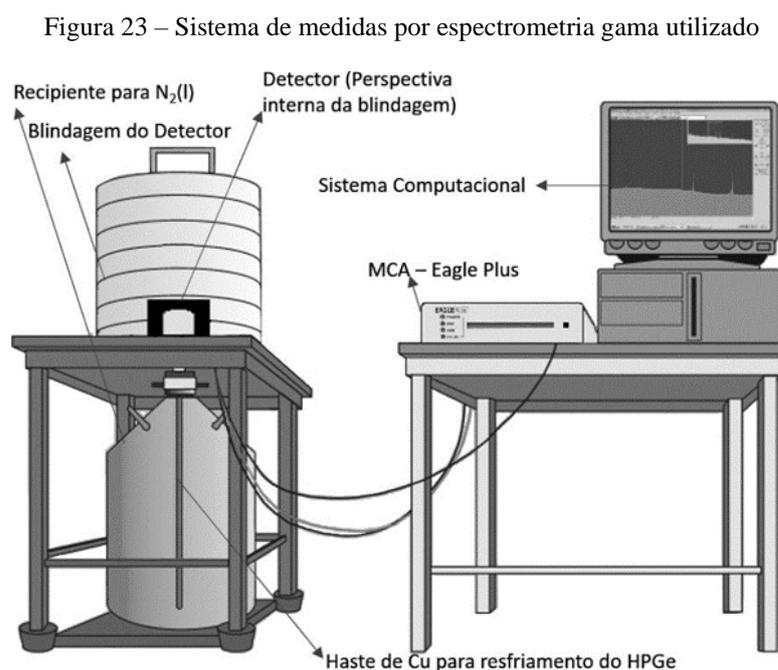


Fonte: Oliveira (2023)

4.5.1.2 Calibração do sistema espectrométrico de medição dos precipitados

O sistema de medidas utilizado é composto por um detector com janela de berílio (HPGe- Be), marca Canberra®, modelo GX2518, cilíndrico coaxial, de 4,54 cm de diâmetro externo e volume ativo de 41,1 cm³. Para minimizar a interferência da radiação de fundo, o detector encontra-se envolvido por uma blindagem de chumbo (Pb) com 6,5 cm de espessura e aproximadamente 600 kg, com superfície interna delgada constituída de cádmio e zinco (Cd e Zn). O HPGe-Be, apresenta resolução em energia de 1,8 keV para a energia 1.332 keV do ⁶⁰Co e eficiência nominal de 25%, sendo refrigerado usando nitrogênio líquido. O sistema está acoplado a um analisador multicanal (MCA) Eagle Plus com 4.096 canais e a tensão do pré-amplificador ajustada em 3 kV, conforme especificação do fabricante. Para a recopilção e processamento de dados foi utilizado o programa computacional Genie-2k® da Canberra®. O arranjo experimental é ilustrado na Figura 23.

A calibração em energia foi realizada conforme indicado no TECDOC 619 (IAEA, 1991), documento técnico da Agência Internacional de Energia Atômica. Foram utilizadas fontes padrão pontuais e seladas de ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, e ⁶⁰Co, pertencentes ao Laboratório de Metrologia de Radiações Ionizantes (LMRI) e certificadas pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD) e pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA). As fontes foram escolhidas por apresentarem fotopicos bem definidos na faixa de energia entre 59,54 keV a 1.332,50 keV. Informações relativas a essas fontes são detalhadas na Tabela 3.



Fonte: http://www-np.ucy.ac.cy/radio_isotopes/wwwgr/gamma/ 2020.

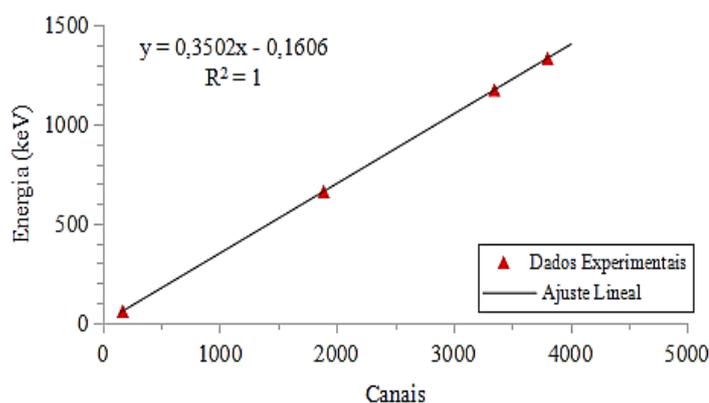
Tabela 3 – Dados das fontes utilizadas na calibração em energia

Fonte Padrão	T _{1/2} (anos)	E (keV)	Probabilidade de Emissão (%)
⁶⁰ Co	5,27	1.173,24	99,86
		1.332,50	99,98
¹³⁷ Cs	30,2	661,66	85,10
²⁴¹ Am	432,2	59,54	36,00

Fonte: TECDOC-619 - IAEA (1991)

O procedimento de calibração energética teve como objetivo a obtenção da função linear de correlação entre os canais e as energias dos emissores gama medidos como mostrado na Figura 24.

Figura 24 – Calibração em energia para o sistema de medidas



Fonte: AUTORA (2023)

Para a determinação da eficiência, foram utilizadas soluções com concentrações conhecidas de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra, as quais, foram gotejadas sobre os filtros de membrana de 0,45µm, e colocadas em placas Petri. As atividades dos padrões foram corrigidas para a data do ensaio, de acordo com a Lei de desintegração radiativa. Informações relativas aos padrões são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Características das soluções padrão usadas para o cálculo da eficiência.

Radionuclídeo	T _{1/2} (anos)	Atividade (kBq.L ⁻¹)	Data
²²⁶ Ra	1.600	43,8	06/04/2009
²²⁸ Ra	5,75	84,3	07/03/2007

Fonte: AUTORA (2023)

De acordo com o SMWW (2017), para a determinação tanto da eficiência como das atividades do Ra, são utilizadas as energias dos descendentes ²¹⁴Pb e ²¹⁴Bi para o ²²⁶Ra e do

^{228}Ac no caso do ^{228}Ra , considerando sempre que seja cumprida a condição de equilíbrio radioativo. A Tabela 5 descreve as emissões gama dos radionuclídeos usados na determinação dos isótopos de rádio.

Tabela 5 – Emissões gama características usadas na determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra

Isótopo	Produto de decaimento	Energia (keV)	Probabilidade de emissão (%)
^{226}Ra	^{214}Pb	351,9	35,4
	^{214}Bi	609,3	45,44
^{228}Ra	^{228}Ac	911,1	25,8
		968,4	15,8

Fonte: AUTORA (2023)

4.5.1.3 Medição dos precipitados e quantificação

As leituras radiométricas foram realizadas após 30 dias (tempo necessário para que o ^{226}Ra e ^{228}Ra estejam em equilíbrio secular com seus descendentes emissores gama), em um detector semicondutor HPGe-Be. O tempo de contagem para cada amostra foi de 172.800 s.

A atividade (A) das amostras, em $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, foi calculada a partir da Equação 3,

$$A = \frac{N}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot t \cdot V \cdot R} \quad (3)$$

Onde A é a atividade em $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$; N é determinada pela subtração da contagem bruta pelo background; ε é a eficiência; γ a probabilidade de emissão gama; t o tempo de contagem da amostra e V , o volume de amostra utilizado e R o rendimento químico.

A incerteza de contagem (σ_A) para os emissores gama foi calculada por meio da Equação 4, para um nível de confiabilidade de 95%, segundo Standard Methods (SMWW, 2017).

$$\sigma_A = 1,96 \cdot \frac{\sqrt{N + 2N_{BG}}}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot t \cdot V \cdot R} \quad (4)$$

Por sua vez, o limite de detecção (LD) foi definido de acordo com Currie (1968), conforme Equação 5 e a atividade mínima detectável (AMD) foi obtida segundo a Equação 6, sendo N_{Bg} o número de contagens para o espectro do background.

$$LD = 2,71 + 4,66\sqrt{N_{BG}} \quad (5)$$

$$AMD = \frac{LD}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot t \cdot V} \quad (6)$$

4.6 CÁLCULO DA DOSE EFETIVA

Para avaliar os efeitos na saúde humana, decorrentes da exposição à radiação emitida pelos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , foi calculada a dose efetiva decorrente da ingestão de água contendo esses radioelementos, a partir da Equação 7.

$$H = \sum C_i \cdot I_i \cdot FCD_i \quad (7)$$

Sendo H a dose efetiva ($\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$), C_i a concentração de atividade de cada radionuclídeo na amostra de água ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$); I_i a taxa de ingestão de água por faixa etária ($\text{L}\cdot\text{a}^{-1}$) e FCD_i o fator de conversão de dose para o radionuclídeo por faixa etária ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$). Os valores FCD_i por faixa etária (<1 ano, 1 ano, 10 anos e adultos), para os radionuclídeos considerados, foram obtidos do reporte ICRP-123 (2013). Para o valor de I_i , correspondente a cada faixa etária, foram atendidas as recomendações de WHO (2011): $0,75 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ para < 1 ano; $1,0 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ para 1 ano; $1,5 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ para 1 a 10 anos e $2,0 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ para adultos.

4.7 DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA

Para a avaliação do índice da qualidade da água foi aplicado o índice CCME WQI (Water Quality Index) de Canadá. Sua formulação é descrita em detalhes no Canadian Water Quality Index 1.0 – Technical Report (CCME; 2003). O índice CCME – WQI apresenta estruturas de cálculo que permitem uma avaliação mais ampla e abrangente da qualidade da água, uma vez que consideram a variação no tempo e no espaço e permitem a comparação dos parâmetros que o conformam com a regulamentação em vigor de acordo com o uso avaliado. Isso favorece a avaliação de fontes com grandes variações de qualidade ao longo do tempo e facilita sua aplicação às normas particulares de uma região ou país. A formulação para o cálculo do Índice (Equações 8-13) sé apresentada na Tabela 6, sendo que o Índice é derivado a partir de três fatores.

Tabela 6 – Fatores a determinar para o cálculo do índice CCME WQI

Fator	Descrição e Equação
F1 (alvo)	Representa a porcentagem de parâmetros que não atendem à norma (“parâmetros reprovados”), pelo menos uma vez no período em análise, em relação ao número total de parâmetros escolhidos $F_1 = \frac{\text{parâmetros reprovados}}{\text{total de parâmetros}} \times 100 \quad (8)$
F2 (frequência)	Representa a porcentagem de testes individuais que deram resultados diferentes do normal (testes reprovados) do número total de testes que foram realizados. Por teste refere-se à análise realizada no laboratório para cada parâmetro $F_2 = \frac{\text{ensaios reprovados}}{\text{total de ensaios}} \times 100 \quad (9)$
F3 (amplitude)	Representa a diferença entre o resultado do teste e o valor estabelecido. Este fator é calculado em três etapas: Etapa 1 A quantidade de vezes em que cada valor reprovado é maior (ou menor, caso o valor regulado fosse um valor mínimo) do que o valor estabelecido (este número é denominado "excursão"): $\text{Excursão}_i = \frac{\text{valor reprovado}}{\text{valor normado}} - 1 \quad (10)$ Caso o valor calculado não ultrapasse a norma, ele é calculado da seguinte forma: $\text{Excursão}_j = \frac{\text{valor normado}}{\text{valor reprovado}} - 1 \quad (11)$ 2da etapa Em seguida, é calculada a soma normalizada das excursões (nse, sigla em inglês), dividindo a soma das excursões pelo total de testes realizados (tanto os que deram valores que não atendem à norma quanto os que cumprem): $\text{nse} = \frac{\sum \text{Excursão}}{\text{total de ensaios}} \quad (12)$ 3ra etapa O fator F3 é calculado usando a fórmula: $F_3 = \frac{\text{nse}}{0,01 \cdot \text{nse} + 0,01} \quad (13)$

Fonte: Autora (2023)

Uma vez determinados os três fatores, o índice foi calculado somando os três valores como se fossem vetores. Esta aproximação trata o índice como um espaço tridimensional onde os fatores são colocados ao longo de cada eixo (x, y, z). Com este modelo, o índice muda de forma diretamente proporcional às mudanças que ocorrem nos valores dos fatores. Finalmente o IQA é calculado segundo a Equação 14:

$$CCME WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (14)$$

O valor de 1,732 normaliza o resultado para um valor entre 0 e 100, onde 0 representa a “pior” qualidade e 100 a “melhor” qualidade da água. São cinco categorias em função do valor obtido as quais estão definidas na Tabela 7.

Tabela 7 – Classificação da qualidade da água segundo o índice obtido

Categoria	Faixa	Significado
Excelente	95-100	O estado do recurso é quase igual ao seu estado natural, quase sem deterioração da qualidade.
Bom	80-94	O estado do recurso é próximo ao seu estado natural ou ao desejado, a deterioração de sua qualidade é menor.
Regular	65-79	A condição do recurso às vezes difere de seu estado natural ou desejado, a qualidade da água é ocasionalmente prejudicada.
Marginal	45-64	O estado do recurso em várias ocasiões difere do seu estado natural ou desejado, a qualidade frequentemente se deteriora.
Ruim	0-40	A condição do recurso geralmente difere de seu estado natural ou desejado, a qualidade quase sempre se deteriora.

Fonte: Autora (2023)

O índice tem a vantagem de não exigir transformações nos parâmetros que participam da avaliação e evitar a subjetividade de atribuir diferentes importâncias ou pesos a eles. Da mesma forma, identifica os parâmetros que não atendem aos níveis estabelecidos e a frequência com que isso ocorre. Ao contrário de outros procedimentos, onde o índice é calculado como a média ponderada das transformações dos diferentes parâmetros; este representa a distância geométrica entre os níveis estabelecidos pela legislação, para os diferentes parâmetros que caracterizam o estado do recurso.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do estudo foram agrupados de acordo com a seguinte classificação: aqueles que caracterizam os parâmetros relacionados ao padrão microbiológico (Coliformes totais e E. Coli); aqueles que influenciam na qualidade organoléptica (sólidos dissolvidos totais, dureza total, turbidez, cloreto, sulfato, Na, Al, Fe, Zn); o grupo de substâncias químicas que constituem um risco à saúde (Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, nitrato e nitrito) e finalmente, os que caracterizam as propriedades radiométricas considerando as atividades dos isótopos ^{226}Ra , ^{228}Ra e alfa/beta total. Além disso, outros parâmetros físico-químicos (T, pH e Alcalinidade Total) e elementos principais (K, Mg e Ca) também são relatados para complementar a caracterização. Para a área investigada, esta é a primeira vez que tal quantidade de dados é relatada.

5.1 AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS MICROBIOLÓGICOS

A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos na amostragem realizada para análises microbiológicas das águas da região de estudo. De acordo com o Artigo 27 Capítulo V do Padrão de Potabilidade da Portaria nº 888/21, do Ministério de Saúde; a água para consumo humano em toda e qualquer situação, incluindo fontes individuais como poços, nascentes, dentre outras deve estar em conformidade com o padrão microbiológico. Nele a normativa estabelece a ausência de Escherichia Coli e coliformes totais em 100 mL da amostra.

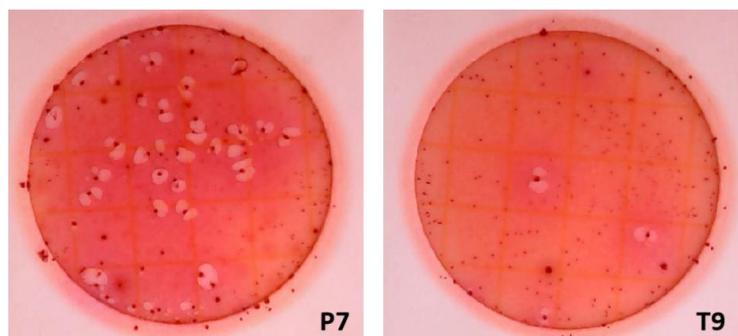
Tabela 8 – Resultados das análises microbiológicas nas amostras de água estudadas

Não Tratadas			Tratadas		
Amostra	Coliformes totais	E. Coli	Amostra	Coliformes totais	E. Coli
P1	Ausência	Ausência	T1	Ausência	Ausência
P2	Ausência	Ausência	T2	Ausência	Ausência
P3	Ausência	Ausência	T3	Ausência	Ausência
P4	Ausência	Ausência	T4	Ausência	Ausência
P5	Ausência	Ausência	T5	Ausência	Ausência
P6	Ausência	Ausência	T6	Ausência	Ausência
P7	Presença	Ausência	T7	Ausência	Ausência
P8	Ausência	Ausência	T8	Ausência	Ausência
P9	Ausência	Ausência	T9	Presença	Ausência
P10	Ausência	Ausência	T10	Ausência	Ausência
			T11	Ausência	Ausência
			T12	Ausência	Ausência
			T13	Ausência	Ausência
			T14	Ausência	Ausência
			T15	Ausência	Ausência

Fonte: Autora (2023)

Como observado na Tabela 8, os resultados das amostras de água foram negativos para coliformes totais e E. Coli, em 92% das analisadas. Apenas as amostras dos pontos P7 e T9 mostraram-se positivas à presença de coliformes totais, sendo ambas isentas de coliformes termotolerantes (Figura 25).

Figura 25 – Presença de coliformes totais nas amostras P7 e T9



Fonte: Autora (2023)

A presença de coliformes totais nas amostras P7 de água bruta coletada no município Santa Luzia e na amostra T9 de água tratada do município Salgadoinho por si só, não implica necessariamente que a água seja inadequada, mas pode indicar a presença de bactérias potencialmente patogênicas. Para a conformidade do padrão microbiológico de potabilidade é obrigatório a ausência de coliformes totais em 100 mL de amostra na saída do tratamento. No entanto, conforme Portaria MS nº 2.914/2011 e demais consolidações, admite-se a presença de coliformes totais em apenas 1 amostra mensal para sistemas ou soluções coletivas que abastecem menos de 20.000 habitantes e em 5% das amostras mensais em sistemas ou soluções coletivas que abastecem mais de 20.000 habitantes. Ressalta-se que em ambas as situações não é permitida a presença de *Escherichia coli* na água para consumo humano.

Para a amostra P7 poderia ser considerada a influência de fontes contaminação como infiltração de fossas, defeitos na canalização ou o contato direto com dejetos de animais (CONTE, 2004), tendo em vista que ela é representativa de um poço da região. No caso da T9 (amostra coletada numa Unidade Básica de Saúde), a presença de coliformes totais pode sugerir entre outros: deficiência dos processos de desinfecção da estação de tratamento (RODRIGUES, 2021), ou má higiene da tubulação e dos tanques (caixas d'água) onde ocorre o acondicionamento da água que alimenta as torneiras da instituição (HERPHS, 2023).

Em relação aos resultados referentes a contagem de *Escherichia coli*, foi observado que os valores obtidos para todas as amostras coletadas estão dentro da legislação vigente, indicando assim a inexistência de contaminação fecal. Importante salientar que a norma de potabilidade

sugere que, quando for verificada a presença de coliformes totais e ausência de fecais sejam tomadas providências imediatas de caráter corretivo e preventivo realizando novos ensaios. Para as amostras analisadas, pode-se sugerir que, com base na Portaria nº 888/21, 10% das águas não tratadas e aproximadamente 7% das águas tratadas revelaram-se impróprias para consumo humano, tendo em vista que mostraram desconformidade do padrão microbiológico relativo à contaminação por coliformes totais. Recomenda-se então, a necessidade de uma vigilância contínua por meio de testes que comprovem sua qualidade da água consumida na área estudada.

5.2 RESULTADOS DAS MEDIÇÕES “*IN LOCO*” E CÁTIOS MAIORITÁRIOS

A Tabela 9 contém o resumo estatístico dos resultados obtidos para as medidas de temperatura (T), pH e alcalinidade total (AT) bem como as concentrações dos elementos maioritários cálcio (Ca), magnésio Mg e potássio (K). Os parâmetros de tendência central compilados foram a média (apenas para Temperatura e pH) e mediana, enquanto a dispersão foi avaliada através do intervalo (R), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV). O valor de n representa o número de amostras.

Tabela 9 – Estatística descritiva dos parâmetros medidos in loco e elementos principais

Tipo	Parâmetro	Média	Mediana	Intervalo	DP	CV (%)
Água não tratada (n=10)	T (°C)	26,1	26,3	24,2 – 27,8	0,9	3,4
	pH	6,7	6,8	4,92– 8,22	1,2	18,5
	AT (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	-	277,5	59 - 425	133,6	55,7
	Ca (mg.L ⁻¹)	-	22,8	2,59 – 104,8	35,2	104,9
	Mg (mg.L ⁻¹)	-	13,9	3,4 – 104,2	39,8	108,6
	K (mg.L ⁻¹)	-	9,10	6,5 – 41,5	12,5	74,1
Tratada (n=15)	T (°C)	26,9	27,1	25,5 – 27,8	0,6	2,4
	pH	6,71	6,24	5,0 – 8,28	1,2	17,6
	AT (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	-	152	45 - 525	126	66,3
	Ca (mg.L ⁻¹)	-	19,7	13,7 – 90,8	19,5	75,5
	Mg (mg.L ⁻¹)	-	15,4	6,4 – 124,3	38,7	121,7
	K (mg.L ⁻¹)	-	10,9	4,4 – 36,5	9,9	64,9

Fonte: Autora (2023)

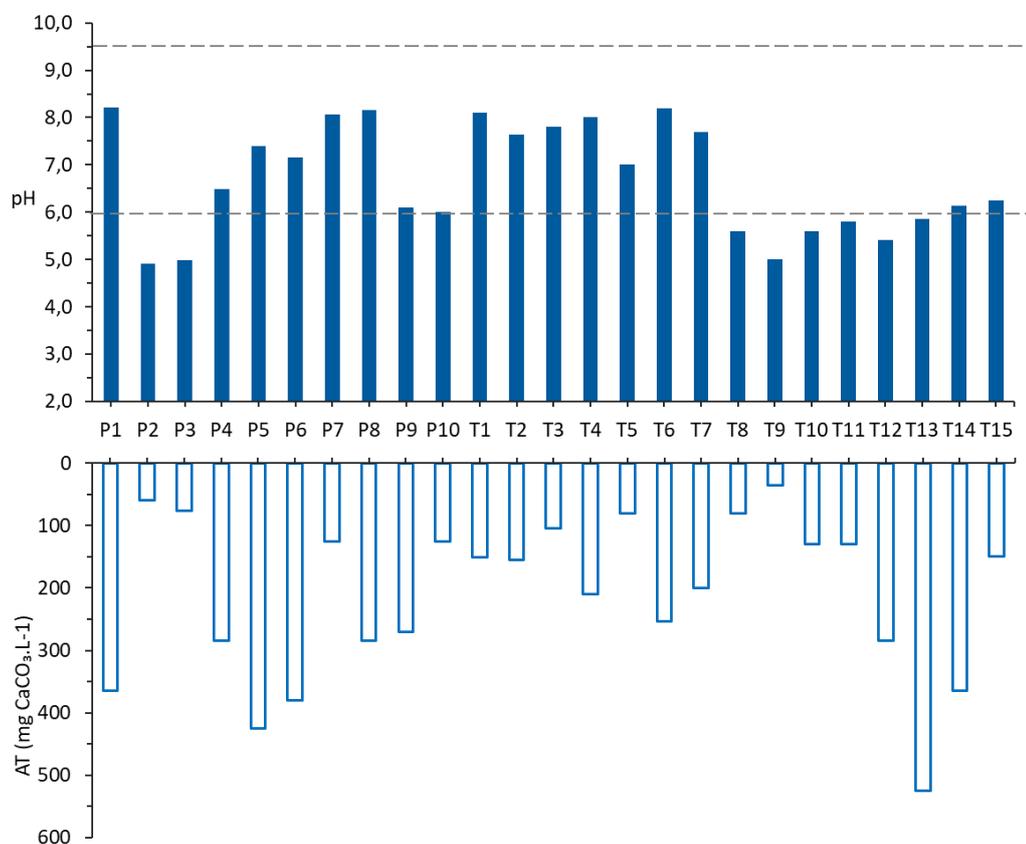
Como pode ser visto, a média e a mediana apresentaram valores bastante próximos para pH e temperatura, tendo a diferença maior no caso das outras variáveis. Essa tendência é observada tanto nas fontes de água não tratadas como para as tratadas.

Das informações apresentadas na Tabela 9, observa-se que o intervalo de temperatura medido para os dois tipos de águas (não tratadas e tratadas) foi muito similar. Assim, com

valores na faixa de 24,2 a 27,8°C e média aritmética de 26,1°C para as águas não tratadas; enquanto para as tratadas a faixa vai de 25,5 a 27,8°C, sendo a média de 26,9°C. A Portaria nº 888/21 do Ministério da Saúde não determina limites para temperatura, no entanto, o seu levantamento deve ser realizado, pois este parâmetro influencia no comportamento de outras variáveis como o pH, quantidade de oxigênio dissolvido, a troca de gases presentes no meio aquoso com a atmosfera, bem como na quantidade encontrada nas tubulações de abastecimento urbano que passam por exposição à radiação solar (NOLASCO, 2020). Adicionalmente, a temperatura apresenta acentuada influência na velocidade das reações químicas, nas atividades metabólicas dos microrganismos e na solubilidade de substâncias (NOLASCO, 2020; FUNASA, 2013).

Como resumido da Tabela 9 e ilustrado na Figura 26, observou-se que o pH médio na área de estudo (6,7) é ligeiramente ácido e muito similar para as águas tratadas e não tratadas. Os valores de pH para amostras de água bruta e tratada estão distribuídos em uma faixa de 4,9 até 8,2, sendo que a faixa típica para as águas naturais é de 6,0 - 9,5 como mostram as linhas tracejadas. (CHAPMAN, 1996).

Figura 26 – Comportamento do pH e a alcalinidade total nas amostras de água estudadas



Os resultados mostram que, para o 20% das águas não tratadas, o pH ficou abaixo do limite inferior da faixa típica (pH: 6). Os menores valores foram medidos nas amostras P2 e P3 procedentes de duas caixas de distribuição no município de Junco de Seridó (pH: 4,9 e 5,0). Para essas amostras as águas têm maior caráter ácido. De acordo com a informação coletada, as caixas recebem águas de um poço da região. No caso das águas tratadas, o 40 % apresentaram não conformidade com a norma de potabilidade em relação ao limite inferior estabelecido. As alterações de pH podem ter origem natural (dissolução de rochas) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais). Em águas de abastecimento, baixos valores de pH podem causar corrosão em tubulações do sistema de fornecimento, enquanto valores elevados aumentam a possibilidade de incrustações levando a problemas operacionais (BRASIL, 2006). Importante salientar que a solubilidade de vários elementos de interesse depende do pH da água. Assim, o pH ácido pode favorecer a solubilidade de metais tóxicos.

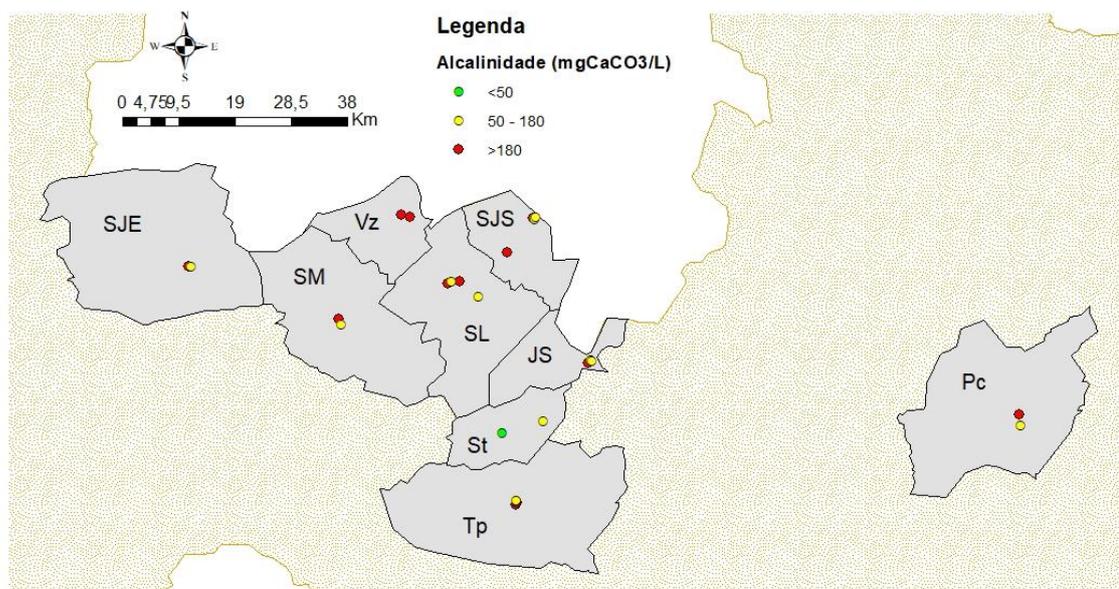
A alcalinidade é a capacidade da água de resistir a mudanças no pH que tornariam a água mais ácida, conseqüentemente, ambos os parâmetros estão relacionados. Não existem riscos diretos para a saúde associados à alcalinidade da água, não entanto, a capacidade corrosiva da água com baixa alcalinidade para tubulações metálicas, acessórios e componentes metálicos de unidades de troca de calor e outros aparelhos pode resultar em problemas estéticos ou problemas de saúde se o nível de alguns elementos como o chumbo, cobre ou outros metais relacionados à corrosão exceder o padrão para água potável. Se for muito alta, a água pode ter sabor salgado, ressecar a pele ou estar associada à formação de incrustações em tubulações, filtros e em sistemas de troca de calor. Na Figura 24 também são apresentados os resultados para as medidas de alcalinidades total nas amostras de água da região.

Não existe um padrão específico para alcalinidade na água potável, mas existe um sistema geral de classificação para alcalinidade: baixa alcalinidade, que é considerada para valores menores que $20 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, alcalinidade moderada para a faixa de 20 a $160 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, e alcalinidade alta para valores superiores a $160 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. A experiência mostra que quando a alcalinidade da água é inferior a $50 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e superior a $180 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, a maioria dos indivíduos começa a ter problemas com a aceitação pela população, de uso com a água.

A alcalinidade é definida pela capacidade das águas neutralizarem compostos ácidos, característica que ocorre devido a presença de bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-) de metais alcalinos ou alcalinos terrosos (sódio, potássio, cálcio, magnésio e outros) e, ocasionalmente, boratos, silicatos e fosfatos (RODRIGUES, 2022). De acordo com Von Sperling (2005), para valores de pH entre 4,5 e 8,3 considera-se que a alcalinidade total é regida pela presença de íons bicarbonatos. Essa condição se cumpre para todas as amostras.

Pode-se dizer que, as amostras P2, P3 e T9 apresentam menor capacidade neutralizadora, conforme sugerem seus menores valores de alcalinidade, os quais também estão relacionados com baixos valores de pH. Nesses casos, T9 tem alcalinidade abaixo de $50 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e P2 ligeiramente superior a $59 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. A distribuição espacial dos resultados para a alcalinidade é apresentada na Figura 27.

Figura 27 – Mapa da alcalinidade na área de estudo.

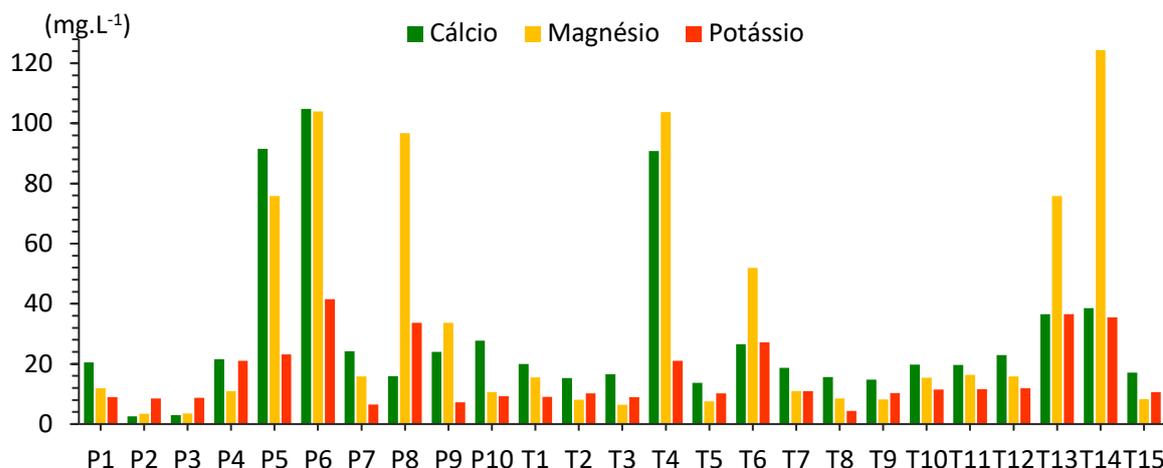


Fonte: Autora (2023)

Conforme pode-se observar no mapa da Figura 25, 12 amostras ultrapassaram o valor de $180 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, o que acontece praticamente em todos os municípios. De modo geral, nas residências e outros locais da área de estudo ocorre a formação de incrustações em tubulações, aparelhos e acessórios, bem como sabor desagradável (salgado) da água.

Para o caso dos íons majoritários (Ca, Mg e K), a Figura 28 apresenta os resultados obtidos. Percebe-se que os teores elevados para os três elementos estão presentes principalmente nas amostras P5, P6, P8, T4, T13 e T14, sendo o Mg o componente com a maior concentração, exceto nas amostras P5 e P6. As outras amostras apresentaram menor concentração dos três íons, sendo o Ca o quem apresentou a concentração mais alta, para quase todas as amostras dentro desse grupo.

Figura 28 – Concentração dos íons majoritários Ca, Mg e K nas amostras



Fonte: Autora (2023)

Teores elevados desses íons majoritários podem resultar em concentração elevada de sólidos totais dissolvidos, bem como o incremento na dureza da água, que é causada pela presença de Ca e Mg. Dados desses parâmetros, pH e AT, reportados de estudos realizados em áreas com geologia similar no Ceará (Alenkar, 2019), Paraíba (Gomez, 2018), Rio Grande do Norte (Costa, 2006) e Bahía (Morais, 2005) são apresentados na Tabela 10

Tabela 10 – Comparação dos parâmetros físico-químicos e elementos principais com a literatura

Referência	pH	AT	Ca	Mg	K
Neste trabalho	4,9 - 8,3	45 - 525	2,6 - 104,8	3,4 - 124,3	4,4 - 41,5
Alenkar, 2019	4,1 - 8,7	-	4,0 - 724,0	1,0 - 716,9	1,3 - 96,0
Gomes, 2018	7,2 - 8,5	250 - 960	7,1 - 145	1,5 - 55	1,0 - 4,0
Costa, 2006	4,8 - 8,7	-	1,88 - 1.046	1,0 - 938	-
Morais, 2005	4,6 - 7,3	-	1,3 - 59,0	5,08 - 22,4	0,9 - 9,3

Unidades: AT: (mg CaCO₃.L⁻¹); Ca, Mg e K: (mg.L⁻¹).

Fonte: Autora (2023)

Gomez reporta os maiores valores de AT e consequentemente de pH, todos acima de 7, sendo a faixa de pH do presente estudo similar aquelas relatadas nos demais estudos. Grande variação foi encontrada para os parâmetros AT, Ca, Mg e K, exceto no caso do estudo de Morais (2005). Valores extremos mais elevados para Ca e Mg são relatados por Alenkar (2019) e Costa (2006), ambos sugerindo a influência do clima e geologia no conteúdo dos elementos nas águas. De modo geral, os dados da tabela corroboram com a grande variabilidade na composição das

águas e concentração elevada dos elementos Ca e Mg, que podem influenciar em características organolépticas.

5.3 RESULTADOS DOS PARÂMETROS ORGANOLEPTICOS

As características organolépticas da qualidade da água incluem cor, turbidez, transparência, cheiro e sabor. A turbidez é afetada por todas as substâncias insolúveis em água, a cor é causada por algumas substâncias orgânicas e compostos metálicos. Também o sabor e o cheiro podem ser influenciados por vários compostos orgânicos e inorgânicos. Resultados para os parâmetros organolépticos considerados no presente estudo são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Estatística descritiva dos parâmetros organolépticos

Tipo	Parâmetro	Mediana	Intervalo	CV (%)
Não Tratada (n=10)	STD (mg.L ⁻¹)	706	208 – 6.138	127
	Cloreto (mg.L ⁻¹)	308	68 – 1.518	103
	Sulfato (mg.L ⁻¹)	20	13 - 87	82
	Sódio (mg.L ⁻¹)	85	20 – 5.000	154
	Alumínio (mg.L ⁻¹)	0,075	0,005 – 0,227	94
	Ferro (mg.L ⁻¹)	0,05	0,05 – 9,07	158
	Zinco (mg.L ⁻¹)	< LQ	-	-
	Turbidez	P2 = 94 uT; P3 = 105 uT; P4 = 89 uT. O resto das amostras apresentaram valores inferiores a 4 uT		
	Dureza Calculada (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	119	21 – 690	100
Tratada (n=15)	STD (mg.L ⁻¹)	508	255 – 2.994	100
	Cloreto (mg.L ⁻¹)	104	39 – 1.579	152
	Sulfato (mg.L ⁻¹)	14	10 - 584	257
	Sódio (mg.L ⁻¹)	44	16 – 2.470	184
	Alumínio (mg.L ⁻¹)	0,11	0,005 – 2,20	202
	Ferro (mg.L ⁻¹)	<LQ	-	-
	Zinco (mg.L ⁻¹)	<LQ	-	-
	Turbidez	Todas as amostras apresentaram valores inferiores a 5 uT		
	Dureza Calculada (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	113	65 – 654	100

Fonte: Autora (2023)

LQ: Limite de quantificação

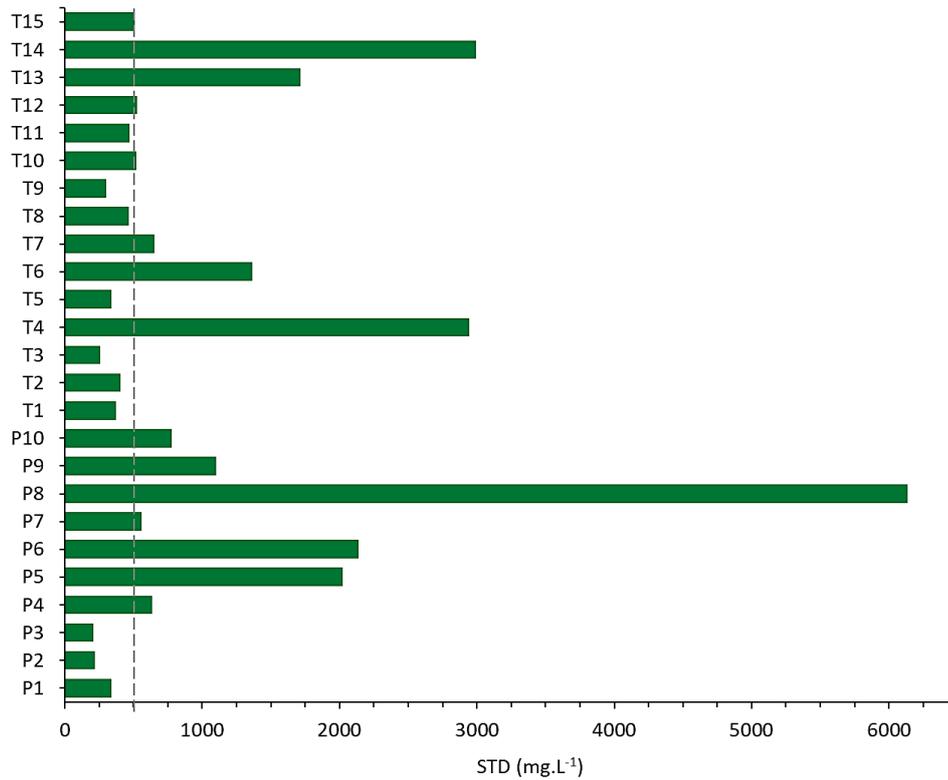
A turbidez começa a se tornar visível na água quando os medidores registram leituras acima de 5 uT, sendo esse o limite máximo permissível na portaria. A turbidez faz com que a água possua uma aparência ruim, desencorajando seu consumo. No entanto, outros problemas podem estar associados à elevada turbidez, como o aumento nos custos de tratamento de água, altos níveis de partículas podem atuar como proteção para microrganismos prejudiciais e diminuir a efetividade dos sistemas de descontaminação, partículas suspensas podem atuar como meio de adsorção para mercúrio, cádmio, chumbo e outros metais pesados.

Para três amostras de água não tratadas no município Junco de Seridó (P2, P3 e P4), foram medidos valores entre 89 e 105 uT, em média 20 vezes superior ao permitido. Essas amostras foram destaques pela cor amarela, facilmente visível. Após a filtração das amostras no laboratório, no filtro ficou retido um material fino da cor amarela, que ainda não é possível saber o tipo: orgânico, inorgânico ou uma mistura. No caso das águas tratadas apenas uma amostra de São José de Espinharas apresentou valor ligeiramente acima do referencial ($T3 = 6$ uT). É de se esperar a rejeição do usuário pela cor característica dessas águas.

Os sólidos totais dissolvidos (STD) apresentaram grande variabilidade, oscilando na faixa de 208 mg.L^{-1} até 6.138 mg.L^{-1} para as águas não tratadas, sendo que 70% estão acima do valor permitido (500 mg.L^{-1}). Por sua vez, as amostras de águas tratadas apresentaram valores entre 255 mg.L^{-1} e 2.994 mg.L^{-1} com um 53,3% acima do limite citado. Na Figura 29 se encontra a representação gráfica dos valores obtidos. A linha tracejada estabelece o valor máximo permissível de 500 mg.L^{-1} para o parâmetro.

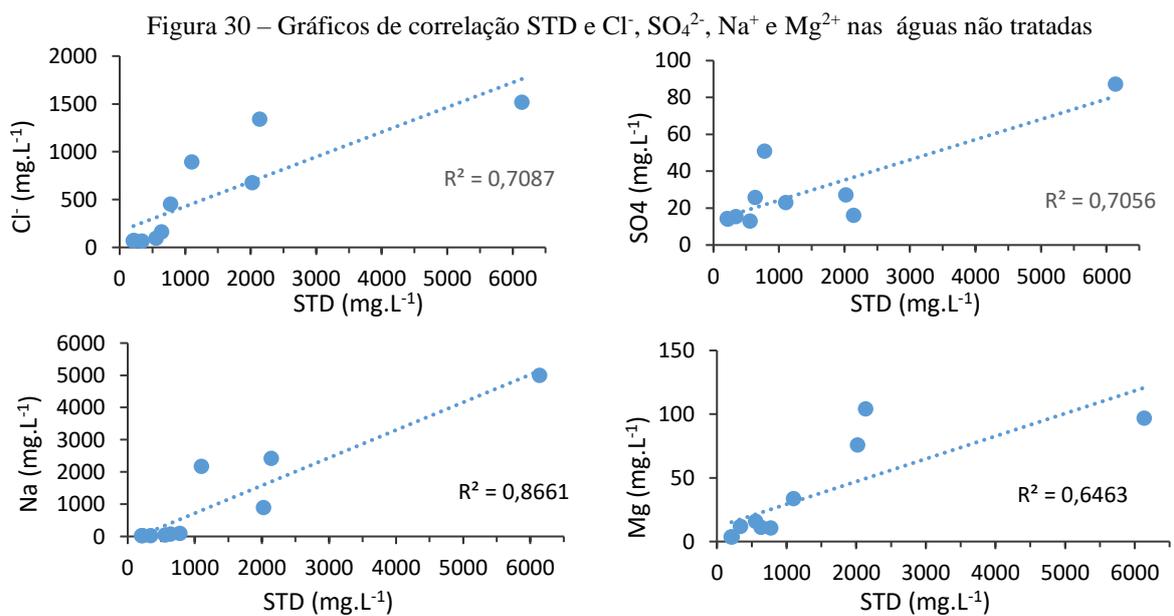
O parâmetro pode ser usado como um indicador da qualidade geral da água potável, considerando que valores elevados podem estar relacionados à presença de contaminantes potencialmente perigosos, incluindo metais pesados, nitratos, agrotóxicos e químicos industriais. Diferentes compostos que contribuem com os STD podem resultar em situações domésticas diferentes, por exemplo Altos níveis de Ca e Mg contribuem para a dureza da água, enquanto a presença de Fe e Mn pode resultar em um sabor metálico desagradável e provocar manchas nos utensílios dos banheiros e em outras superfícies. Além disso, a presença significativa de sódio e cloreto pode influenciar negativamente no sabor da água, afetando sua qualidade e aceitação.

Figura 29 – Gráfico para os STD nas águas tratadas e não tratadas estudadas



Fonte: Autora (2023)

No caso das amostras de água não tratadas (provenientes de poços da região) foi encontrada correlação da concentração de STD e dos íons cloretos, sulfatos, sódio e magnésio, conforme pode-se apreciar nos gráficos da Figura 30.

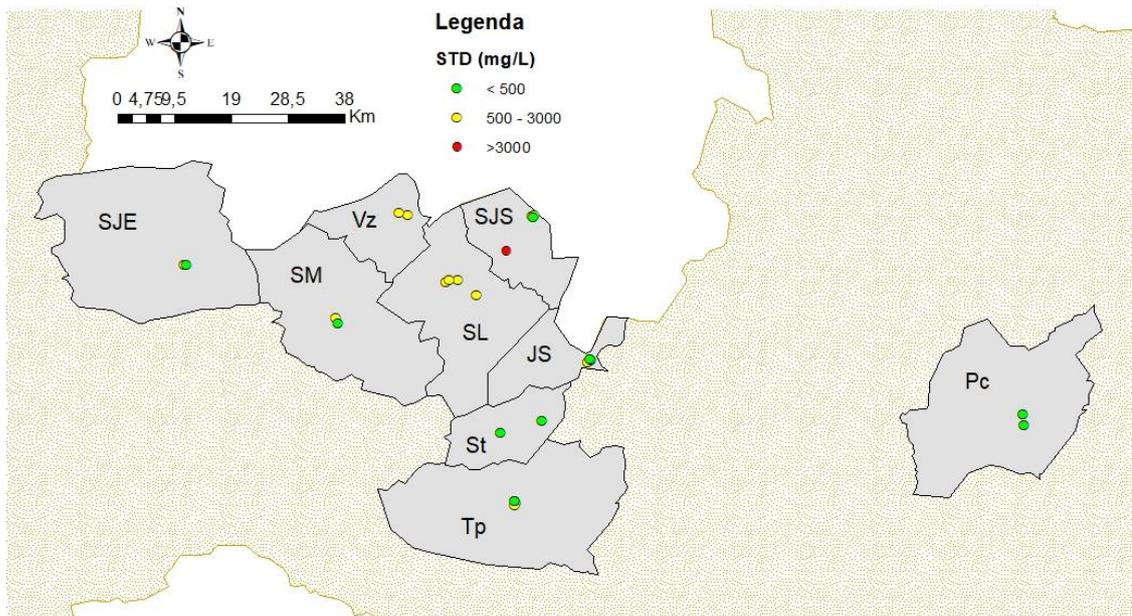


Fonte: Autora (2023)

O resultado evidencia o alto grau de salinização na região, e de fato, as amostras com valores acima do permitido para o parâmetro STD também apresentaram concentração acima do valor máximo permitido para sódio (200 mg.L^{-1}) e cloreto (250 mg.L^{-1}).

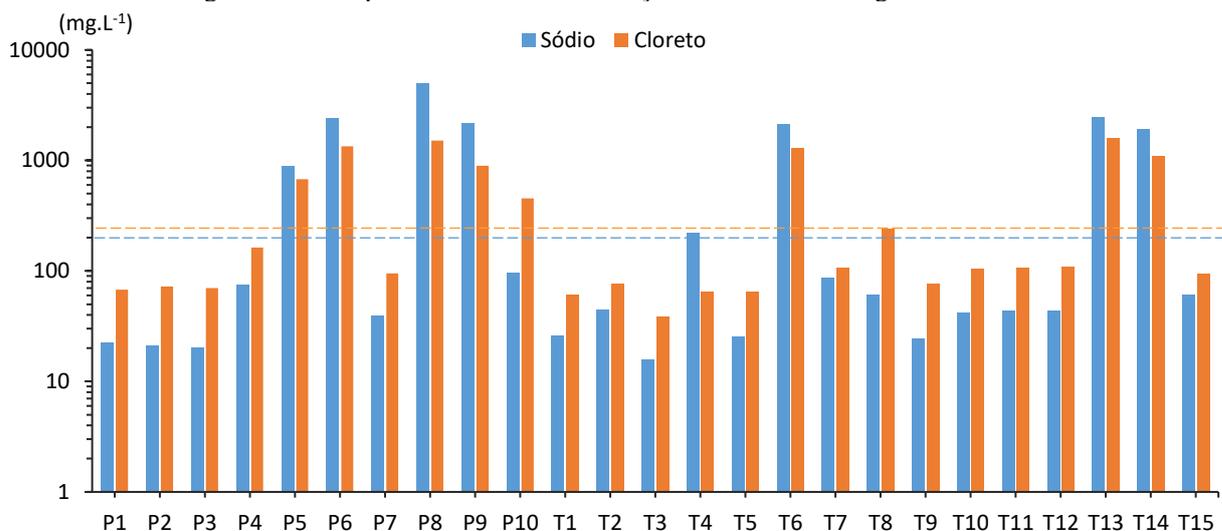
Como forma de resumir as informações, a Figura 31 apresenta a distribuição espacial do parâmetro sólidos totais dissolvidos para a região estudada.

Figura 31 – Distribuição espacial do parâmetro STD na área de estudo



Fonte: Autora (2023)

No caso do Na foi medido o valor máximo de 5000 mg.L^{-1} em uma amostra coletada no município São José do Sabugi (água de poço) e para o cloreto o valor mais elevado foi de 1.579 mg.L^{-1} , registrado em uma amostra retirada da caixa comunitária no município Várzea. Ao todo, 40% e 50% das amostras não tratadas apresentaram conteúdo de sódio e cloreto acima do respectivo VMP de 200 e 250 mg.L^{-1} como indicado na Figura 32, sendo que as não conformidades representam 40% e 20% para o caso das tratadas. A distribuição dos dois macroelementos na água, sugere correlação e a existência de uma fonte comum para ambos os elementos.

Figura 32 – Comportamento das concentrações de Na e Cl⁻ nas águas estudadas

Fonte: Autora (2023)

Estudos indicam que o consumo de água com alto teor de sódio pode causar distúrbios hipertensivos, o que predispõe os indivíduos a sofrerem ataques cardíacos, doenças renais e diabetes. Considera-se que concentrações de cloreto acima de 250 mg.L⁻¹ (linha tracejada azul) transmitem um sabor desagradável, perceptível ao consumidor (WHO, 2011). Do ponto de vista tecnológico, deve-se mencionar que altas concentrações do elemento contribuem para acelerar os processos de corrosão nos sistemas de distribuição de água.

O sulfato também confere sabor notável à água e, quando presente em concentrações elevadas, tem efeitos laxativos (WHO, 2011). A concentração de sulfato foi elevada apenas em uma amostra do município Taperoá, apresentando concentração de 583 mg.L⁻¹, pouco mais de duas vezes o valor permitido, que é de 250 mg.L⁻¹.

Segundo a Portaria nº 888/21 do Ministério da Saúde, a água não deve ultrapassar a concentração de 300 mg.L⁻¹ e os resultados mostram que apenas três amostras, para cada tipo de água, apresentaram não conformidade com o limite estabelecido. No caso das não tratadas, as amostras P5 (SJE), P6 (SL) e P8 (SJS), sendo as tratadas T4 (SM), T13 e T14 (as duas na Vz). Segundo a classificação da Organização Mundial da Saúde (OMS), é definida como água branda aquela que apresenta concentrações inferiores a 60 mg.L⁻¹ de CaCO₃, moderadamente dura para valores entre 61 e 120 mg.L⁻¹, dura para valores entre 121 e 180 mg.L⁻¹ e muito dura com valores superiores a 180 mg.L⁻¹. A dureza ocorre quando a água contém altos níveis de minerais. A dureza da água causada, principalmente, pela presença de íons de magnésio e cálcio, que podem passar para a água a partir de rochas e solo. Para águas muito duras os minerais dissolvidos podem criar depósitos de incrustação em tubulações. O consumo dessas águas poderia estar

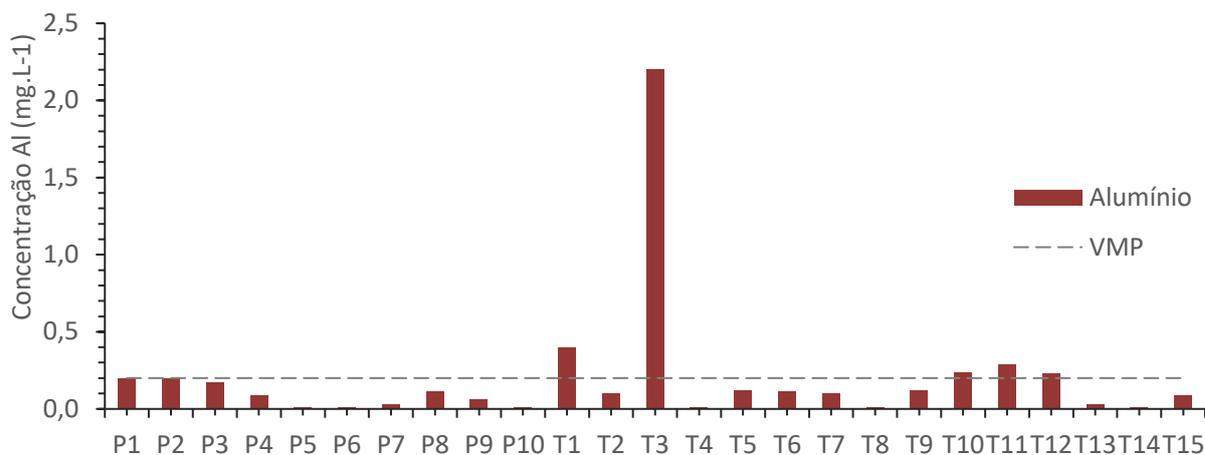
comprometido pelo sabor desagradável que resulta da dureza elevada, bem como poderia levar a formação de depósitos nas tubulações e instalações quando utilizadas sem tratamento adequado. Por sua vez, as águas brandas são corrosivas e desmineralizadas, induzindo à lixiviação do material da embalagem que as contêm, como os tanques de armazenamento e a rede de distribuição dos sistemas de abastecimento de água para consumo humano (MORA-ALVARADO, 2015).

Concentrações superiores ao nível permitido para o Fe ($0,3 \text{ mg.L}^{-1}$) foram encontradas nas 3 amostras de água não tratadas coletadas em Junco do Seridó, com concentração de até 30 vezes maior que o valor permitido. Coincidentemente, essas amostras também apresentaram alta turbidez, tendo sido medidos os menores valores de pH em duas delas, sendo que o pH ligeiramente ácido pode ter contribuído para a solubilidade do elemento. Teores elevados de ferro conferem cor na água, sabor e aparência pouco atraentes. O uso dessas águas com concentrações de ferro acima de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ pode resultar na aparição de manchas em roupas e instalações sanitárias. No caso das amostras tratadas, apenas uma do município São José de Espinharas apresentou não conformidade, sendo a sua turbidez ligeiramente superior a 5 uT.

O alumínio é um elemento muito comum na crosta terrestre, fazendo parte da maioria dos tipos de rocha. Está presente em praticamente toda água natural, embora a sua solubilidade dependa largamente do pH (HEM, 1985). A Figura 33 mostra o gráfico com os valores de concentração de Al nas águas e com linha tracejada para o VMP, que é de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Em 33,3% das amostras tratadas a concentração de Al ultrapassou o valor máximo recomendado. Em uma amostra (T3), a concentração de alumínio foi de aproximadamente 10 vezes o valor permitido. O sulfato de alumínio é amplamente utilizado como coagulante para arrastar a matéria suspensa e coloidal, isto pode contribuir para as concentrações de alumínio nas águas tratadas. O valor anômalo na amostra T3 poderia estar relacionado a um evento de contaminação de origem desconhecido.

Do grupo de parâmetros considerados até aqui (relacionadas às características organolépticas da água, exceto o pH), apenas o Zn foi encontrado em concentração inferior ao nível máximo permitido (5 mg.L^{-1}). De fato, a concentração foi sempre menor que o limite de quantificação da técnica utilizada para a medição do elemento ($0,11 \text{ mg.L}^{-1}$).

Figura 33 – Distribuição do Al nas águas estudadas



Fonte: Autora (2023)

5.4 SUBSTÂNCIAS CONSIDERADAS DE RISCO PARA SAÚDE

No estudo foram avaliados metais pesados, além da concentração de nitrito e nitrato, sendo os resultados apresentados na Tabela 12, incluindo o VMP para cada parâmetro.

Tabela 12 – Estatística descritiva das SQ com risco a saúde

Tipo	Parâmetro	Mediana	Intervalo	Desvio padrão	CV (%)
Não Tratada (n=10)	Nitrito	9 amostras abaixo do LQ (0,018), apenas a amostra P9 = 0,021 < VMP			
	Nitrato	3,0	1,5 – 22,1	8,2	113,2
	Cádmio	0,0012	0,0006 – 0,0031	0,0011	69,7
	Cromo	0,0011	0,0006 – 0,0034	0,0011	72,7
	Cobre	Todas < LQ = 0,106			
	Níquel	8 amostras < LQ = 0,00113, P1=0,007; P3=0,05			
	Chumbo	0,014	0,008 – 0,025	0,006	39,9
Tratada (n=15)	Nitrito	14 amostras < LQ = 0,018, amostra T14 com valor de 0,043, < VMP			
	Nitrato	2,1	1,4 – 24,1	8,8	121,2
	Cádmio	T3=0,002, T5=0,0018 e T9 = 0,0014 < VMP (0,005).			
	Cromo	0,0013	0,0005 – 0,0027	0,0006	55,9
	Cobre	Todas < LQ = 0,106 < VMP (2,0)			
	Níquel	Todas as amostras abaixo do LQ = 0,0067 < VMP de 0,07			
	Chumbo	0,018	0,001 – 0,026	0,008	463,9

Nitrito: mg NO₂.N.L⁻¹, Nitrato: mg NO₃.N.L⁻¹, Cádmio, Cromo, Cobre, Níquel e Chumbo: mg.L⁻¹

Fonte: Autora (2023)

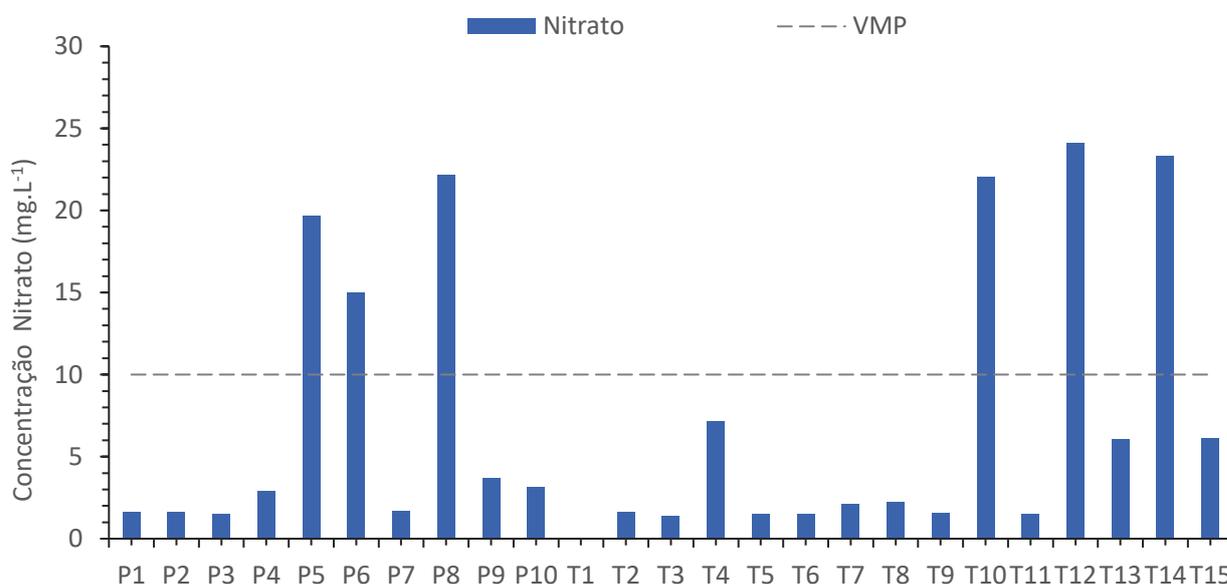
As concentrações de nitrito estavam abaixo do limite de detecção para a técnica (0,018 mg NO₂.N.L⁻¹), em praticamente todas as amostras, apenas foi quantificado em uma amostra de Taperoá (P9 - 0,021 mg NO₂.N.L⁻¹) e Várzea (T14 – 0,043 mg NO₂.N.L⁻¹). O nitrito na água é decorrente da oxidação do íon amônio ou pela redução anaeróbia do nitrato. Já em

condições de oxidação normais, acontece a conversão rápida dos nitritos em nitratos fazendo a sua presença temporária na água.

O nitrato é um dos contaminantes inorgânico de maior preocupação em águas subterrâneas, especialmente em aquíferos de zonas rurais e suburbanas. Altas concentrações de nitrato em águas naturais são derivadas da contaminação por efluentes, bem como pelo uso de fertilizantes artificiais e naturais (HEM, 1985). O excesso de íon nitrato em água potável é preocupante por causar em recém-nascidos a síndrome do bebê azul; e em adultos, conforme pesquisas, pode ser responsável por causar câncer de estômago, e aumentar a probabilidade de câncer de mama em mulheres (BAIRD, 2011).

Como observado na Figura 34, o valor máximo permitido ($10 \text{ mg NO}_3\text{-N.L}^{-1}$) foi ultrapassado em seis amostras (3 não tratadas e 3 tratadas), incluindo duas procedentes do município Taperoá e uma amostra em São José de Sabugi, São José de Espinharas e Várzea. Concentração acima do valor máximo permitido tem como causa aparente a contaminação por efluentes, tendo em conta que a água foi coletada em uma área urbana.

Figura 34 – Concentração de nitrato nas amostras de água tratada e não tratada

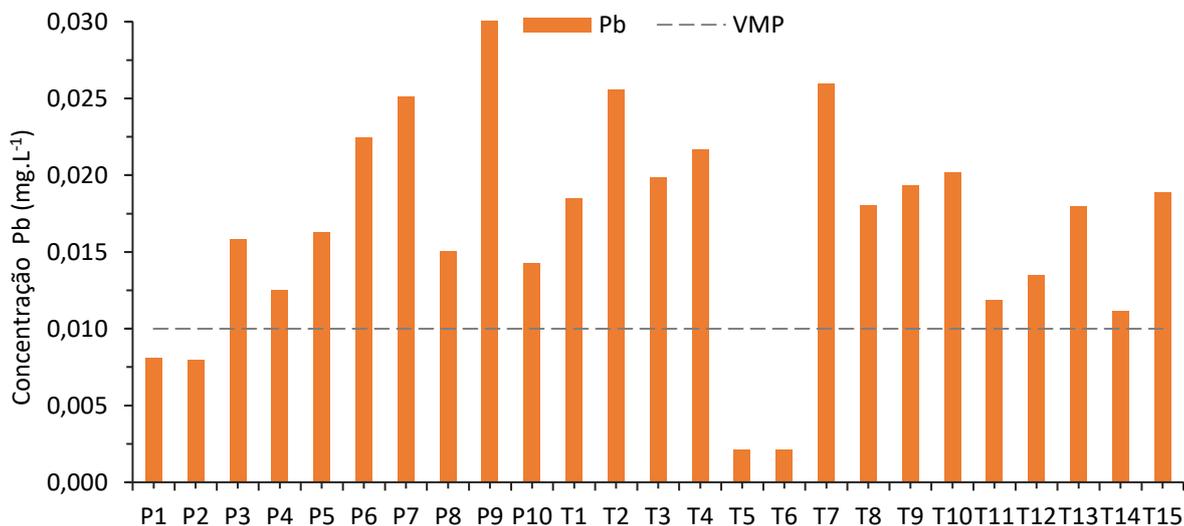


Fonte: Autora (2023)

O chumbo foi quantificado em todas as amostras, apresentando valores na faixa de $0,008$ - $0,026 \text{ mg.L}^{-1}$. As águas não tratadas apresentaram não conformidades em 8 amostras estando apenas as amostras P1(Pocinhos) e P2 (Junco de Seridó), com concentrações abaixo do valor permitido de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 35). Foi o único parâmetro para o qual foi detectada não conformidade em cada um dos municípios que fazem parte do estudo, sendo 80% para as águas

não tratadas e 86,7% para as tratadas. Nos municípios São José do Sabugi, Junco de Seridó, São José de Espinharas, Salgadinho e Várzea, todas as amostras apresentaram concentração de chumbo acima do valor permitido.

Figura 35 – Concentração de chumbo nas amostras de água tratada e não tratada



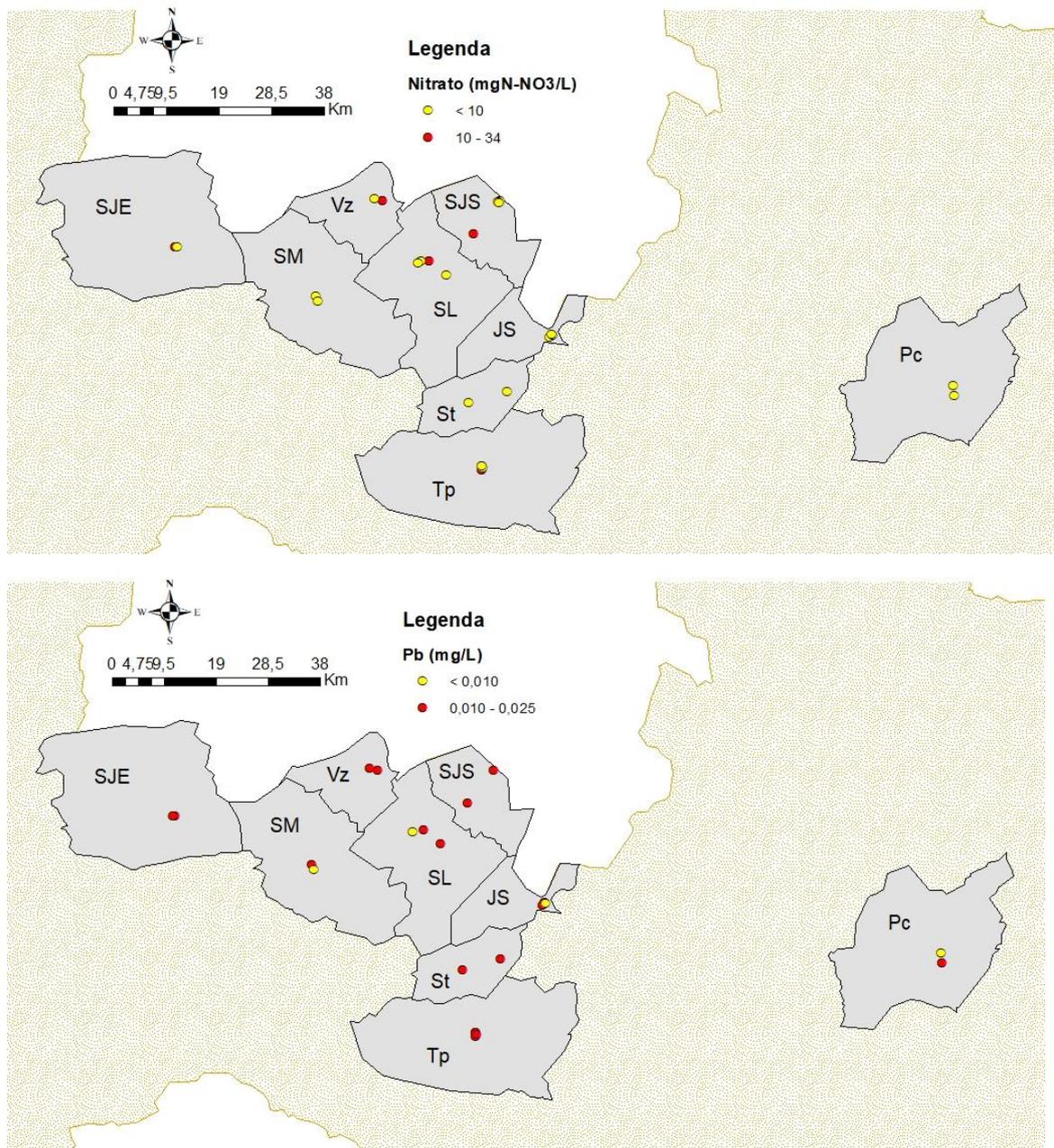
Fonte: Autora (2023)

O acúmulo de chumbo no organismo pode causar inúmeros transtornos, afetando tanto o sistema nervoso central quanto o periférico (WHO, 2011). A maior parte do chumbo na água potável vem principalmente de encanamentos que contêm chumbo nas tubulações, soldas, acessórios ou conexões de serviços domésticos (EPA, 2011, WHO, 2017). O fornecimento de chumbo dessas fontes depende de fatores como pH, temperatura e dureza da água. A Autoridade Europeia para a Segurança Alimentar (EFSA) estima que a água potável contribui com até 20% da exposição total de um adulto ao chumbo (EFSA 2010). Em contraste, os bebês que consomem principalmente fórmula preparada com água da torneira podem receber de 40 a 60% de sua exposição ao Pb através da água potável. Por tanto, caso não existir fontes alternativas de água, por exemplo água engarrafada de qualidade, a população infantil da área ficaria exposta a níveis elevados de Pb.

Apesar das concentrações encontradas no estudo ser altas, são menores quando comparados às relatadas por Nobrega (2019) (0,04-0,330 mg Pb.L⁻¹) para reservatórios localizados na bacia hidrográfica do Rio Doce, em Rio Grande do Norte. A principal diferença é a origem das águas analisadas naquele estudo; sendo águas superficiais que apresentam alta probabilidade de ocorrência de contaminação.

No caso dos outros elementos considerados, Cd, Cr, Ni, e Cu, na maior parte das amostras, a concentração ficou abaixo do limite de quantificação da técnica de medida. Assim, dos cinco elementos considerados, apenas o Pb tem se apresentado com concentrações acima do permitido. A distribuição espacial da concentração desse metal pesado e do íon nitrato, o outro parâmetro com valores significativamente elevados entre as amostras analisadas, é apresentada na Figura 36.

Figura 36 – Distribuição espacial dos resultados para o nitrato e chumbo nas amostras de água



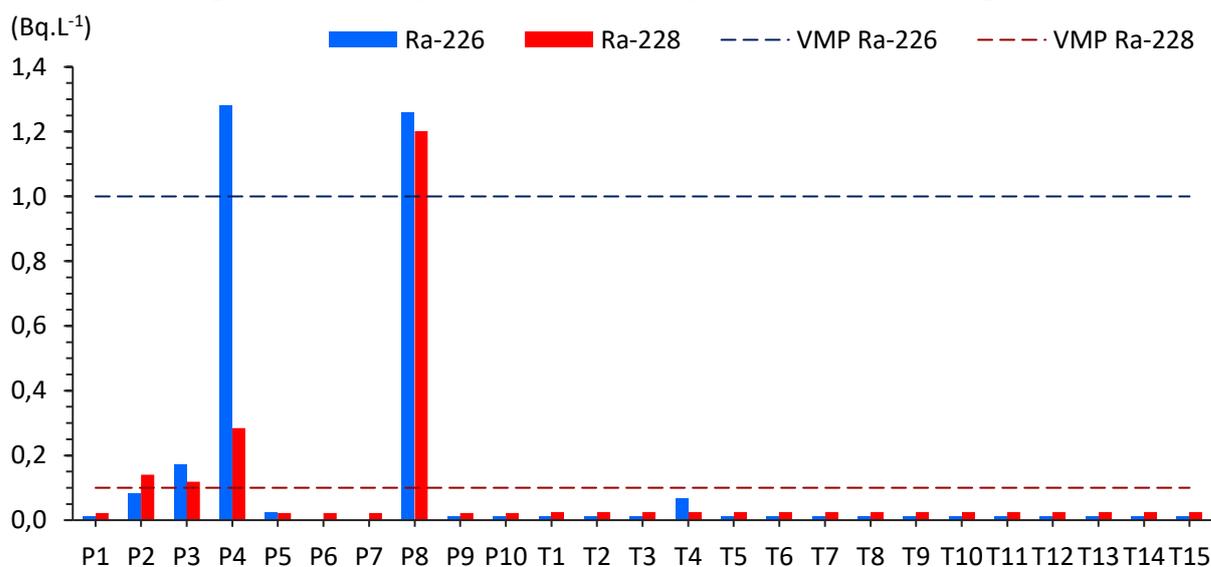
Fonte: Autora (2023)

Ao observar o mapa, destacam-se as áreas com concentrações elevadas de chumbo e nitratos, o que pode sinalizar pontos críticos nos sistemas de abastecimento de água. Essa informação é apenas vital para identificar áreas de risco, também permitiria realizar planejamento estratégico para melhorar a qualidade da água de comunidades específicas.

5.5 PARAMETROS RADIOLÓGICOS

Os radionuclídeos medidos nesta pesquisa foram o ^{226}Ra e ^{228}Ra . Os resultados obtidos aparecem na Figura 37. Considerando a Normativa que estabelece o Valor Máximo Permissível de $1,0 \text{ Bq.L}^{-1}$ para ^{226}Ra e $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ para o ^{228}Ra , encontrou-se que, em quatro amostras (não tratadas), a concentração de atividade de ^{228}Ra ultrapassou o VMP, dentre as quais duas amostras também apresentaram também, valores acima do permitido para ^{226}Ra . Esses resultados estão concentrados em apenas dois dos municípios estudados, nos pontos amostrais P2 ($06^{\circ}59'33.4''$), P3 ($06^{\circ}59'28.9''$) e P4 ($06^{\circ}59'45.6''$) no município Junco do Seridó (coletadas em caixas de distribuição que recebem águas de poços do município) e P8 ($06^{\circ}49'34.5''$) em São José do Sabugi (água de poço da localidade Riacho da Serra). É importante salientar que para as amostras tratadas, os valores de concentração de atividade para os dois radionuclídeos estiveram sempre em conformidade com o padrão radiológico estabelecido na portaria de potabilidade.

Figura 37 – Distribuição dos radionuclídeos específicos nas amostras de água



Fonte: Autora (2023)

Tendo em conta que o ^{226}Ra e ^{228}Ra estão entre os principais contribuintes para a atividade alfa e beta total, respectivamente, pode-se derivar o valor desses parâmetros a partir das medidas

dos radionuclídeos individuais. Assim, duas amostras: P4 e P8 apresentam alfa total acima do VMP de $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ e apenas uma (P8) ultrapassou o VMP de $1,0 \text{ Bq.L}^{-1}$ para beta total.

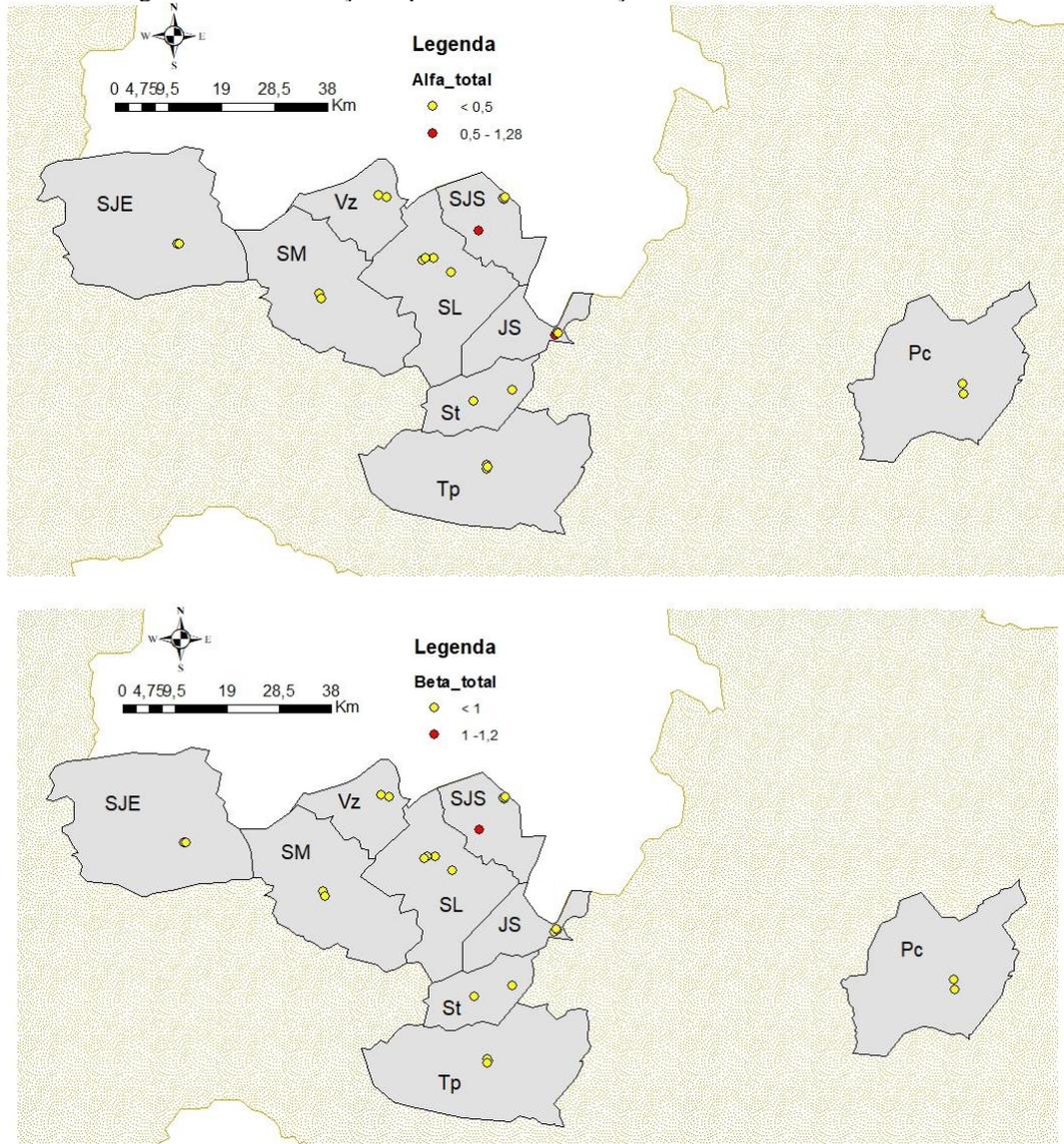
Estudo similar foi realizado, mas incluindo apenas três municípios da área da presente pesquisa (São José de Sabugi, Santa Luzia e São Mamede), onde foram avaliados os parâmetros concentração de atividade de ^{222}Rn e atividade alfa e beta total (ORTUETA, 2020). O ponto da amostra P8 ($06^{\circ}49'34.5''$), poço em Riacho da Serra, foi o único considerado em ambas as pesquisas e os resultados são coincidentes. Para a água coletada nesse ponto, no estudo supracitado, foi encontrada uma concentração de atividade de ^{222}Rn acima do valor recomendado por WHO, junto a outras duas amostras coletadas na vizinhança. Segundo ORTUETA (2022) níveis elevados de ^{222}Rn poderiam estar associados, entre outros fatores, ao acúmulo de $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ na superfície rochosa perto do poço. Assim, o resultado obtido para ^{226}Ra na presente pesquisa confirma a hipótese da autora.

Ainda considerando o supracitado estudo, na amostra P8 foi medida a concentração de atividade alfa de $3,96 \text{ Bq.L}^{-1}$ e beta total de $8,5 \text{ Bq.L}^{-1}$, valores superiores aos obtidos no presente estudo, quando considerado apenas o ^{226}Ra e ^{228}Ra como radionuclídeos responsáveis das respectivas atividades alfa e beta total. As medidas realizadas nas amostras dos municípios Santa Luzia e São Mamede indicaram concentrações abaixo do valor máximo permitido para alfa/beta total e radônio, resultado similar ao obtido na presente pesquisa. A conclusão de ambos os estudos é reafirmar que o sítio Riacho da Serra, no município de São José de Sabugi, é área com conteúdo anômalo de radionuclídeos de ocorrência natural pelo que se faz necessário realizar monitoramento contínuo nas fontes de água da população.

Para melhor apreciar o comportamento de parâmetros radiológicos foram preparados mapas apresentando o comportamento espacial da concentração de atividade alfa e beta total (Figura 38).

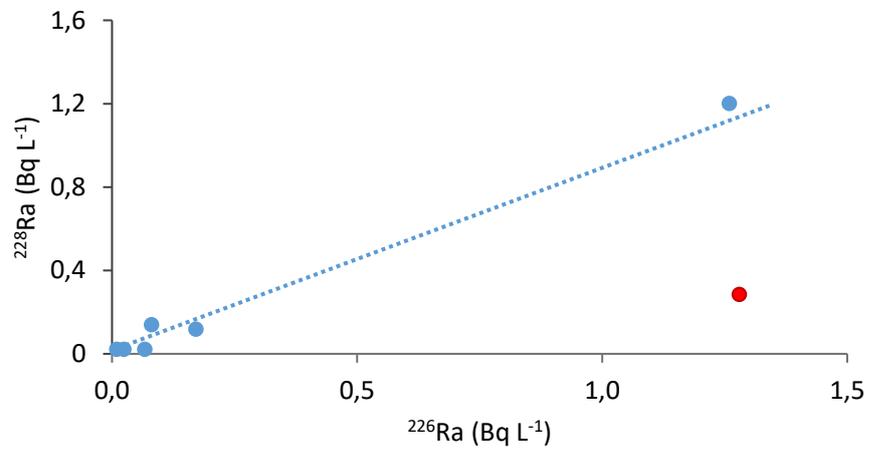
Pode-se observar que as anomalias no comportamento desses parâmetros estão bem localizadas, no município de São José de Sabugi e Junco do Seridó. As rochas podem apresentar variações nos teores de U e Th, dada a diversidade de minerais que compõem sua estrutura. Sendo assim, é razoável esperar que as concentrações dos isótopos ^{226}Ra e ^{228}Ra na água sejam discrepantes. No entanto, conforme evidenciado na Figura 39, as concentrações de atividade de ambos os radionuclídeos nas amostras de água não tratadas demonstram uma relação direta, quer dizer concentrações proporcionais, exceto na amostra P4 (marcada em vermelho). Apesar da diferente origem de cada radionuclídeo, no processo de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th , a liberação do ^{226}Ra e ^{228}Ra da matriz rochosa para a água parece acontecer com similar intensidade em quase todas as amostras.

Figura 38 – Distribuição espacial da concentração de atividade alfa e beta total



Fonte: Autora (2023)

Figura 39 – Relação entre o ^{226}Ra e ^{228}Ra dissolvidos nas amostras de água



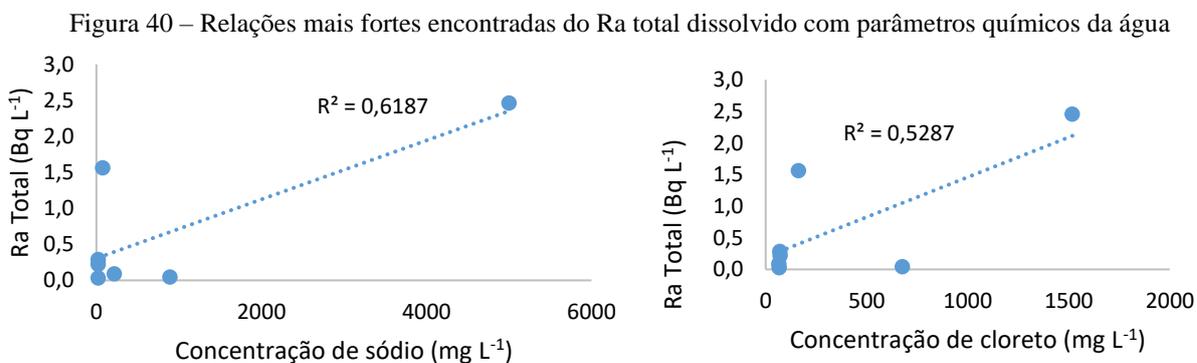
Fonte: Autora (2023)

É reconhecido que o tório é um elemento com solubilidade muito menor quando comparada ao urânio nas matrizes rochosas, sendo que a sua concentração na fase líquida pode ser várias vezes inferior à do urânio. Considerando o movimento lento das águas subterrâneas, especialmente no cristalino e a meia-vida física relativamente curta do ^{228}Ra , a concentração será menor quanto mais distante estiver de sua origem. O resultado para a amostra P4 poderia ser explicado por uma combinação de fatores incluindo a presença de minerais preferencialmente enriquecidos em ^{232}Th , maior distância até o poço da zona onde está acontecendo a transferência dos isótopos de Ra para a fase aquosa, bem como uma estrutura de fraturas no aquífero que limita o movimento da solução até o poço.

A ocorrência de Ra na água é amplamente controlada pelas suas propriedades geoquímicas, principalmente sorção, dessorção e troca iônica (Szabo et al., 2012). Por exemplo, os resultados de experimentos controlados (Daufuti et al., 2007), indicam fortes associações entre a lixiviação de rádio de uma matriz de solo e a presença de outros cátions divalentes, como cálcio e magnésio.

Da mesma forma, num estudo sobre a qualidade da água no aquífero costeiro de New Jersey (Barringer et al. 1995), mostrou que a concentração elevada de rádio dissolvido e sua mobilidade foram explicadas como uma competição crescente com cátions divalentes por um número limitado de locais de troca catiônica no material do aquífero.

No presente trabalho foi realizado um estudo para avaliar a relação da concentração de componentes maioritários na água bem como indicadores inorgânicos de uso geral (pH, alcalinidade, STD e Dureza), com a concentração de Ra total (soma de ^{226}Ra e ^{228}Ra) nas amostras de água com valores acima da Atividade Mínima Detectável ($0,017\text{Bq.L}^{-1}$ para ^{226}Ra e $0,044\text{Bq.L}^{-1}$ para ^{228}Ra). O resultado das evidências mais significativas foi apresentado na Figura 40.



Fonte: Autora (2023)

Correlações mais elevadas com a concentração do Ra total foram encontradas para o sódio e cloreto. Diferentemente do relatado nos estudos supracitados, cátions divalentes como o Ca^{2+} e Mg^{2+} , que exibem química similar ao Ra, apresentaram correlação menor. O resultado poderia estar relacionado à maior concentração de sódio quando comparada com esses cátions divalentes, conseguindo compensar a menor carga do íon e competir com sucesso pelos sítios de troca catiônica disponíveis na rocha. Além disso, o Ra também tem a capacidade de formar complexos fracos com cloretos (Langmuir, 1985), também presentes em altas concentrações nas amostras, o que pode contribuir para a solubilidade do rádio. No caso dos indicadores inorgânicos não foi encontrada relação evidente com a concentração de Ra total.

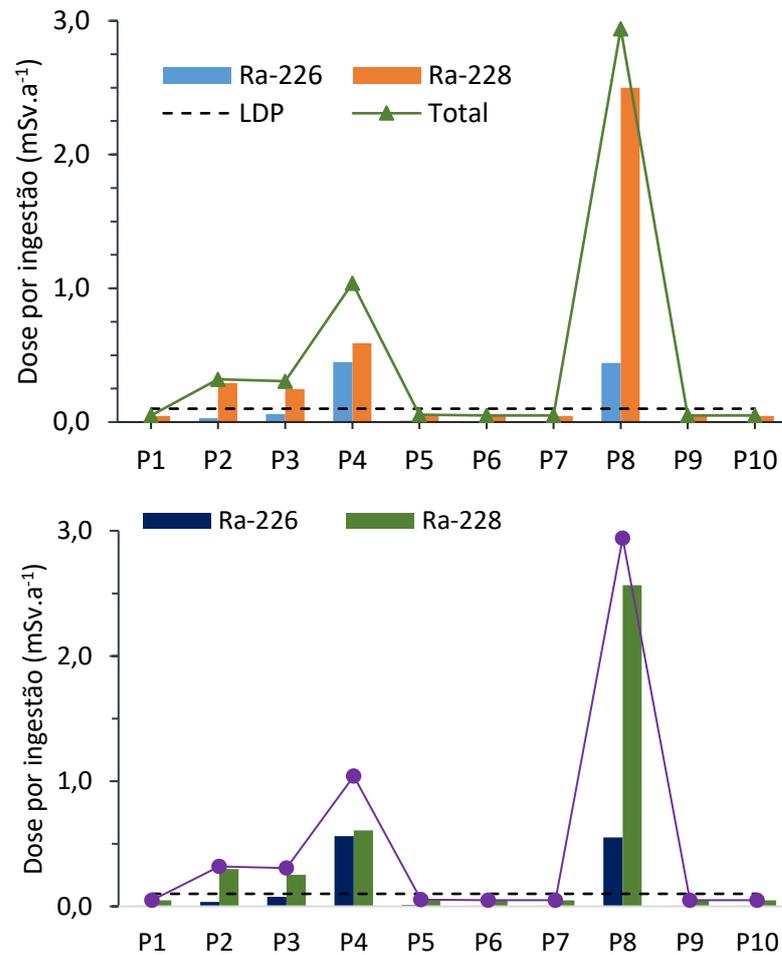
5.6 AVALIAÇÃO DO RISCO RADIOLÓGICO

Existe risco potencial para a saúde das pessoas associado ao consumo de água com níveis elevados de radioatividade. Concentração de atividade para radionuclídeos específicos têm o efeito de contribuir para o incremento da dose efetiva anual recebida pelos consumidores. Tendo em conta esse princípio e considerando os teores anômalos de ^{226}Ra e ^{228}Ra medidos nas águas não tratadas da área estudada, foram estimados os valores de dose efetiva anual por ingestão considerando a Equação 7 (epígrafe 4.6) para diferentes idades.

Os resultados são mostrados na Figura 41, onde a linha vermelha tracejada indica o valor de referência adotado pela International Commission on Radiological Protection (ICRP), que representa o risco adicional para a saúde decorrente da exposição a uma dose anual de 0,1 mSv, devido à ingestão dos radionuclídeos presentes na água de consumo, representado no gráfico como Limite de Dose Permitido (LDP).

A partir do gráfico pode-se verificar que as doses mais elevadas foram calculadas para a idade de 10 anos e em menor valor para as crianças com 1 ano. Nessas faixas, os valores de doses para as amostras P2, P3, P4 e P8 são sempre superiores a 0,1 mSv e as doses mais elevadas são derivadas do potencial consumo das águas de poço P4 e P8 (Riacho da Serra). As doses maiores na faixa de 10 anos são justificadas pelo maior consumo de água nessa fase (a taxa de ingestão para 10 anos é 1,5 vezes maior quando comparada com a de 1 ano). Para uma pessoa adulta, os valores de dose são superiores a 0,1 mSv apenas para as amostras P4 e P8.

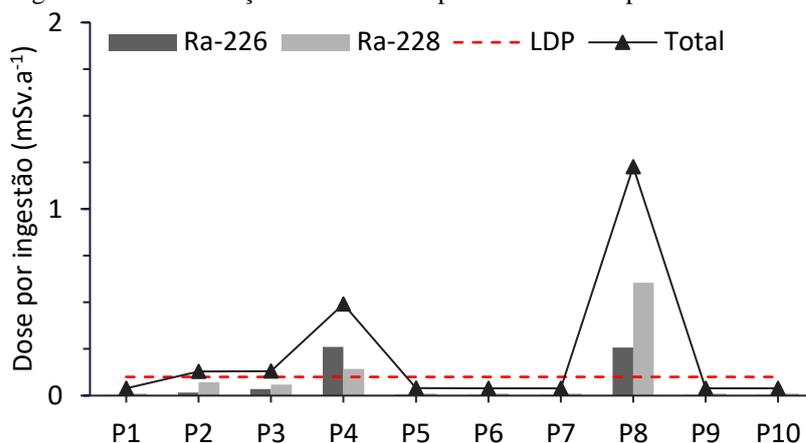
Figura 41 – Distribuição das doses por faixa etária



Fonte: Autora (2023)

Cada radionuclídeo pode contribuir para a dose em grau diferenciado, baseado no valor do coeficiente de conversão de dose do radionuclídeo e sua concentração de atividade na amostra. Na Figura 42 pode-se observar a contribuição dos radionuclídeos para os valores de dose total calculados para as três faixas etárias. Fica evidente o maior aporte do ^{228}Ra ao valor de dose total para todas as faixas, em especial para a idade de 1 ano. Deve-se ter em consideração que, embora a atividade do ^{226}Ra seja mais elevada para a maioria das amostras, o maior valor do fator de conversão de dose para o ^{228}Ra (uma ordem maior) equilibra essa diferença. Chama-se a atenção para amostra P4, na idade adulta, para a qual o aporte de ^{226}Ra resulta maior. Neste caso, os coeficientes de conversão para os dois radionuclídeos são da mesma ordem, pelo que não é compensada a diferença nas atividades.

Figura 42 – Contribuição dos radioisótopos ^{226}Ra e ^{228}Ra para a dose efetiva



Fonte: Autora (2023)

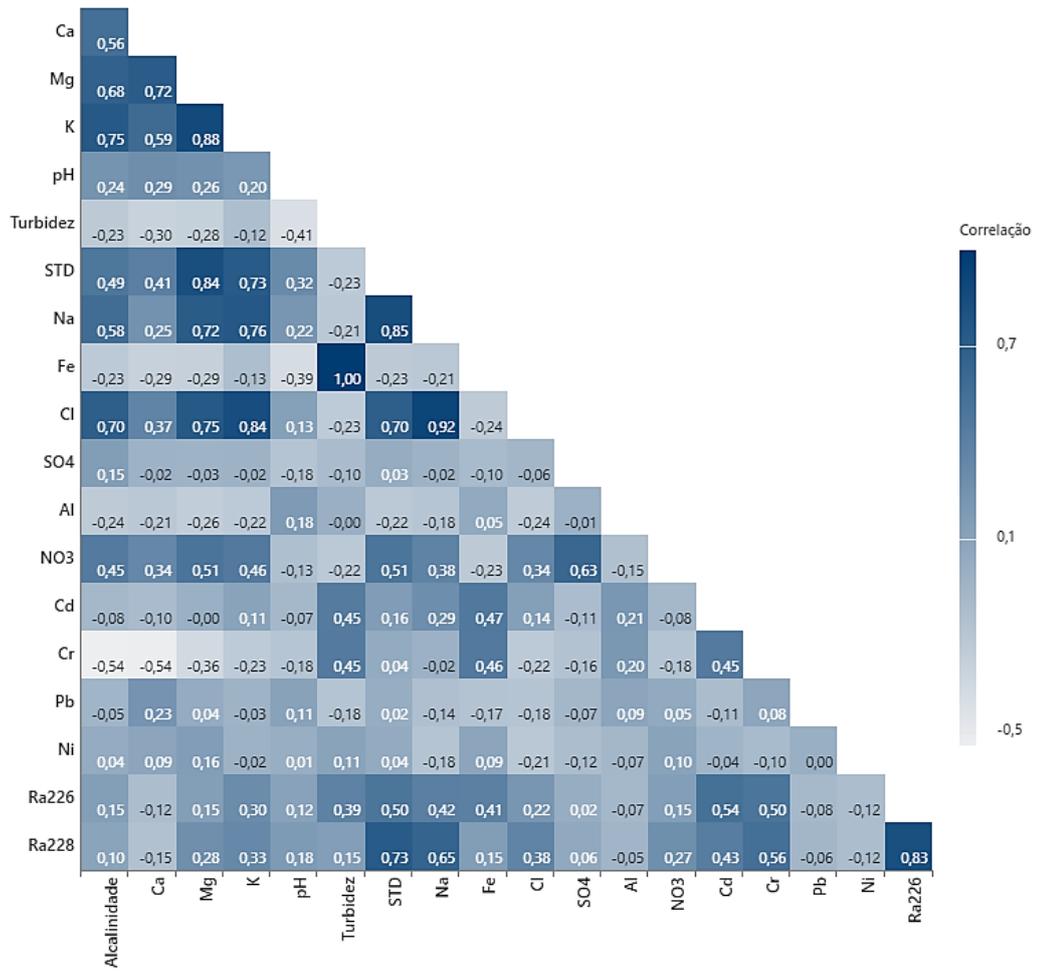
Os resultados obtidos revelam a existência de risco radiológico para a saúde da população, especialmente no caso do consumo de água não tratada com elevados níveis de radioatividade, o que se traduz em doses anuais superiores a 0,1 mSv. Este cenário é particularmente relevante para crianças com idade entre 1 e 10 anos.

5.7 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO E AGRUPAMENTO DE VARIÁVEIS

Tendo os resultados do monitoramento, resulta importante conhecer se existe relação entre os parâmetros medidos. Uma matriz de correlação mostra se existe alguma relação lineal entre os parâmetros medidos e a força dessa relação. A matriz de correlação obtida a partir dos dados da área de estudo (Figura 43) indica que existe correlação linear positiva e forte entre a turbidez e concentração de Fe. Também mostra correlação forte ($r > 0,7$) do Mg e K com Cl, Na, e STD, bem como das atividades para ^{226}Ra e ^{228}Ra .

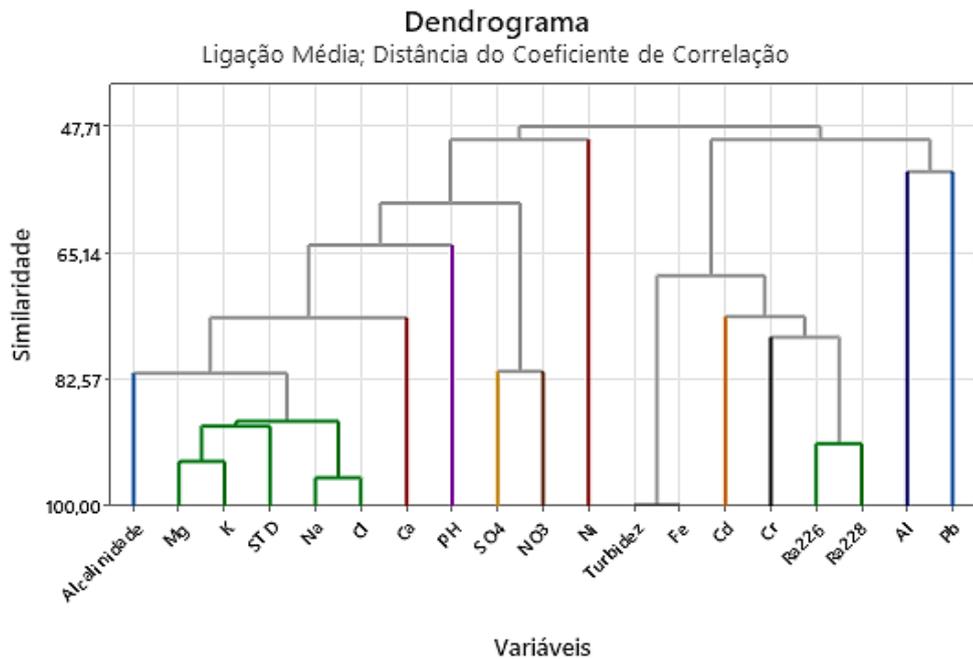
Ao realizar a análise de agrupamento de variáveis, verificou-se a formação de 3 agrupamentos e 10 isolamentos (Figura 44). O agrupamento resultante derivasse-se de realizar corte utilizando grau de similaridade igual a 83.

Figura 43 – Matriz de correlação para os parâmetros na área de estudo



Fonte: Autora (2023)

Figure 44 – Dendrograma resultante do agrupamento das variáveis.



Fonte: Autora (2023)

O primeiro agrupamento é formado por cinco variáveis: Mg, K, STD, Na e Cl. O segundo e terceiro agrupamento são formados por apenas dois parâmetros: Fe, turbidez e concentração de atividade de ^{226}Ra e ^{228}Ra , respectivamente. Esses resultados comprovam as correlações encontradas para os parâmetros avaliados. No gráfico pode-se apreciar que o grau de similaridade entre esses parâmetros, e conseqüentemente a força da correlação, varia na ordem a seguir: Turbidez-Fe >>Na-Cl > N-Cl, Mg-K > ^{226}Ra - ^{228}Ra . Considerando os parâmetros isolados, Al, Pb e Ni apresentam o menor grau de similaridade com os outros parâmetros, confirmando o resultado da análise previa que indica para a não existência de correlação desses parâmetros.

O agrupamento de variáveis permite juntar as variáveis em agrupamentos que compartilhem características comuns. Assim, seria possível reduzir o número de variáveis para a análise dos dados. Por exemplo, o resultado do agrupamento do nosso caso sugere que a caracterização das águas, do ponto de vista químico e organoléptico, poderia ser realizado usando apenas o parâmetro STD, considerando a estreita relação desse parâmetro com os outros do agrupamento.

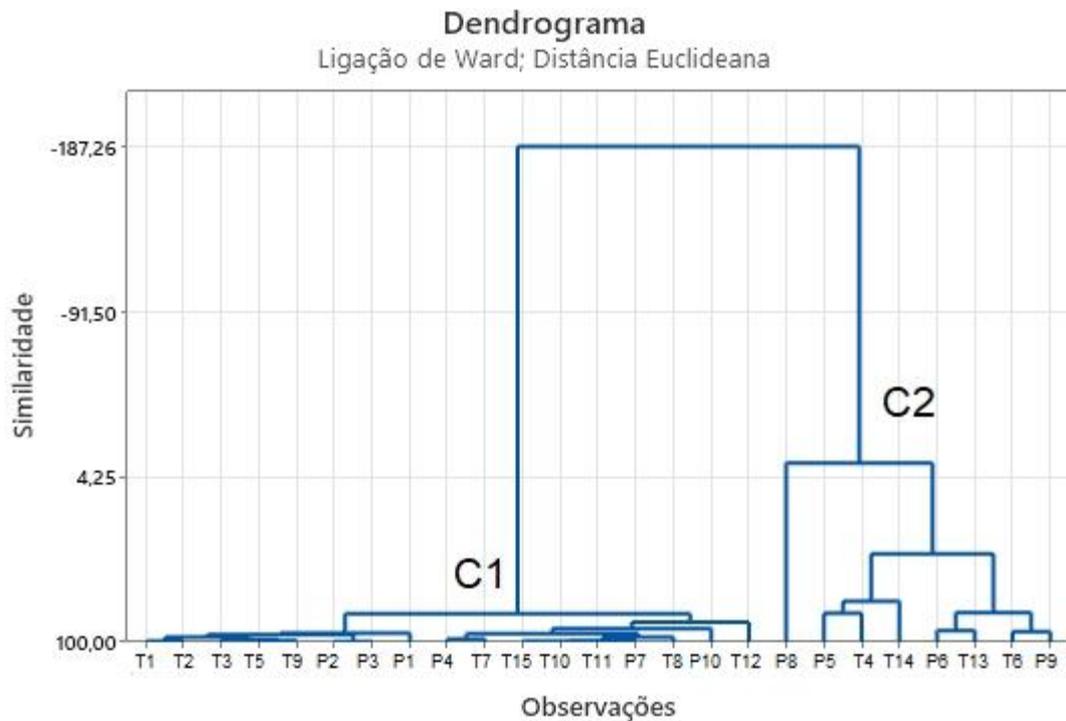
5.8 CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS MEDIANTE ANÁLISE DE AGRUPAMENTO

No intuito de realizar uma classificação dos pontos de amostragem foi realizada a análise de Agrupamento de Observações usando o software Minitab (ver 21.1). A análise permite avaliar a influência das variáveis que sejam de interesse para encontrar semelhanças entre as amostras. Assim, a classificação foi realizada com base no conjunto de variáveis físico-químicas e radiométricas, sendo excluídos parâmetros com todos os resultados abaixo do limite de detecção e aqueles obtidos por cálculo (no caso da Dureza). Para visualizar o processo de agrupamento, foi utilizado o dendrograma resultante, apresentado na Figura 45. Pode-se observar que o processo de classificação das amostras, de acordo com o grau de similaridade, termina na formação de dois clusters, C1 e C2.

Resulta notável que para as amostras do cluster 1, que abrange até 68 % do total, apresentam elevado grau de similaridade. Nesse cluster as características da água estão influenciadas predominantemente por parâmetros com resultados relativamente pertos entre eles. Entre as amostras do cluster destacam-se a concentração elevada de Fe y Al, bem como a presença de turbidez em várias amostras. Pela sua vez, nas amostras do cluster 2 resulta marcante a influência de outros parâmetros: teor elevado de STD, Na, Cl, Ca e Mg, NO_3^- e Pb.

Por exemplo, na amostra P8 foi medida a concentração mais alta de STD, Na e Cl. A causa disso, P8 apresenta a menor similaridade com as outras amostras dentro do cluster.

Figure 45 – Dendrograma resultante da Análise de Cluster Hierárquica



Fonte: Autora (2023)

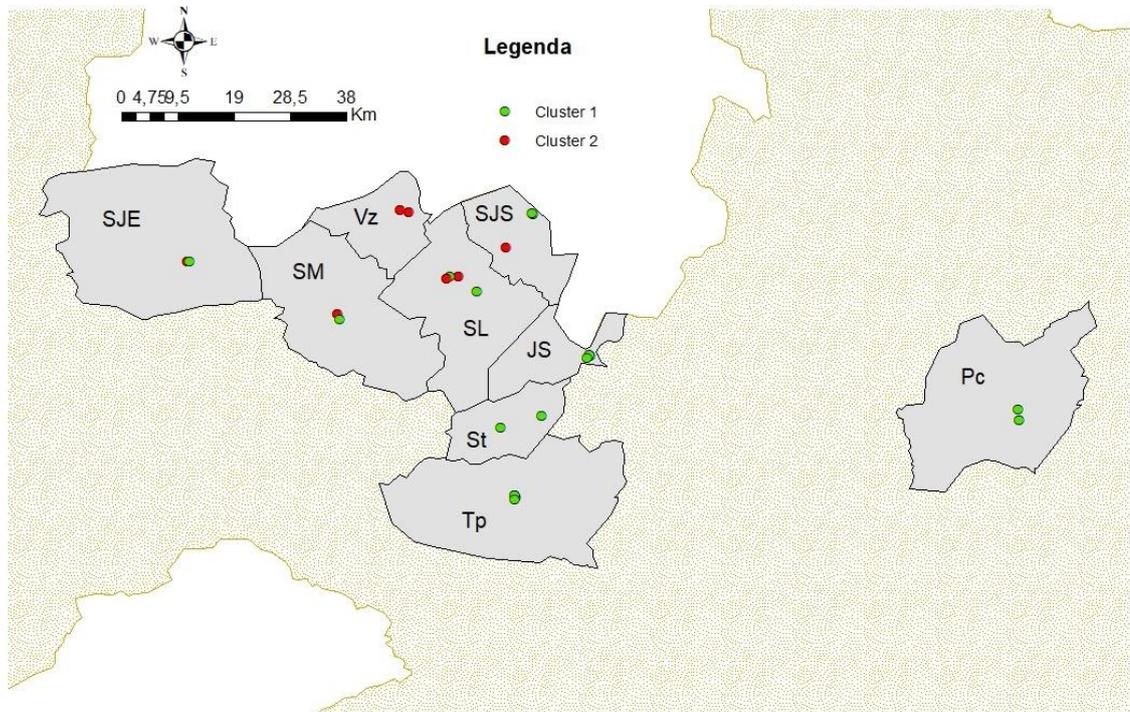
O resultado do Análise de Cluster também permite classificar às águas considerando o padrão de potabilidade. Assim, no cluster 2 foram agrupadas as amostras com qualidade inferior, toda vez que ao apresentar os valores mais elevados a probabilidade de ultrapassar o valor máximo permitido aumenta, sendo a amostra P8 o caso mais evidente. Também nesse cluster estão as amostras com valores elevados de parâmetros considerados como de risco para a saúde: nitrato, chumbo, alfa e beta total. No cluster predominam as afetações relacionadas com parâmetros do padrão organoléptico.

Na figura 46 é apresentada a distribuição geográfica das amostras classificadas segundo a análise de agrupamento.

Resulta evidente do gráfico que as amostras do cluster 2 estão agrupadas nos municípios Várzea, São José de Sabugi, São José de Espinharas e Santa Luzia. Considerando que as amostras têm origem diferenciado, coletadas a partir de caixas de distribuição, de torneira em residências e posto de saúde e diretamente de poços a influência geológica no agrupamento não parece ser evidente. Fatores associados ao tipo de uso parece ser a causa fundamental para as diferenças encontradas e esses fatores têm maior peso nos municípios onde estão as amostras

do cluster 2, a modo de causar alterações marcantes, fundamentalmente, em parâmetros considerados como de risco para a saúde.

Figure 46 – Distribuição geográfica dos cluster.



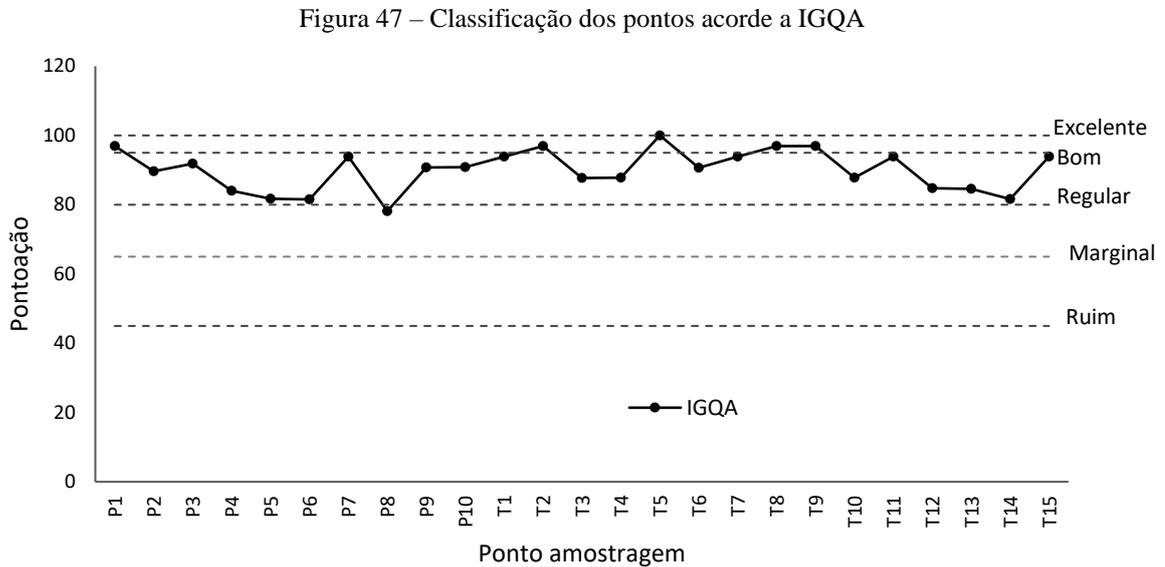
Fonte: Autora (2023)

5.9 APLICAÇÃO DE ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

No presente estudo foram avaliados 20 parâmetros daqueles recomendados pela Portaria, para avaliar a potabilidade da água. É importante salientar a variedade desses parâmetros, que abrange variáveis físicas, químicas, radiológicas e microbiológicas. Considerando o volume e a variedade de informações resultantes, fica difícil a interpretação para o público não especializado. Para isso o Índice de Qualidade da água pode auxiliar na interpretação dos dados, sendo uma ferramenta desenhada para simplificar a complexidade das bases de dados resultantes de campanhas de monitoramento, consolidando os resultados de forma simples e efetiva, especialmente para a audiência não especializada.

No cálculo do Índice Geral de Qualidade da Água (IGQA) foram utilizados parâmetros especificados na Portaria nº 888/21 do Ministério da Saúde, incluindo variáveis do padrão organoléptico, algumas consideradas como de risco para a saúde e medidas de radioatividade. O resultado microbiológico não foi incorporado no cálculo do IGQA, considerando que o

parâmetro não tem valor comparativo, apenas é descrito como presente ou ausência de micro-organismos. Na Figura 47 são apresentados os resultados para o cálculo do IGQA.



Classificação segundo Tabela 7

Fonte: Autora (2023)

No eixo das abscissas, as amostras foram distribuídas pelo agrupamento das águas não tratadas (P1-P10) e depois as tratadas (T1-T15), auxiliando na análise e comparação. Encontrou-se apenas uma amostra com qualidade regular (P8, água bruta), sendo a porcentagem de amostras com qualidade excelente de 33% para as águas tratadas e 20% para a brutas.

Resultado como o apresentado na Figura 45 é apenas a representação da classificação baseada em um Índice de Qualidade, mas na hora de fornecer essa informação é importante fazer referência aos parâmetros que tinham influenciado negativamente na classificação das fontes de água, especialmente os que representam risco para a saúde. Por exemplo, para o presente estudo deve-se especificar que:

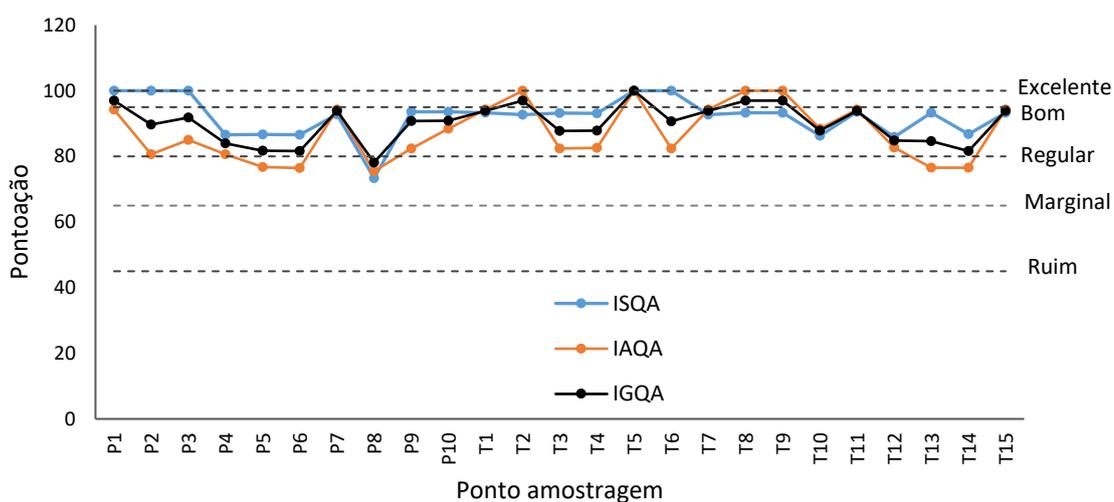
1. Considerando a classificação de excelente, apenas a água no ponto T5 não apresentou qualquer desvio nos parâmetros considerados.
2. Para a água em P1, (classificação Excelente) apenas um parâmetro ultrapassou o valor permitido, nesse caso a concentração de alumínio, podendo influenciar no seu sabor.
3. As amostras P7, T2, T7-T9 e T15, embora classificadas como de excelente qualidade, apresentam concentração de chumbo acima do permitido. Nesse caso as autoridades

deveriam prestar atenção nos fatores que podem estar provocando o incremento na concentração do elemento.

4. A concentração de chumbo e nitrato foram os parâmetros considerados como de risco para a saúde, que contribuíram para a qualidade da água das outras amostras cair na classificação boa. Nessas amostras também aparecem problemas relacionados à cor e aparência (Fe e turbidez) e sabor (cloreto, sódio e STD).
5. Especial atenção deve-se prestar na fonte da amostra P8, a única com qualidade regular pois apresenta concentração elevada de Pb, nitrato e atividade alfa e beta total (alfa elevado também aparece em P4). Além dos riscos associados a esses parâmetros, a água deve acusar sabor salgado a causa do conteúdo elevado de sais.

Aproveitando a flexibilidade que brinda a formulação do Índice, foram desenvolvidos dois outros índices baseados nas categorias de risco para a saúde e aceitabilidade, o que permite realizar a classificação da qualidade da água a partir de duas escalas: 1- Índice Sanitário de Qualidade da Água (ISQA), onde são considerados parâmetros de risco para a saúde, incluindo radioatividade e 2 - Índice de Aceitabilidade da Qualidade da Água (IAQA), que inclui apenas variáveis organolépticas. Esses índices podem simplificar a compreensão e comunicação dos resultados. Representação da classificação baseada nos três índices é apresentada na Figura 48.

Figura 48 – Qualidade da água categorizada pelos três índices



Fonte: Autora (2023)
Classificação segundo Tabela 7

De uma perspectiva puramente de saúde, o ISQA fornece uma avaliação mais relevante da qualidade da água, pois inclui apenas informação de parâmetros que têm o potencial de

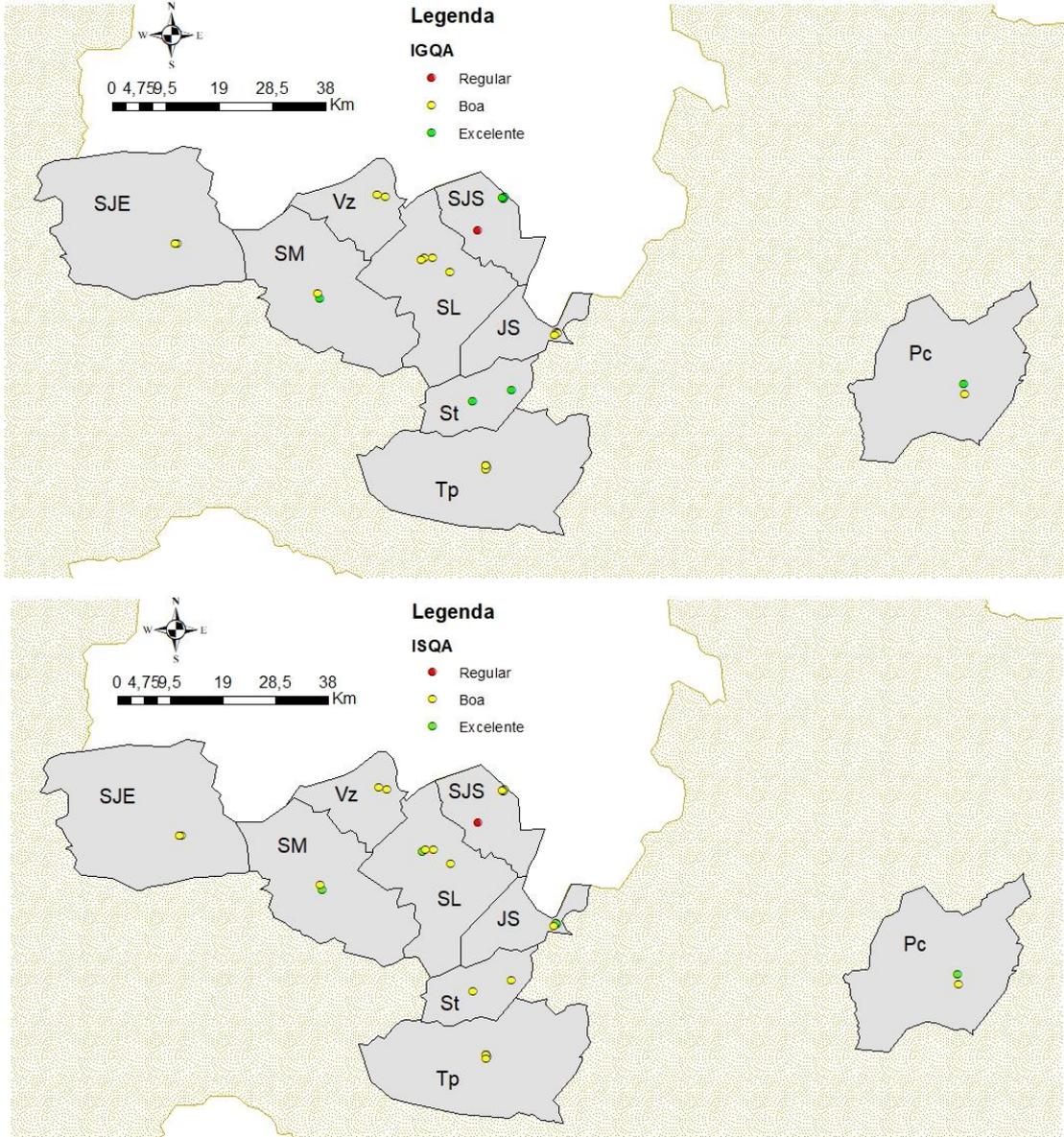
resultar em efeitos adversos à saúde da população. O IAQA fornece informação que refletem à percepção do público geral acerca da qualidade da água, pois avalia parâmetros que podem causar sabor, cor ou odor inaceitáveis, sendo que esses parâmetros não têm necessariamente nenhum efeito prejudicial à saúde. O IGQA considera tanto os parâmetros incluídos no ISQA quanto no IAQA e, como tal, fornece uma informação abrangente quanto à qualidade da água.

Pode-se apreciar na Figura 48 que os resultados dos três índices estão restritos na faixa de qualidade de excelente até regular. O índice IGQA, embora seja a combinação de ambos os subíndices, segue de perto o comportamento do índice IAQA, indicando que o índice geral é fortemente influenciado por variáveis do padrão organoléptico. Sendo assim, a aceitabilidade da água, em termos de sabor, color ou cheiro poderia estar comprometida quando comparada à qualidade associada com fatores de risco para a saúde humana.

Para uma avaliação rápida da situação na região, os IQA foram apresentados em mapas (Figura 49), resultando numa visão da situação das fontes de água da região. A representação espacial da classificação baseado em IQA permite conhecer com rapidez quais fontes apresentam qualidade adequada e onde deve-se priorizar os esforços, seja no tratamento da água bem como no seu monitoramento.

De acordo com os resultados apresentados, o IQA tem se mostrado como uma ferramenta útil para comunicar informação acerca da qualidade da água as autoridades e público em geral. Assim pode-se ter rapidamente uma imagem general do estado dos recursos hídricos estudados. Pode ser muito útil para o propósito comparativo, por exemplo, quais fontes apresentam a pior qualidade, bem como fazer seguimento ao longo do tempo do estado das fontes. Importante salientar que o índice, a causa do seu desenho, contém menos informação comparado aos dados dos quais se deriva. Assim, qualquer IQA não deveria substituir a análise pormenorizada dos dados obtidos nas campanhas de monitoramento, não devendo ser utilizado como critério único na tomada de decisões e manejo de recursos hídricos.

Figura 49 – Distribuição espacial dos índices de qualidade na área de estudo



Fonte: Autora (2023)

CONCLUSÕES

- Fontes de água apresentam alterações organolépticas relacionadas ao sabor e aparência, causada fundamentalmente pela concentração elevada de sais dissolvidos bem como pela presença de cor e turbidez, respectivamente.
- Na área estudada existem condições para favorecer a concentração de Pb superior ao valor máximo permitido, o que pode representar risco para a saúde pela exposição crônica ao elemento tóxico através da ingestão da água contaminada.
- Alterações no padrão radiológico de potabilidade estão centradas no município de São José de Sabugi e Junco do Seridó. Concentração de atividade elevada de Ra nas águas subterrâneas em Riacho da Serra (06°59'45.6"), está associada com condições geoquímicas na área, incluindo a presença de minerais radioativos nas rochas do aquífero, fraturas no baseamento rochoso, proximidade das áreas de acumulação dos radionuclídeos do poço e a presença elevada de sais na água, especialmente sódio e cloretos.
- Existe risco radiológico pelo consumo de água, especialmente para população jovem (1 e 10 anos) e em maior grau para a população de Riacho da Serra, no município São José de Sabugi.
- Comprove-se que o IQA é o uma ferramenta de utilidade para auxiliar na simplificação da informação gerada no monitoramento, facilitando o processo de comunicação com autoridades e o público geral. Combinado com a representação em mapas, revela de forma sintética quais fontes demandam atenção imediata, ajudando no processo de gestão dos recursos hídricos

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S.A. QUALIDEX - A new software for generating water quality indice. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 119, n. 1–3, p. 201–231, 2006.
- ABBASI, A.; MIREKHTIARY, F. Lifetime risk assessment of Radium-226 in drinking water samples. **International Journal of Radiation Research**, v. 17, n. 1, p. 163–169, 2019.
- ALENCAR, F.K. M.; LIMA, G.R.R; SOUZA, S.O., Qualidade de águas subterrâneas sob embasamento cristalino em porção do sertão central cearense. **Águas Subterrâneas - Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas**, 2019.
- AL-FARTUSIE, F.S; MOHSSAN, S.N. Essential trace elements and their vital roles in human body. **Indian Journal of Advances in Chemical Science**, v. 5, n. 3, 127–136, 2017.
- ALVES, S.; ATAIDE, C.; SILVA, J. Análise microbiológica de coliformes totais e termotolerantes em água de bebedouros de um parque público de Brasília. **Revista de Divulgação Científica Sena Aires**, v. 7, n. 1, p. 12–17, 2018.
- AKYIL, S.; ASLANI, M. A. A.; GURBOGA, G.; AYTAS, S.; ERAL, M. Activity concentration of radium-226 in agricultural soils. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 254, n. 1, p. 9–14, 2002.
- ALMEIDA., A.; SMITH, C. M.; PORTO, L. C.; CARDOSO, O.J.; RIBEIRO, A.; FALCÃO, R. R.; ABDELHAY, E.; BOUZAS, L. F.; THULER, L. C. S.; ORNELLAS, M. H.; DIAMOND, H. R. Age-related changes in natural killer cell receptors from childhood through old age. **Human Immunology**, v. 72, n. 4, p. 319–329, 2011.
- ANA – Agência Nacional de Águas. A questão da água no Nordeste, 436 p, Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE), 2012.
- ANA – Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe anual. Brasília, p. 100, 2019.
- APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, Groundwater, and Pollution**. 2nd. ed. Leiden, 647 p., 2005.
- ARAI, T.; OHJI, M.; HIRATA, T. Trace metal deposition in teleost fish otolith as an environmental indicator. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 179, n. 1–4, p. 255 – 263, 2007.
- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C.; GONZAGA, G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103–118, 2012.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman. 2011.
- BONOTTO, D. M. Doses from ^{222}Rn , ^{226}Ra , and ^{228}Ra in groundwater from Guarani aquifer, South America. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 76, n. 3, p. 319–335, 2004.

- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n 430, 13 de maio de 2011.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n 396, 03 de abril de 2008.
- BRASIL. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano. Ministério da Saúde Série B. Textos Básicos de Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde, Brasília, 2006
- BRASIL. Plano de Segurança da Água: Garantindo a qualidade e promovendo a saúde: um olhar do SUS. Ministério da Saúde. Conselho Nacional de Saúde. Brasília, 61 p., 2012.
- BRASIL. Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano. Brasília: Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador, Brasília, 51 p., 2016.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria nº 888, de 04 de maio de 2021.
- CAGEPA. Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. 2020. Disponível em: <<http://www.cagepa.pb.gov.br/>>. Acesso em: 16 ago. 2020.
- CALIN, M.R.; CALIN, M.A.; DONE, L.; DRUKER, A.E.; CALIN, A.C. _Assessment of calibration parameters for gamma-ray spectrometry system. **Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry**, v. 288, p. 547–552, 2011.
- CANBERRA, I. I. Germanium Detectors. **User's Manual**. n. i, p. 1–3, 2008.
- CANBERRA. Nuclear Science **Experiments with Digital Electronics**. p. 78, 2015.
- CARVALHO, F. P.; FAJGELJ, A. Radioactivity in drinking water: Routine monitoring and emergency response. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 224, n. 6, 2013.
- CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report. In: Canadian environmental quality guidelines, Winnipeg, 2003.
- CHAPMAN, D. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Published by F & FN Spon, 11 New Fetter Lane, London, UK, Second Edition, 1996, 651 p.
- CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais. Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade da água. São Paulo, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2018, Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Apêndice-D_-Índices-de-Qualidade-das-Águas.pdf>
- CETESB. Coliformes totais, coliformes termotolerantes e Escherichia coli - Determinação pela técnica de tubos múltiplos: NORMA TÉCNICA L5.202. São Paulo. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2018, Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/>
- CFARKU, F.; XHIXHA, G.; BYLYKU, E.; ZDRULI, P.; MANTOVANI, F.; PËRPUNJA, F.; CALLEGARI, I.; GUASTALDI, E.; XHIXHA KAÇELI, M.; THOMA, H. A preliminary study

of gross alpha/beta activity concentrations in drinking waters from Albania. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 301, n. 2, p. 435–442, 2014.

CHAPMAN D. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Second Edi ed. Cambridge: E&FN Spon, 1996. 651

CHAU, N. D.; KOPEĆ, M.; NOWAK, J. Factors controlling ^{226}Ra , ^{228}Ra and their activity ratio in groundwater—an application in Polish. **Carpathian mineral waters**. v. 42, n. 3, p. 337–351, 2016.

CHAU, N. D.; TOMASZEWSKA, B. Mineral and Bottled Water as Natural Beverages. Elsevier Inc. 1–38 p, 2019.

CHAUHAN, S.S.; THAKUR, R.; SHARMA, G.D. Nickel: Its availability and reactions in soil. **Journal of Industrial Pollution Control**, v.24, n.1p. 57–62, 2008.

CONTE, V.D.; COLOMBO, M.; ZANROSSO, A.V.; SALVADOR, M. Qualidade microbiológica de águas tratadas e não tratadas na região nordeste do Rio Grande do Sul. **Infarma**, v .16, n. 11, p. 83–84, 2004.

COSTA, A. M.; MELO, J. G.; SILVA, F. M. Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. **Água subterrâneas**, v. 20, n. 1, p. 67–82, 2006.

DAFAUTI, S., HEGDE, A. G.; PULHANI, V. A. Leaching of uranium, radium, and thorium from vertisol soil by ground water, **J. Radioanal. Nucl. Chem.** v. 274, n. 2, p 88–104, 2007.

DÍAZ-PUGA, M.; VALLEJOS IZQUIERDO, A.; SOLA, F.; DANIELE, L.; MOLINA SÁNCHEZ, L.; PULIDO BOSCH, A. Identificación de procesos hidrogeoquímicos mediante elementos minoritarios en Sierra de Gádor (Almería, España). **Geogaceta**, n. 59, p. 43–46, 2016.

DINIZ, M.T.M.; OLIVEIRA, G.P. Caracterização geoambiental dos Sertões do Seridó Potiguar como subsídio para o planejamento ambiental. **Revista Geonorte**, Edição Especial 4, v.10, n.1, p.229-233, 2014.

DNPM. Ferro (Fe). 2017. Disponível em: < <http://www.dnmp-pe.gov.br/Detalhes/Ferro.htm> >. Acesso em: 14 de novembro, 2021.

EFSA Scientific opinion on lead in food. **European Food Safety Authority Journal**, vol. 8, n. 4, 2010.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – 5ta Edição, 2013.

EPA. Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials. Committee on Evaluation of EPA. National Research Council, NRC, 1999. Disponível em: <<http://www.nap.edu/catalog/6360.html>>. Acesso em: 12 ago. 2022.

FEITOSA, A. C.; FILHO J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3ra. ed. Rio de Janeiro, v. 53, 1689–1699 p., 2013.

FELIX, V.S.; DA PAZ, A.R. Representação dos processos hidrológicos em bacia hidrográfica do semiárido paraibano com modelagem hidrológica distribuída. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 3, p. 556–569, 2016.

FORSYTHE, S. J. **Microbiologia da Segurança dos Alimentos**. 2da. ed. [s.l: s.n.] 2013

FRANCO, BERNADETTE D. G. M; LANDGRAF, MARIZA, M. T. D. **Microbiologia dos Alimentos**. Atheneu ed. São Paulo: [s.n.]2005.

FROMM, K.M. Chemistry of alkaline earth metals: It is not all ionic and definitely not boring! **Coordination Chemistry Reviews**, v. 408, 2020.

FUENTES, E.; FUENTES, M.; ALARCÓN, M.; PALOMO, I. Immune system dysfunction in the elderly. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 1, p. 285–299, 2017.

FUNASA. Manual prático de análise de água. 4ta. ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 150 p., 2013.

GAO Q., LI Y., CHENG Q., YU M., HU B., WANG Z., YU Z. Analysis and assessment of the nutrients, biochemical indexes and heavy metals in the Three Gorges Reservoir, China, from 2008 to 2013. **Water Res.** 92, 262–274, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.055>.

GOMES, M. A.; DA SILVA, E. V.; DOS SANTOS, L. C.; GUEDES, S.; FERREIRA, A. J. Avaliação Hidroquímica e de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade das Águas Subterrâneas da Zona Urbana do Município de Sousa-PB. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 2, p. 162-172, 2018.

HEM, J.D. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper No. 2254, 3rd Edition, 1985.

HERPHS, L.S.; LIMA, M.L.S.O.; XAVIER, P.M.A.; SILVA, A.G. Análises físico-químicas e microbiológicas da água destinada ao consumo humano em instituições públicas de ensino da cidade de Porto Seguro-BA. **Rev. Tecnol. Soc.**, Curitiba, v. 19, n. 55, p.329–344, 2023

IAEA – International Atomic Energy Agency. The environmental behavior of radium. **Technical Reports Series no. 476**. Vienna, 2014

INSTITUTO TRATA BRASIL. Acesso à água nas regiões Norte e Nordeste do Brasil: desafios e perspectivas. p. 187, 2018.

JIA, G.; JIA, J. Determination of radium isotopes in environmental samples by gamma spectrometry, liquid scintillation counting and alpha spectrometry: A review of analytical methodology. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 106, p. 98–119, 2012.

JOBÁGY, V.; WÄTJEN, U.; MERESOVA, J. Current status of gross alpha/beta activity analysis in water samples: A short overview of methods. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 286, n. 2, p. 393–399, 2010.

- JOBBÁGY, V.; MEREŠOVÁ, J.; WÄTJEN, U. Critical remarks on gross alpha/beta activity analysis in drinking waters: Conclusions from a European interlaboratory comparison. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 87, p. 429–434, 2014.
- KHAN, A. J.; SEMKOW, T. M.; BEACH, S. E.; HAINES, D. K.; BRADT, C. J.; BARI, A.; SYED, U. F.; TORRES, M.; MARRANTINO, J.; KITTO, M. E.; MENIA, T.; FIELMAN, E. Application of low-background gamma-ray spectrometry to monitor radioactivity in the environment and food. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 90, p. 251–257, 2014.
- KERUR, B.R.; RAJESHWARI, T.; ANILKUMAR, S.; NARAYANI, K.; REKHA, A.K. Gamma spectrometric analysis of ore samples from Sandur of Bellary, Karnataka, India. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 294, n. 2, p. 191–196, 2012.
- KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in Life Science**, v. 8, n. 1, p. 23–39, 2015.
- KLEINHEINZ, G.T.; BUSSE, K.M.; GORMAN, W.; MCDERMOTT, C.M. Comparison of Petrifilm and Colilert methods for *E. coli* enumeration in recreational water. **Lake and Reservoir Management**, v. 28 n. 4, p. 328–337, 2012.
- KNOLL., G. F. **Radiation detection and measurement**. 4th. ed. Michigan: John Wiley & Sons, Inc., v. 6. 2010. 857 p.
- KRÓL, A.; MIZERNA, K.; BOŻYM, M. An assessment of pH-dependent release and mobility of heavy metals from metallurgical slag. **Journal of Hazardous Materials**, v. 384, 2020.
- KULLS CHRISTOPH. Leitbild and Indicators of Socio-Environmental Health. 2013. Disponível em: <https://www.slideshare.net/GRFDavos/leitbild-and-indicators-of-socioenvironmental-health?qid=47389d31-a2f2-47a1-90dd-c730722f4c0f&v=&b=&from_search=3>. Acesso em: 16 ago. 2020.
- LADEIRA, E. A. Análise da informação geológica do Brasil. Relatório Técnico 11. Ministério de Minas e Energia: Secretaria De Geologia, Mineração e Transformação Mineral, 2009. 92 p.
- LANGMUIR, D. The thermodynamic properties of radium. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 49, p. 1596 – 1601, 1985.
- LINTERN, A.; WEBB, J. A.; RYU, D.; LIU, S.; BENDE-MICHL, U.; WATERS, D.; LEAHY, P.; WILSON, P.; WESTERN, A. W. Key factors influencing differences in stream water quality across space. **WIREs Water**, v. 5, n. 1, p. 1–31, 2017.
- LYTLE, D.A.; MAGNUSON, M. L.; SNOEYINK, V.L. Effect of oxidants on the properties of Fe (III) particles and suspensions formed from the oxidation of Fe (II). **Journal - American Water Works Association**, v. 96, n. 8, 112–124, 2004.
- NÉGREL, P.; MILLOT, R.; ROY, S.; GUERROT, C.; PAUWELS, H. Lead isotopes in groundwater as an indicator of water–rock interaction (Masheshwaram catchment, Andhra Pradesh, India). **Chemical Geology**, 274(3-4), 136–148, 2010.

NOLASCO, G.M.; GAMA, E.M.; REIS, A.C.P.; GOMES, F.J.S.; MATOS, R.P. Análise da alcalinidade, cloretos, dureza, temperatura e condutividade em amostras de água do município de Almenara/MG. **RECITAL - Revista de Educação, Ciência e Tecnologia de Almenara/MG**, v. 2, n. 2, p. 53–64, 2020.

NUNES, J.A; MEDEIROS, M.B; BEIRIGO, B.R. Fatores de formação e diversidade de solos no semiárido Paraibano. **I Congresso Internacional, Diversidade do Semiárido**, 2016.

MÁDUAR, F.M. Desenvolvimento de um Código Computacional Aberto de Análise Quantitativa para Determinação de Radionuclídeos por Espectrometria Gama com Detectores Semicondutores. INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES (IPEN). Autarquia associada à Universidade de São Paulo, 2010.

MAIA, M. B.; DE BRITO, J.; MARTINS, I. M.; SILVESTRE, J. D. Toxicity of Recycled Concrete Aggregates: Review on Leaching Tests. **The Open Construction and Building Technology Journal**, v. 12, n. 1, p. 187–196, 2018.

MORA, M. D. A.; PORTUGUEZ, B. C. F.; ALFARO, H. N.; HERNÁNDEZ, M. M. Diferencias de dureza del agua y las tasas de longevidad en la península de nicoya y los otros distritos de Guanacaste. **Tecnología en Marcha**, v. 28, n 3, p. 3–14, 2015.

MARINS, B. R.; TANCREDI, R. C. P.; GEMAL, A. L. Segurança alimentar no contexto da vigilância sanitária: reflexões e práticas. Rio de Janeiro: Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio/Fundação Oswaldo Cruz, 2014.

MEDLEY, P.; MARTIN, P.; BOLLHÖFER, A.; PARRY, D. ^{228}Ra and ^{226}Ra measurement on a BaSO_4 co-precipitation source. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 95, p. 200–207, 2015.

MONTAÑA, M.; CAMACHO, A.; VALLÉS, I.; SERRANO, I. Experimental analysis of the mass efficiency curve for gross alpha activity and morphological study of the residue obtained by the co-precipitation method. **Applied Radiation and Isotope**, v. 70, P. 1541–1548, 2012.

MORAIS, S.A.N. Qualidade da água do aquífero freático no alto cristalino de Salvador, Bacia do rio Lucaia, Salvador, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 35, n. 4, p. 343–350, 2005.

NIKANOROV, A. M.; BRAZHNIKOVA, L. V. Water Chemical Composition of Rivers, Lakes and Wetlands. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, v. 2, p. 42–80, 2009.

NOBREGA, T. F.; SOUZA, R. F.; MEDEIROS, G. F. Qualidade da água superficial de reservatórios temporários localizados entre a região semiárida e o litoral do Nordeste brasileiro *Ciência. e Natura*, v.41, n24, p. 01-15, 2019. DOI:10.5902/2179460X32919

NUCCETELLI, C.; RUSCONI, R.; FORTE, M. Radioactivity in drinking water: regulations, monitoring results and radiation protection issues. **Ann Ist Super Sanità**, v. 48, n. 4, 362–373, 2012.

OGA, S.; CAMARGO, M.M.A; BATISTUZZO, O. J. **Fundamentos de toxicologia**. 4ta. ed. São Paulo: Editora, São Paulo, 2014. 684 p.

OMS – Organización Mundial de la Salud. **Guias para la calidad del agua de consumo humano: Cuarta edición que incorpora la primera adenda.** Ginebra, 2011.

OPS – Organización Pan-Americana de la Salud. **Agua y Salud.** Washington DC, 1999

ORTUETA M.M.; DOS SANTOS, J.J.; ROJAS, L.; AMARAL, R.; FARIAS, E.; BEZERRA, J.; SANTOS, J.; HERRERO, F.Z.; FREIRE, M. Radiological risk associated with ^{222}Rn occurrence in groundwater sources of rural communities in the semiarid region of Paraíba, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 195, n. 149, 2022.

OTT, W.R. **Índices Ambientais: Teoria e Prática.** Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, 1978.

PARRON, L. **Manual de procedimentos de amostragem e análises físico-químicas da água.** Colombo: EMBRAPA, 2011, 67 p.

PATEL, V. **Toxicology: Oxidative stress and dietary antioxidants.** 1ra. ed. 2020. 594 p.

PNQA – Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas. 2021. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: 16 ago. 2020.

QUEIROZ, N. J. **Gestão do abastecimento das águas fornecidas à população urbana do município de Pitimbu-PB.** – Instituto Federal da Paraíba: Unidade Acadêmica de Design, Infraestrutura e Ambiente, 2018, 105 p.

RIBEIRO, L.; ROLIM, N. Planeta água de quem e para quem: uma análise da água doce como direito fundamental e sua valoração mercadológica. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, v. 7, p. 7–33, 2017.

RODRIGUES, B. O.; MASCARENHAS, A. I. L.; NACIMENTO, E. C.; DA SILVA, J. Análise das condições microbiológicas da água do município de Muritiba – **Bahia. HOLOS**, v.1, n. 37, 2021.

ROJAS, V. L.A. Qualidade química e radiológica de fontes de água para consumo humano do Seridó oriental no Rio Grande do Norte. 2020. 141 p. **Universidade Federal de Pernambuco.**

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. **Universidade Federal de Pernambuco.**

SHAHZAD, M. W.; BURHAN, M.; NG, K. C. A standard primary energy approach for comparing desalination processes. **Clean Water**, v. 2, n. 1, p. 1, 2019.

SLOOT, H. VAN DER; KOSSON, D. Leaching assessment methodologies for disposal and use of bauxite residues. Hans van der Sloot Consultancy, 2010, Disponível em: http://www.world-aluminium.org/media/filer_public/2b1013/11/21/leaching_assessment_methodologies_for_disposal_and_use_of_bauxite_residue.pdf

SLOOT VAN DER, H. A.; VAN ZOMEREN, A. Characterization leaching tests and associated geochemical speciation modelling to assess long term release behavior from extractive wastes. **Mine Water and the Environment**, v. 31, n. 2, p. 92–103, 2012.

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y.; DEUS, W. B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomédica Brasiliense**, v. 9, n. 3, p. 95, 2018.

SPERLING, M. V. Introdução à Qualidade das Águas e Tratamento de Esgotos. 2da. ed. Belo Horizonte: **Universidade Federal de Minas Gerais**, 452 p., 2005.

STURCHIO, N. C.; BOHLKE, J. K.; MARKUN, F. J. Radium isotope geochemistry of thermal waters, Yellowstone National Park, Wyoming, USA. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 57, n. 6, p. 1203–1214, 1993.

SUTADIAN, A.D; MUTTIL, N.; YILMAZ, A.J.; PERERA, B.J.C. Development of a water quality index for rivers in West Java Province, Indonesia. **Ecological Indicators**, v. 85, p.966–982, 2018.

SZABO Z, DEPAUL VT, FISCHER JM, KRAEMER TF, JACOBSEN E. Occurrence and geochemistry of radium in water from principal drinking-water aquifer systems of the United States. **Appl Geochem**, v. 27, p 729–752, 2012.

SMWW. Standard Methods for the Examination of Water. 23th. ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 2017.

TRI-STAR ENVIRONMENTAL CONSULTING. Synthesis of research and application of the CCME Water Quality Index. Report to the Canadian Council of Ministers of the Environment, March 2012. Disponível em: < <https://www.ccme.ca/fr/res/synthesis-of-research-and-application-of-the-ccme-water-quality-index-2017.pdf>>, Acesso em: setembro 2022.

UFPB. Boletim anual sobre a chuva no Brasil, Technical Report, 2021. DOI: 10.13140/RG.2.2.23043.84002

UDDIN, M.D; NASH, S.; RAHMAN, A.; OLBERT, A.I A comprehensive method for improvement of water quality index (WQI) models for coastal water quality assessment. **Water Research**, v. 219, 2022

UMBUZEIRO, G. A. Guia de potabilidade para substâncias químicas. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 144, 2012.

UNSCEAR – United Scientific Committee on the Effect’s of Atomic Radiation. Report of the United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation, Vienna, 2010.

US – United Nations. Sustainable Development Goal 6 Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation. New York, 2018.

USEPA. Ground Water & Drinking Water. Fact Sheets. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2011. Disponível em: <<https://safewater.zendesk.com/hc/en-us/categories/201454937-Fact-Sheet>> Acesso em: 11 mar 2023.

VENKATRAMANAN S., CHUNG S. Y., RAMKUMAR T., RAJESH R. Assessment of groundwater quality using GIS and CCME WQI techniques: a case study of Thiruthuraipoondi

city in Cauvery deltaic region, Tamil Nadu, India. **Desalin. Water Treat.** 57 (26), 12058–12073, 2015. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1048740>.

VERA, F. L. **Avances en estudios de Recursos Hídricos: Métodos Geoquímico - Isotópicos.** IMGE ed. Madrid: [s.n.] 257–266 p., 2000.

WARD, M. H.; JONES, R. R.; BRENDER, J. D.; DE KOK, T. M.; WEYER, P. J.; NOLAN, B.T.; VILLANUEVA, C. M.; VAN BREDA, S. G. Drinking water nitrate and human health: An updated review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 7, p. 1–31, 2018.

WHO – World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. 4th Ed., Geneva, 2011.

WHO – World Health Organization. Water Quality and Health - Review of Turbidity: Information for regulators and water suppliers. Technical Brief, 2017, Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/turbidity-information-200217.pdf%0Ahttp://www.who.int/water_sanitation_health/publications/turbidity-information-200217.pdf

YAMAGUCHI, M.U.; CORTEZ, L.E.R.; OTTONI, L.C.C.; OYAMA, J. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituição de ensino de Maringá-PR. **O Mundo da Saúde**, v. 37, n. 3, p. 312–320, 2013.

ZANELLA, M. E. Considerações sobre o clima e os recursos hídricos do Semiárido Nordeste. **Caderno Prudentino de Geografia, Presidente Prudente**, v. Especial, n. 36, p. 126–142, 2014.