



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

ROBERT FERNANDES DE MELO

**MONITORAMENTO RADIOECOLÓGICO DO RIO CAPIBARIBE NO ESTADO DE
PERNAMBUCO**

Recife

2024

ROBERT FERNANDES DE MELO

**MONITORAMENTO RADIOECOLÓGICO DO RIO CAPIBARIBE NO ESTADO DE
PERNAMBUCO**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciências. Área de concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior

Coorientadora: Profa. Dra. Zahily Herrero Fernández

Recife

2024

Catálogo de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Melo, Robert Fernandes de.
Monitoramento radioecológico do Rio Capibaribe no estado de Pernambuco / Robert Fernandes de Melo. - Recife, 2024.
91f.: il.

Dissertação (Mestrado) - 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: Zahily Herrero Fernández.

Inclui referências.

1. Análise Radiométrica; 2. Qualidade da Água; 3. Monitoramento; 4. Saúde. I. Santos Júnior, José Araújo dos. II. Herrero Fernández, Zahily. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

ROBERT FERNANDES DE MELO

**MONITORAMENTO RADIOECOLÓGICO DO RIO CAPIBARIBE NO ESTADO DE
PERNAMBUCO**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciências. Área de concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Aprovado em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Jose Araujo dos Santos Junior (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

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

Prof^a. Dr^a. Josineide Marques do Nascimento Santos (Examinador Externo)
Universidade Federal da Paraíba - UFPE

Prof^a. Dr^a. Marcela Ferreira Marques de Oliveira (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação ao meu querido e amado primo, Luis Felipe, nobre guerreiro que lutou com bravura até o fim e sempre acreditou em um mundo belo e justo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela oportunidade de trilhar essa jornada de crescimento acadêmico e pessoal e pela força que recebi em cada momento.

À minha família, expressei minha gratidão pelo apoio incondicional ao longo dessa caminhada. Em especial, agradeço à minha esposa, Andréa Luz, cuja paciência e experiência no mundo acadêmico e de vida foram essenciais para a conclusão deste trabalho.

Ao meu querido filho, João Lucas, cuja inocência e alegria são uma inspiração constante.

Ao Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior, meu orientador, sou profundamente grato pela acolhida quando ingressei no PROTEN-DEN-UFPE, pela confiança que depositou em mim e pelos valiosos ensinamentos científicos e pessoais que compartilhou. Agradeço pelo apoio inestimável nos momentos de dúvida e dificuldade, pela liberdade concedida e, especialmente, pela amizade. Sinto-me privilegiado por ter tido a oportunidade de conhecer e trabalhar com alguém de integridade, competência e profissionalismo inquestionáveis. Somos profundamente gratos por seu cuidado com o bem-estar do grupo e pelo empenho constante em nos apoiar da melhor forma.

À Prof^a. Dra. Zahily Herrero Fernández, pela dedicação incansável, generosidade e pelo suporte constante em cada etapa do desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu grande amigo Taiwo Yinusa, que esteve ao meu lado em cada etapa deste trabalho, superando junto comigo as barreiras linguísticas.

À Maria Rita, por sua mediação indispensável ao longo desta jornada acadêmica.

Ao Gustavo Rogério Silva Barbosa, pela prontidão e disponibilidade em auxiliar na coleta de nitrogênio líquido, imprescindível para etapas fundamentais deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pelo apoio financeiro disponibilizado por meio da bolsa de estudos IBPG-1645-3.09/21, essencial para a realização deste trabalho.

Ao Departamento de Energia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), pela infraestrutura disponibilizada, e ao Programa de Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN), pela formação recebida, pela introdução ao campo da pesquisa e pelos valiosos ensinamentos, incentivo e apoio.

Aos Laboratórios LABRAN, LARCA e de Energia de Biomassa do DEN-UFPE, pela infraestrutura fundamental ao desenvolvimento deste trabalho.

Aos membros das bancas examinadoras dos Seminários I, II e da defesa de dissertação, cujas discussões, correções e sugestões foram inestimáveis.

Aos colegas de grupo de pesquisa, pela amizade e companheirismo na busca por um ideal científico comum.

E a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para o sucesso deste trabalho.

O Cão Sem Plumas

*A cidade é passada pelo rio
como uma rua é passada por um cachorro;
uma fruta por uma espada.*

*O rio ora lembrava a língua mansa de um cão
ora o ventre triste de um cão, ora o outro rio
de aquoso pano sujo dos olhos de um cão.*

*Aquele rio era como um cão sem plumas.
Nada sabia da chuva azul, da fonte cor-de-rosa,
da água do copo de água, da água de cântaro,
dos peixes de água, da brisa na água.*

*Sabia dos caranguejos
de lodo e ferrugem.*

*Sabia da lama como de uma mucosa.
Devia saber dos povos.
Sabia seguramente da
mulher febril que habita as ostras.*

*Aquele rio jamais se abre aos peixes, ao brilho,
à inquietação de faca que há nos peixes.
Jamais se abre em peixes.*

João Cabral de Melo Neto

RESUMO

As águas de rio, muito usadas comumente para diferentes fins, são de extrema importância para as comunidades ao longo do seu curso. A presença de contaminantes e de radionuclídeos naturais, pode afetar a saúde humana. Por isso, tomando como base de pesquisa o rio Capibaribe, que embora estudado em termos de parâmetros físico-químicos, carece de estudos sobre a mobilidade dos radionuclídeos naturais em sua extensa bacia. O presente estudo teve como objetivo avaliar as condições da água desse rio, monitorando parâmetros físico-químicos, microbiológicos (coliformes totais e *Escherichia coli*) e radiológicos (^{226}Ra e ^{228}Ra). Para as análises foram utilizados diversos equipamentos, a depender do parâmetro investigado, estes foram, um medidor multiparâmetro de campo, Análise por Injeção em Fluxo (FIA), a Fotometria de Chama e a Espectrometria Gama de Alta Resolução (HPGe-Be). Os dados físico-químicos apresentaram uma ampla gama de valores, influenciados por diversos fatores antropogênicos e naturais. Além disso, alguns pontos registraram valores acima do aceitável pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), enquanto outros ficaram abaixo do recomendado. Observou-se que os valores médios dos parâmetros como condutividade elétrica (2.911 mg.L^{-1}), salinidade (1.566 mg.L^{-1}), STD (1.455 mg.L^{-1}), coliformes totais (347 UFC.mL^{-1}), *Escherichia coli* (13 UFC.mL^{-1}), cloreto (625 mg.L^{-1}) e sódio (9.056 mg.L^{-1}) ultrapassaram os limites estabelecidos pelo CONAMA na resolução N° 430/01, indicando possíveis desequilíbrios ecológicos. Nas medições radiométricas, o ^{226}Ra teve uma atividade específica baixa ($0,01$ a $0,29 \text{ Bq.L}^{-1}$), permanecendo abaixo do valor máximo permitido pela Portaria N° 888/21, do Ministério de Saúde (^{226}Ra : 1 Bq.L^{-1} e ^{228}Ra : $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$). Por outro lado, o ^{228}Ra apresentou valores acima do permitido pela portaria ($0,2$ e $0,12 \text{ Bq.L}^{-1}$) em dois pontos, ambos localizados no município de Limoeiro-PE, o que requer maior atenção em futuras investigações. Os dados indicaram um possível risco radiológico associado ao consumo de água, com valores mais elevados no município de Limoeiro-PE e Carpina-PE, especialmente para a população mais jovem (menores de 1 ano, 1 ano e 15 anos).

Palavras-chave: Análise Radiométrica; Qualidade da Água; Monitoramento, Saúde.

ABSTRACT

The river waters, commonly used for different purposes, are of extreme importance to the surrounding communities. The presence of contaminants and natural radionuclides can affect human health. Therefore, using the Capibaribe River as the research base, which, although widely studied in terms of physical-chemical parameters, lacks studies on the mobility of natural radionuclides in its extensive basin. The present study aimed to evaluate the water conditions of this river, monitoring physical-chemical, microbiological (total coliforms and *Escherichia coli*), and radiological parameters (^{226}Ra and ^{228}Ra). Various equipment were used for the analyses, depending on the parameter investigated; these included a multiparameter field meter, Flow Injection Analysis (FIA), Flame Photometry, and High-Resolution Gamma Spectrometry (HPGe-Be). The physical-chemical data presented a wide range of values, influenced by various anthropogenic and natural factors. Additionally, some points registered values above the acceptable levels set by the Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), while others were below the recommended limits. It was observed that the average values of parameters such as electrical conductivity (2.911 mg.L^{-1}), salinity (1.566 mg.L^{-1}), TDS (1.455 mg.L^{-1}), total coliforms (347 CFU.mL^{-1}), *Escherichia coli* (13 CFU.mL^{-1}), chloride (625 mg.L^{-1}), and sodium (9.056 mg.L^{-1}) exceeded the limits established by CONAMA in resolution N^o. 430/01, indicating possible ecological imbalances. In radiometric measurements, ^{226}Ra had a low specific activity (0,01 to $0,29 \text{ Bq.L}^{-1}$), remaining below the maximum value allowed by Portaria N^o 888/21, do Ministério de Saúde (^{226}Ra : 1 Bq.L^{-1} e ^{228}Ra : $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$). On the other hand, ^{228}Ra presented values above the limit permitted by the ordinance ($0,2$ and $0,12 \text{ Bq.L}^{-1}$) at two points, both located in the municipality of Limoeiro-PE, which requires further attention in future investigations. The data indicated a possible radiological risk associated with water consumption, with higher values in the municipalities of Limoeiro-PE and Carpina/PE, especially for younger populations (under 1 year, 1 year, and 15 years).

Keywords: Radiometric Analysis; Water Quality; Monitoring; Health.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Dose efetiva média anual decorrente da exposição natural	25
Figura 2 - Esquema de um sistema de espectrometria gama com HPGe	41
Figura 3 - Processo de atomização para se obter o espectro de emissão	44
Figura 4 - Descrição simplificada da fotometria de chama	45
Figura 5 - Analisador por Injeção em Fluxo Contínuo (FIA)	47
Figura 6 - Esquema de uma análise em analisador por injeção em fluxo	48
Figura 7 - Sinal analítico para três diferentes análises da mesma amostra	48
Figura 8 - Placa Petrifilm® EC	49
Figura 9 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Capibaribe	51
Figura 10 - Procedimento de inoculação em Placa de Petrifilm® EC	57
Figura 11 - Equação da calibração em energia	60
Figura 12 - Comportamento dos parâmetros físico-químicos	67
Figura 13 - Análise microbiológicas nas amostras de água estudadas	70
Figura 14 – Análise microbiológicas nas amostras de água estudadas	70
Figura 15 - Concentração dos cátions nas amostras	71
Figura 16 - Concentração dos ânions nas amostras	72
Figura 17 - Diagrama de Piper	75
Figura 18 - Gráfico de distribuição de radionuclídeos em amostras de águas	77
Figura 19 - Distribuição das doses em relação aos pontos de coleta	79
Figura 20 - Distribuição das doses por faixa etária	80
Figura 21 - Matriz de correlação para os parâmetros na área de estudo	81
Figura 22 - Dendrograma resultante do agrupamento das variáveis	82
Figura 23 - Dendrograma resultante da Análise de Cluster Hierárquica	83
Figura 24 - Distribuição geográfica dos cluster.	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões de potabilidade da água	39
Tabela 2 - Dados das fontes utilizadas na calibração em energia	60
Tabela 3 - Características das soluções para o cálculo da eficiência	61
Tabela 4 - Características das soluções para o cálculo da eficiência	61
Tabela 5 - Valores médios anuais de consumo e coeficientes de dose por ingestão de água	64
Tabela 6 - Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos de cada parâmetro	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco
ACH	Análise de Clusters Hierárquica (ACH)
FIA	Análise por Injeção em Fluxo
AMD	Atividade Mínima Detectável
BG	Background
CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
FWHM	<i>Full Wid that Half Maximum</i>
HPGe-Be	<i>Purity Germanium - Beryllium</i>
ICRP	<i>International Commission on Radiological Protection</i>
LMRI	Laboratório de Metrologia de Radiações Ionizantes
LARCA	Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental
LDP	Limite de Dose Permitido
MCA	Módulo multicanal
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
STD	Sólidos totais dissolvidos
UA	Unidades de Análise
VMP	Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1 PROCESSO DE FORMAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	18
3.2 BACIA DO RIO CAPIBARIBE	19
3.2.1 Geologia da bacia do rio Capibaribe	20
3.2.2 Relevo da bacia do rio Capibaribe	21
3.2.3 Ecossistema aquático da bacia do rio Capibaribe	22
3.3 RADIOATIVIDADE AMBIENTAL	23
3.4 EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO IONIZANTE POR INGESTÃO DE ÁGUA	26
3.5 RADIOATIVIDADE NA ÁGUA	28
3.6 RÁDIO	29
3.7 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E ORGANOLÉPTICAS	31
3.7.1 Parâmetros físico-químico da água	31
3.7.2 Parâmetros microbiológicos da água	37
3.8 LEGISLAÇÃO SOBRE USO DA ÁGUA	38
3.9 TÉCNICAS ANALÍTICAS	40
3.9.1 Espectrometria Gama de Alta Resolução	40
3.9.2 Fotometria de Chama	43
3.9.3 Análise por Injeção em Fluxo (FIA)	46
3.9.4 Técnicas microbiológicas	49
4 MATERIAL E MÉTODOS	51
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO	51

4.2 COLETA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA	52
4.2.1 Acondicionamento das amostras de água	52
4.3 METODOLOGIAS DE ANÁLISES	53
4.3.1 Análise <i>in situ</i>	54
4.3.2 Medições no laboratório	54
4.3.2.1 <i>Quantificação de cátions</i>	54
4.3.2.2 <i>Quantificação de ânions</i>	55
4.3.2.3 <i>Análise microbiológica</i>	57
4.3.2.4 <i>Medição das atividades de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra</i>	58
4.4 DETERMINAÇÃO DA DOSE EFETIVA	63
4.5 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DOS DADOS	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	65
5.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA	65
5.2 CARACTERIZAÇÃO RADIOLÓGICA DA ÁGUA	76
5.3 AVALIAÇÃO DO RISCO RADIOLÓGICO	78
5.4 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO E AGRUPAMENTO DE VARIÁVEIS	80
5.5 QUALIDADE DA ÁGUA MEDIANTE AGRUPAMENTO	82
6 CONCLUSÕES	85

1 INTRODUÇÃO

A água é de vital importância para a existência da vida e para uma variedade de processos naturais. Ao percorrer rios, córregos e riachos, ela transporta consigo nutrientes, sedimentos e organismos ao longo de seu trajeto. A qualidade da água é diretamente afetada pelas características da geologia encontrada na bacia. Além disso, as atividades humanas têm causado danos significativos e muitas vezes irreparáveis aos ecossistemas aquáticos, devido ao uso inadequado desse recurso e à liberação de efluentes sem tratamento adequado.

A existência de substâncias químicas, potencialmente prejudiciais na água, resultam em efeitos adversos tanto para os seres vivos quanto para o meio ambiente, acarretando consequências na economia e na saúde pública. Nesse contexto, diversos pesquisadores têm direcionado seus esforços para a caracterização e avaliação quantitativa dessas substâncias em sistemas hidrológicos, compilando informações sobre seu impacto ambiental e suas interações complexas com as atividades econômicas (SILVA, 2018).

Essa preocupação com a água é oriunda de uma crescente conscientização da preservação ambiental, que induz as organizações governamentais a exigirem o cumprimento da legislação ambiental. Em muitos países foram instituídas leis que regulamentam o descarte de efluentes. Em relação à legislação no Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), órgão do Ministério do Meio Ambiente, é uma instância governamental a nível federal, a qual delibera e normatiza os parâmetros a serem controlados nos ecossistemas, bem como, a padronização de lançamento de efluentes nos sistemas aquáticos.

Com base nas legislações ambientais, são estabelecidos procedimentos para o controle e monitoramento da qualidade da água destinada ao consumo humano, incluindo critérios de potabilidade que abrangem aspectos radiológicos, químicos, físicos e microbiológicos. Na fiscalização da qualidade da água, é comum concentrar-se na medição dos parâmetros microbiológicos e alguns critérios físico-químicos, conforme indicam os relatórios de qualidade da água da Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) referentes às bacias hidrográficas do estado de Pernambuco.

Uma das bacias monitoradas pelo CPRH é a do rio Capibaribe, sendo um dos principais recursos hídricos do estado de Pernambuco, responsável pelo

abastecimento de 42 municípios e 1.754.710 habitantes, (CPRH, 2024). Nessa área, uma diversidade de indústrias está presente, abrangendo setores como alimentos, minerais não-metálicos, têxteis, metalurgia, couro, bebidas, mecânica, material elétrico/comunicação, material de transporte e madeira. O uso da água está principalmente direcionado para o abastecimento público e para receber efluentes domésticos, industriais e agroindustriais, resultando em uma ampla variedade de poluentes nos efluentes devido aos diversos processos envolvidos.

Embora o CPRH monitore alguns parâmetros no rio Capibaribe, é evidente a necessidade de expandir as áreas monitoradas e incluir parâmetros de importância crucial. Entre esses parâmetros, destaca-se a quantificação da atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra . Esses elementos são isótopos radioativos de ocorrência natural, resultantes do decaimento do urânio e do tório, respectivamente, elementos presentes na crosta terrestre. Portanto, a análise do Ra na água é de extrema importância, uma vez que pode representar sérios riscos para a saúde humana e o meio ambiente devido ao seu impacto radioecológico.

Logo, a integração dos dados físico-químicos e radiométricos pode fornecer um entendimento mais abrangente da qualidade da água do rio Capibaribe. Isso, por sua vez, contribuirá para garantir a segurança no uso e consumo da água, promovendo uma gestão mais eficaz e informada dos recursos hídricos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade da água do rio Capibaribe, no estado de Pernambuco, Brasil, por meio do monitoramento de radionuclídeos e parâmetros físico-químicos das regiões mais antropizadas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar as condições organoléptica, química, microbiológica e radiológica da água do rio Capibaribe;
2. Quantificar os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra na água do rio Capibaribe;
3. Interpretar o estado da água em relação aos requisitos relatados na Resolução CONAMA nº 430/01 e Portaria 888/21;
4. Identificar alterações na qualidade da água;
5. Destacar, por meio de mapas, os locais onde há presença de contaminantes na área de estudo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 PROCESSO DE FORMAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

Bacia hidrográfica pode ser definida como a área ou região de drenagem de um rio principal ou de seus afluentes, ou ainda, como a porção do espaço em que as águas das chuvas, das montanhas, subterrâneas ou de outros rios escoam em direção a um determinado curso d'água ou mesmo para os oceanos. As bacias hidrográficas são separadas umas das outras por estruturas do relevo, sendo usualmente chamadas de divisores de água e que normalmente estão associadas a morros, montanhas, serras, picos e chapadas (ROCHA, 2022).

As estruturas das bacias hidrográficas passam por um processo complexo que envolve diversas etapas e fatores geológicos e hidrológicos, resultando em constantes modificações devido a uma combinação de fatores naturais e humanos que influenciam suas dinâmicas. Fatores naturais como chuvas, secas, erosão, sedimentação e mudanças climáticas desempenham um papel crucial na alteração dos cursos d'água, na distribuição dos sedimentos e na disponibilidade hídrica. Paralelamente, atividades humanas como desmatamento, urbanização, agricultura intensiva, construção de barragens e poluição afetam significativamente a qualidade e a quantidade de água, além de modificarem o habitat aquático e a biodiversidade.

Esse processo inicia através dos movimentos tectônicos que elevam o terreno, criando um relevo acidentado. A erosão começa a desgastar a superfície, formando vales e canais. Pequenos riachos se formam, convergindo para cursos d'água maiores e definindo a rede de drenagem. Sedimentos se depositam em áreas planas, formando planícies de inundação e deltas. O sistema fluvial atinge um equilíbrio dinâmico, onde a taxa de erosão e sedimentação se estabilizam, moldando a bacia hidrográfica (ROCHA, 2022).

Isso faz com que as águas escoem para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo as cabeceiras constituídas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas. À medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios (ANA, 2022).

Esses rios continuam seus trajetos recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desembocar no oceano. Nas bacias existem vários canais

interconectados que drenam as águas superficiais, geralmente provenientes das chuvas, e que podem se infiltrar no solo, acumular-se em certos locais ou seguir seu curso por ação da gravidade, indo das partes mais altas do relevo para as mais baixas, formando um conjunto de rios: principal, afluentes e subafluentes (ANA, 2022; GRH, 2022).

É interessante ressaltar que são nas bacias que ocorrem o processo de penetração da água, chamado de infiltração nas camadas de solo próximas à superfície do terreno, movendo-se para baixo, por meio de vazios, sob a ação da gravidade, até atingir uma camada suporte que a retém. Por essa razão, torna-se uma das etapas mais importantes do ciclo hidrológico, uma vez que é responsável pela recarga de aquíferos e influencia diretamente no escoamento superficial (ANA, 2022).

Esse processo promove o preenchimento dos poros do solo pela água que fica retida na matriz do solo, a qual é utilizada na recarga de aquíferos, sendo esta função de suma importância para a regularização e perenização dos rios. Essa porosidade caracteriza o comportamento da umidade do solo e, por sua vez, promove a energia disponível para infiltração (fluxo de água no meio poroso), além do processo de redistribuição da água.

3.2 BACIA DO RIO CAPIBARIBE

O rio Capibaribe tem como principais afluentes na margem direita os riachos Aldeia Velha, Tabocas, Carapotós, das Éguas, Cassatuba, Grota do Fernando, Goitá, Mimoso, da Onça e os rios Cachoeira, Cotunguba, Goitá e Tapacurá. Na margem esquerda os principais tributários são os riachos Jundiá, do Pará, da Tapera, do Arroz, da Topada, Caiaí, Jataúba, Doce e Manso e o rio Camaragibe ou Bezouro. A bacia hidrográfica limita-se ao norte com o Estado da Paraíba, e com as bacias dos rios Tracunhaém, Arataca, Botafogo, Timbó, e grupo de bacias de pequenos rios litorâneos. Ao Sul com a bacia dos rios Ipojuca, Jaboatão e Pirapama, tendo sua foz na cidade do Recife, onde forma estuário, hoje totalmente alterado pela urbanização (PERNAMBUCO, 2019).

A estrutura do rio Capibaribe é condicionada à estruturação tectônica regional, logo, seus afluentes estão mais desenvolvidos na margem direita, onde também se encontram os relevos mais altos e dissecados, indicando um basculamento tectônico

regional, com áreas mais elevadas no sentido sul, e áreas mais rebaixadas e aplanadas ao norte da Bacia (PERNAMBUCO, 2019).

Pela sua abrangência regional (Agreste, Mata e Litoral) a bacia hidrográfica do rio Capibaribe exhibe um ambiente complexo no qual se evidenciam contrastes climáticos, de relevo, de solos e de cobertura vegetal, além dos socioeconômicos, que exigem um modelo de gestão hídrica e ambiental que atenda às suas peculiaridades sub-regionais e locais.

O rio Capibaribe é dividido em: Alto Capibaribe, que é o percurso entre sua nascente e o município de Taquaritinga do Norte, onde predominam as maiores altitudes da bacia, influenciadas pelo Planalto da Borborema; Médio Capibaribe, que segue até o município de Limoeiro, onde o regime hidrológico deixa de ser intermitente; e o Baixo Capibaribe, que marca a trajetória perene do rio principal até desaguar no oceano Atlântico. Segundo o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe (PDRH), publicado em 2002, foi estabelecido uma divisão da Bacia em quatro Unidades de Análise (UA), com base em critérios hidrológicos e o perfil socioeconômico dos municípios (ARAGÃO, 2017).

3.2.1 Geologia da bacia do rio Capibaribe

A bacia do rio Capibaribe tem unidades geológicas originadas do complexo cristalino da Borborema, do período neoproterozóico, como o Complexo Surubim e a região noroeste do município de Santa Cruz do Capibaribe (PERNAMBUCO, 2019).

Nessa mesma localização, no alto do curso do Capibaribe, existe uma continuidade das unidades geológicas, principalmente as oriundas do complexo vertentes e das rochas megaplutônicas que consistem em toda extensão da Serra de Taquaritinga do Norte, espraiando-se para o sudeste deste acidente geomorfológico (ARAGÃO, 2017).

No médio Capibaribe, existe a porção oeste a qual é marcada pelas unidades geológicas esculpidas pelo curso principal do rio, sendo elas: a metagranitóides intrusivas – ortognaisses de Limoeiro e Buenos Aires; e o complexo gnáissico migmatítico, ambos do período paleoproterozóico. Essa formação geológica, por ser antiga em termos geológicos, justifica a presença de areias e argilas nessa região que, ao longo das décadas de 1970 a 2000, foram uma das principais fontes de exploração industrial para a extração mineral sobre o leito do Capibaribe (ARAGÃO, 2017).

É importante ressaltar que nessa área aparecem os complexos gnáissicos migmatíticos do paleoproterozóico, as manchas da formação cenozóica terciário do grupo Barreiras. Segue-se um afunilamento da área da Bacia no sentido leste, onde está a desembocadura do rio principal, na qual apresenta um caráter semelhante, às unidades geológicas ainda mais recentes, datadas do cenozóico – quaternário. Além disso, essa área tem intensos processos de ocupação urbana dos solos na cidade do Recife e a extensão de sua região metropolitana, e as menores cotas altimétricas registradas em toda a extensão do Capibaribe (PERNAMBUCO, 2019).

3.2.2 Relevo da bacia do rio Capibaribe

Ao longo do rio, existe compartilhamentos morfoestruturais importantes associados à unidade geoambiental do Planalto da Borborema, com os maciços setentrionais localizados na Superfície Sertaneja, onde são evidentes resíduos da Superfície Sul-Americana, seguidos pela superfície dos Tabuleiros, onde acontecem os relevos dissecados preenchidos por sedimentos terciário e, por fim, o ciclo polifásico Paraguaçu, representado pela planície costeira (PERNAMBUCO, 2019).

Em relação à superfície Gravatá, o patamar inicial do planalto da Borborema, com cotas maiores a 500 m, liga a superfície Sertaneja; além disso, há elevações que fazem parte das serras divisoras das bacias hidrográficas do Capibaribe com a bacia do rio Ipojuca, ao sul; e com a bacia do rio Paraíba, ao norte.

Algumas das elevações que fazem parte dos resíduos da Superfície Sul- Americana, por exemplo: a serra Negra, em Bezerros, que tem uma cota de 964 m; a serra do Urubu, com 1.012 m, no município de Brejo da Madre de Deus; a serra dos Brejos, com 1.079 m, em Jataúba; e a serra do Angico, com 1.180 m, em Belo Jardim (PERNAMBUCO, 2019; ARAGÃO, 2017).

Nessas estruturas, ocorrem processos erosivos na superfície cristalina com grandes degraus, com níveis altimétricos diferentes e escalonados, chamados de pediplanos. Em Pernambuco, essa estrutura geológica é cortada por zonas de cisalhamento, em uma profunda vala e pogueada nas laterais das serras e dos morros, em centenas de quilômetros, no chamado Lineamento Pernambuco. Nessa região há uma grande presença dos brejos de altitude que são formas residuais e isoladas de relevo que aparecem nos pediplanos, principalmente na fachada oriental da Borborema (ARAGÃO, 2017).

Em relação aos processos erosivos intensos, eles provocam a diminuição da superfície estrutural, sobrando formações residuais, cuja exposição aos ventos de leste gerou os oásis paradisíacos. Quando observamos o médio curso, percebe-se que o relevo é caracterizado por colinas arredondadas, entrecortadas por pequenos vales. Também pode-se encontrar os tabuleiros típicos dos depósitos da formação Barreiras da Carpina até Recife, tendo o seu máximo em Camaragibe (PERNAMBUCO, 2019; ARAGÃO, 2017).

Em relação ao baixo curso, as colinas presentes nessa região têm em torno de 40 m de altura. No entanto, na região metropolitana do Recife, encontra-se a quebra de relevo para a planície costeira, com altitudes que variam entre 2 e 8 m, apresentando terraços marinhos pleistocênicos e holocênicos.

No que se refere à dinâmica do relevo, merecem destaque os processos de erosão e assoreamento, em decorrência das declividades elevadas, dos solos não coesivos e da vegetação mais rarefeita. Na Zona da Mata e Região Metropolitana ganham destaque os movimentos de massa, em especial os deslizamentos (ARAGÃO, 2017).

3.2.3 Ecossistema aquático da bacia do rio Capibaribe

Em relação à biodiversidade aquática, na bacia do rio Capibaribe há predominância de organismos planctônicos e bentônicos, peixes e macrófitas. Como nos ambientes terrestres da bacia, o quadro de intervenção antrópica tem causado sérios danos à biota, tendo uma origem da degradação de entorno de rios e riachos, com retirada de vegetação ciliar; lançamento de efluentes e de esgotos domésticos, e deposição inadequada de resíduos sólidos.

Um problema bastante comum nesses ambientes é a eutrofização, que é o aumento de nutrientes da água, principalmente o fósforo e o nitrogênio oriundos de práticas agrícolas e atividades industriais, fazendo com que ocorra a proliferação excessiva de algas (fitoplancton e macrófitas), gerando sérios efeitos como a redução da disponibilidade de oxigênio na água (PERNAMBUCO, 2019).

Quanto aos peixes (ictiofauna), a abundância de espécies é bem maior no sentido foz, eventualmente devido à interferência do mar, melhorando a qualidade ambiental do habitat. Mesmo fortemente afetado pelas ações antrópicas, o rio Capibaribe apresenta uma significativa diversidade de peixes se comparado a outros

rios costeiros do Brasil. Porém, essa diversidade se dá em decorrência da predominância de espécies bioindicadoras de ambientes degradados, como *Poecilia vivipara* (guaru) (PERNAMBUCO, 2010; ARAGÃO, 2017).

3.3 RADIOATIVIDADE AMBIENTAL

A radioatividade ambiental origina-se de duas fontes distintas: a natural e a artificial. Em relação a radioatividade natural, ela é composta por raios cósmicos, também conhecidos como radiação cósmica, e por radionuclídeos naturais oriundos da crosta terrestre (BALOCH et al., 2012). Estes últimos podem ser incorporados nos diversos compartimentos do ecossistema de várias formas, resultando de reações físico-químicas simples que ocorrem naturalmente na água, no solo, no ar e na biota, além de serem influenciados pelas atividades antropogênicas, sendo que, essas atividades humanas contribuem para o aumento relativo das concentrações de radioelementos no meio ambiente (KAPDAN et al., 2012).

Já a radioatividade artificial decorre de fontes produzidas pelo ser humano, sendo resultado de várias atividades, como testes nucleares com armamentos, produção de energia elétrica através de reatores nucleares de potência, ciclo do combustível nuclear e utilização de radioisótopos na medicina, entre outras. Essas atividades liberam materiais radioativos na biosfera, contribuindo para o aumento da radiação ambiental. Portanto, os radionuclídeos provenientes das ações humanas desempenham um papel significativo no acréscimo da radiação no meio ambiente (GONZE et al., 2015).

Os radionuclídeos naturais presentes na crosta terrestre têm origem relacionada à formação do universo. Apenas aqueles com meia-vida da ordem da idade da Terra, que é de aproximadamente 4,5 bilhões de anos, podem ser encontrados na crosta e são convenientemente classificados de acordo com suas ocorrências.

Nesse sentido, existem radionuclídeos que ocorrem isoladamente e decaem diretamente para um núcleo estável, enquanto outros fazem parte de uma série de decaimentos radioativos. Essa série compreende uma sequência de radionuclídeos naturais com diferentes tempos de meia-vida, culminando em um isótopo estável de chumbo. Por outro lado, os radionuclídeos com meia-vida mais curta existem na natureza devido à transformação radioativa de seus antecessores na cadeia de

decaimento (CAMPOS; MÁDUAR; MAZZILLI; 2011, MELO; 2008). As fontes terrestres mais relevantes de radiação incluem o ^{40}K , o ^{87}Rb e as duas séries de elementos radioativos naturais que se originam do decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th .

A série de decaimento natural do ^{238}U , compreende um total de quatorze transformações, incluindo oito decaimentos alfa e seis decaimentos beta, que levam o ^{238}U até o ^{206}Pb , um isótopo estável. Além do ^{238}U , outros isótopos nessa série possuem meia-vida longa, como o ^{234}U ($T_{1/2}=2,5 \times 10^5$ anos) e o ^{230}Th ($T_{1/2}=8,0 \times 10^4$ anos).

O sexto elemento da série é o ^{226}Ra ($T_{1/2}=1.600$ anos), que sofre decaimento alfa, originando o gás nobre ^{222}Rn ($T_{1/2}=3,8$ dias), ambos com relevância significativa em termos de proteção radiológica. Os quatro produtos de decaimento subsequentes (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po) são os principais responsáveis pela dose recebida pelos pulmões decorrente da inalação de ar com alta concentração de ^{222}Rn (MELO, 2008).

Por sua vez, o ^{214}Po decai por emissão alfa, produzindo o ^{210}Pb . O ^{210}Pb ($T_{1/2}=22,3$ anos) e o ^{210}Po ($T_{1/2}=138,4$ dias) são os dois últimos isótopos radioativos mais importantes da série, devido aos seus tempos de meia-vida longos. Esses radionuclídeos são introduzidos no organismo humano por meio dos alimentos, especialmente vegetais folhosos, peixes e crustáceos (UNSCEAR, 1977).

O ^{210}Pb é o radionuclídeo com o maior tempo de meia-vida entre os descendentes do ^{226}Ra . Ele sofre decaimento por emissão β para formar o ^{210}Bi ($T_{1/2}=5$ dias), que também decai por emissão β , resultando no ^{210}Po . O ^{210}Po é o último radionuclídeo na série derivada do ^{238}U . Ele decai por emissão alfa para formar o ^{206}Pb , um elemento estável (MELO, 2008; SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2006).

Quanto à série de decaimento natural do tório, inicia-se com o ^{232}Th ($T_{1/2}=1,4 \times 10^{10}$ anos), que é o elemento com a maior meia-vida na cadeia de decaimento. Essa série compreende um total de 12 transformações, sendo sete decaimentos alfa e cinco decaimentos beta, que ocorrem desde o ^{232}Th até o ^{208}Pb , um isótopo estável.

O ^{232}Th sofre decaimento por emissão alfa, resultando no ^{228}Ra ($T_{1/2}=5,7$ anos), que, por sua vez, sofre decaimento por emissão beta para formar o ^{228}Ac ($T_{1/2}=6,13$ horas). Nessa série, também é encontrado o gás nobre ^{220}Rn ($T_{1/2}=55,6$ segundos), um descendente do ^{224}Ra ($T_{1/2}=3,64$ dias). Devido à curta meia-vida do ^{220}Rn , não é estabelecido equilíbrio entre ele e seus descendentes, embora possa ocorrer

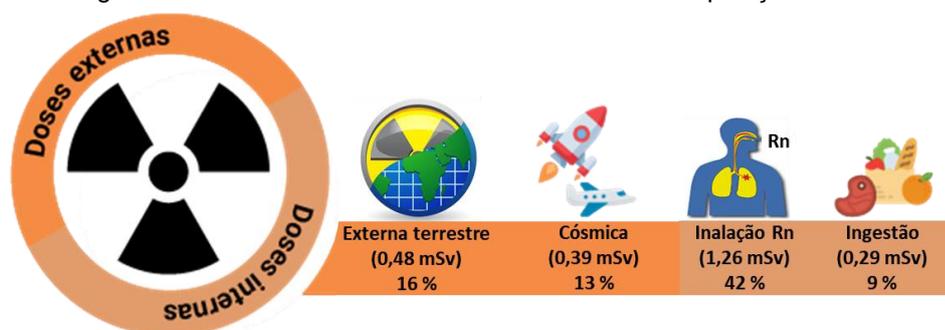
equilíbrio entre o ^{212}Pb ($T_{1/2}=10,64$ horas) e o restante da série. O crescimento e o decaimento desses descendentes são governados pelo ^{212}Pb (MELO, 2008).

Vale ressaltar que ao avaliar as doses provenientes dessa radioatividade, tanto natural quanto artificial, torna-se evidente que as fontes naturais desempenham um papel preponderante, correspondendo a 78,5% da radiação total absorvida pela população global. Em contrapartida, as fontes antropogênicas desempenham um papel mais limitado, contribuindo com apenas 21,5% (UNSCEAR 2000) desse total. Isso implica que os seres vivos estão sujeitos a uma exposição contínua a radiações ionizantes, em sua maioria originadas de fontes naturais. No entanto, é crucial destacar que a maior parcela dessa dose provém quase exclusivamente das práticas médicas, tanto para diagnóstico quanto para tratamento, conforme indicado pela UNSCEAR (2010).

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) definiu, que a exposição é o ato ou situação de ser submetido à radiação ionizante. Essa exposição à radiação pode ocorrer de duas formas: externa ou interna. A exposição externa é causada pelos radionuclídeos cosmogônicos e naturais presentes no ambiente. E a exposição interna resulta da presença de radionuclídeos no corpo humano devido à ingestão de água ou alimentos contaminados, bem como à inalação de partículas radioativas (SAFETY COLLECTION 115, 1995).

Nesse contexto, verifica-se que a dose média global de radiação ionizante originada de fontes naturais é estimada em $2,42 \text{ mSv.a}^{-1}$ (Figura 1). Esse valor é calculado considerando as médias das doses provenientes de diversas fontes de radiação natural ionizante, abrangendo uma faixa de variação específica.

Figura 1 - Dose efetiva média anual decorrente da exposição natural



Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2010).

Cumprе ressaltar que os níveis de radioatividade não se distribuem de forma homogênea em todas as regiões do globo terrestre. A exposição à radiação pode diferir significativamente com base na localização geográfica, na composição geológica dos solos, nas condições climáticas históricas, nas características hidrológicas e agrícolas e, ainda, no estilo de vida individual de cada pessoa (UNSCEAR, 2010).

Dessa forma, as pesquisas sobre os radionuclídeos naturais são de extrema importância, uma vez que permitem compreender os impactos desses materiais no meio ambiente e, principalmente, na saúde humana. A partir de estudos como o aqui apresentado, torna-se possível o desenvolvimento de medidas mais eficazes e assertivas para minimizar os efeitos nocivos que esses radionuclídeos podem causar. Assim, investir em pesquisas nessa área é fundamental para garantir a segurança e o bem-estar de nossa sociedade e do ecossistema em que vivemos.

3.4 EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO IONIZANTE POR INGESTÃO DE ÁGUA

Com o desenvolvimento científico, há um aumento no interesse em determinar os níveis de radiação ambiental aos quais a população está exposta. A determinação da dose devido à exposição à radioatividade ambiental é um dos objetivos básicos de qualquer programa de monitoramento ambiental (PAIVA, 2008).

Isso significa dizer que, o conhecimento sobre fontes naturais de radiação presente no ambiente é muito importante, principalmente no que diz respeito à exposição e biodisponibilidade dessas fontes, uma vez que tais características permitem definir os efeitos e riscos em relação à saúde humana (SELINUS, 2006).

Com isso, esses efeitos podem ser classificados em estocásticos – que são aqueles onde a probabilidade de ocorrer aumenta com a dose, sem a ocorrência de um limiar da dose, por exemplo: aparecimento de câncer de efeitos hereditários – e de efeitos não estocásticos que são aqueles onde a severidade depende da dose e apresentam, necessariamente, um limiar dessa dose, como, por exemplo, em distúrbios imunológicos e mortalidade animal (IPEN, 2006).

Quando os radionuclídeos são inalados ou ingeridos, eles podem provocar efeitos nocivos devido ao seu alto poder ionizante, como lesões no aparelho gastrointestinal, na medula óssea, no sistema nervoso e o desenvolvimento de células cancerígenas, podendo levar o ser humano a óbito (SABINO, 2009).

Esses danos provocados pela radiação nos sistemas vivos são definidos em somáticos ou genéticos. Os somáticos são os que afetam o organismo durante o seu tempo de vida como: cataratas, queimaduras e o câncer. Já os danos genéticos são alterações hereditárias ou mutações gênicas das células devido à quebra da dupla hélice do DNA.

Mesmo sendo pouco radioativo, o urânio é um metal pesado com alto potencial quimiotóxico. Todos os radioisótopos do urânio emitem partículas alfa, às quais são incapazes de penetrar a pele humana. Contudo, quando há elevadas concentrações desse radioisótopo e de seus descendentes em solo, alimentos, água ou ar, pode ocorrer a irradiação interna e/ou toxicidade química (PRADO, 2007).

O urânio se concentra principalmente nos ossos e depois que está no corpo, ele vai rapidamente para a corrente sanguínea, devido às suas características físico-químicas. Em um homem com aproximadamente 70 kg, a quantidade de 10 a 30 mg diária de urânio solúvel é suficiente para produzir toxicidade nos rins (AQUINO, 2006).

Já o ^{232}Th apresenta um grande risco químico e radiológico, tendo como principais vias de contaminação a ingestão de água, alimentos e a inalação de partículas contaminadas. Logo, a sua radiotoxicidade está associada à sua ingestão, inalação ou absorção pela pele, pois sendo um emissor alfa, possui um poder de ionização elevado. As radiações emitidas pelos seus descendentes, também são extremamente prejudiciais à saúde, especialmente o ^{228}Ra . Quando incorporado ao corpo humano, o tório tende a se acumular nos ossos (90%), fígado (6%), rins (4%) e nos órgãos reprodutores (0,01%), tendo um comportamento metabólico parecido ao do plutônio (SANTOS JÚNIOR, 2009).

Em relação ao rádio, ele apresenta uma grande toxicidade química (SANTOS *et al.*, 2002). Este fato pode ser agravado quando ocorre a dispersão no ambiente, através de atividades antropogênicas (mineração, agricultura, entre outras), que podem promover a liberação e, conseqüentemente, um aumento da radiação natural. Isso expõe a população a radiações ionizantes e seus efeitos deletérios à saúde, tais como: doenças, morte ou mutação genética, além de causar danos extremamente graves aos ecossistemas.

O dano biológico mais grave é o câncer nos tecidos ósseos, pois os produtos de decaimento do ^{226}Ra e ^{228}Ra , ao atingirem o equilíbrio secular dentro do osso hospedeiro, contribuí consideravelmente para o aparecimento de câncer (SILVA, 2018).

3.5 RADIOATIVIDADE NA ÁGUA

A ocorrência de radionuclídeos na água é desencadeada pelos processos de erosão e dissolução das rochas. À medida que a água penetra em áreas previamente inacessíveis da rocha matriz, ocorrem reações químicas, tais como oxidação e lixiviação, que alteram a composição desses minerais. Essas reações químicas podem levar à expansão de tais minerais, resultando em sua fragmentação. Dessa forma, tanto o intemperismo químico quanto o intemperismo físico atuam simultaneamente, colaborando um com o outro (IRD, 2014; SILVA, 2018).

Nos casos envolvendo radionuclídeos, durante o processo de microfraturamento, outro fenômeno de intemperismo físico entra em jogo, conhecido como deslocamento de recuo alfa. Quando ocorre a emissão de uma partícula alfa, o produto resultante do decaimento, é impulsionado para trás por uma distância média de 10-20 nm dentro da estrutura cristalina. Esse deslocamento aumenta a susceptibilidade do radionuclídeo produzido ao ataque químico (IRD, 2014).

Assim, o deslocamento aumenta a probabilidade de que o radionuclídeo produzido seja lixiviado, transacionando da fase sólida para a fase aquosa. As concentrações mais altas de atividade de ^{234}U em relação ao ^{238}U , frequentemente encontradas na água, são atribuídas ao deslocamento alfa. Isso ocorre porque o ^{234}Th é expelido da estrutura mineral devido ao recuo causado pela emissão da partícula alfa pelo ^{238}U (IRD, 2014).

A lixiviação é um processo comum que ocorre sob a influência da água e resulta em diferenciação. Fatores como o potencial redox (Eh), o pH, as concentrações de matéria orgânica, assim como os níveis e as espécies de cátions e ânions, influenciam na mobilidade dos radionuclídeos das séries radioativas. Conseqüentemente, alguns radionuclídeos têm maior capacidade de se deslocar do que outros. Isso pode resultar na presença de uma fase líquida contendo uma concentração excessiva dos produtos de decaimento, enquanto a superfície da fase sólida exibe uma deficiência desses produtos (IRD, 2014; OGHENEORIE, *et al.*, 2020).

Dessa forma, o radionuclídeo pode transitar da fase sólida para a fase aquosa de várias maneiras: diretamente, por projeção após o decaimento alfa; por meio da dissolução da fase sólida, na qual está agregado; ou devido à formação de complexos solúveis, quando o radionuclídeo se associa a substâncias dissolvidas na fase

aquosa, resultando na migração do radionuclídeo da fase sólida para a fase líquida. Após sua liberação, o radionuclídeo pode ser reabsorvido pela rocha. Rochas altamente porosas, como as rochas basálticas, têm facilidade em adquirir os radionuclídeos da água, enquanto os arenitos têm capacidade de adsorção muito baixa (IRD, 2014).

Isso faz com que as variações nas concentrações de radionuclídeos na água estejam estreitamente associadas a uma série de fatores, como os níveis desses elementos na rocha de origem da água, o tipo específico de rocha presente, as propriedades químicas da água que se infiltra, bem como as características individuais dos próprios radionuclídeos, sua meia-vida. Essa interação complexa entre os elementos influencia a presença e a quantidade de radionuclídeos na água. Como resultado desses fatores, determinados radionuclídeos naturais são reconhecidos como particularmente relevantes no âmbito da proteção radiológica, enquanto outros não são considerados tão significativos nesse contexto (IRD, 2014; SILVA, 2018).

3.6 RÁDIO

O elemento rádio, de número atômico 88, pertence ao grupo IIA da tabela periódica e é categorizado como um metal alcalino-terroso. Suas propriedades químicas são altamente semelhantes às de outros elementos do mesmo grupo, especialmente ao bário e ao cálcio. Com cerca de 25 isótopos, cujos números de massa variam de 206 a 230, todos são instáveis, apresentando tempos de meia-vida que oscilam entre 0,18 μ s e 1.622 anos. É importante destacar que, dentro desses isótopos, apenas os de números de massa 223, 224, 226 e 228 são encontrados nas séries naturais de decaimento radioativo (SILVA, 2018).

Os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , que são os produtos de decaimento das séries do ^{238}U e ^{232}Th , respectivamente, destacam-se como os isótopos de rádio mais significativos em termos de ocorrência natural. Isso se deve à notável radiotoxicidade deles e, em especial, dos seus filhos do ^{226}Ra , do ponto de vista radioecológico. Essa especificidade de risco é atribuída principalmente à sua facilidade de incorporação, à abundância natural de seus antecessores e às suas meias-vidas longas em comparação com outros isótopos radioativos (MEDLEY et al., 2015).

No que se refere ao isótopo ^{226}Ra , possui uma meia-vida física de 1.600 anos, que é a mais longa dentre seus isótopos, forma o ^{222}Rn , com meia-vida física de 3,82

dias. Decai por emissão alfa de 4,78 MeV (94,5%) e 4,61 MeV (5,5%), além da emissão gama de 186 keV (3,5%) (MORAIS, 2013). Já o isótopo ^{228}Ra , possui uma meia-vida de 5,76 anos e é um emissor beta puro com energia de 55 keV. Essa emissão ocasiona a formação do ^{228}Ac que apresenta um tempo de meia-vida de 6,13 horas, emissor gama com energias de 911,21 e 968,97 keV, que normalmente são utilizadas para a determinação indireta do ^{228}Ra por espectrometria gama (SILVA, 2018). Deve-se destacar que o ^{228}Ra é aproximadamente 2,4 vezes mais relevante que o ^{226}Ra em termos de dose absorvida quando depositado em um órgão, devido à sua meia-vida mais curta. Em apenas 5,76 anos, o ^{228}Ra libera metade da sua energia, o que o torna mais significativo em um período relativamente curto.

Mesmo que as meias-vidas de todos os outros isótopos sejam curtas, a presença de isótopos de rádio no ambiente não se limita, única e exclusivamente, aos isótopos naturais. Os isótopos ^{225}Ra ($T_{1/2} = 4,8$ d) e ^{227}Ra ($T_{1/2} = 41$ min), são produzidos em reatores nucleares podendo surgir no meio ambiente em decorrência de algum tipo de acidente com estas instalações, porém em concentrações irrelevantes (BEEK *et al.*, 2010).

O rádio de origem natural tem sua fonte na crosta terrestre, onde processos tanto naturais quanto antropogênicos o transferem para a água, o solo e a atmosfera. Quando presente em solução aquosa, apenas o íon Ra^{2+} parece ter relevância ambiental, no entanto, componentes como RaCO_3 , presentes em solução sólida, e os complexos RaOH^+ , RaCl^- , RaCO_3 e RaSO_4 podem influenciar a mobilidade do rádio em certos corpos d'água (IRD, 2014).

Dependendo dos níveis de concentração, o rádio assume o papel de uma substância traço (muitíssimo raro o rádio não ser encontrado na natureza na forma que não seja traço), cuja química é regida por processos de coprecipitação e adsorção superficial. A coprecipitação com sais de Ba é comum, e também ocorre coprecipitação com Ca, Mg e até mesmo com Fe e Mn (IRD, 2014).

Em comparação com os elementos das séries naturais, o rádio demonstra uma alta mobilidade no ambiente e, dependendo das características ambientais, pode ser mais facilmente transferido da fase sólida para a fase líquida (IRD, 2014; SILVA, 2018).

Contudo, para que isso ocorra, as concentrações de rádio dependem da fase sólida por onde a água circula. Águas que percorrem rochas com maiores teores de urânio e tório, como algumas graníticas, tendem a apresentar concentrações mais

elevadas dos isótopos do rádio do que aquelas que circulam em aquíferos com rochas pobres em urânio e tório, como as carbonáticas. Em ambientes de águas salinas e de baixo pH, o rádio tende a permanecer em solução (IRD, 2014; SILVA, 2018).

3.7 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E ORGANOLÉPTICAS

3.7.1 Parâmetros físico-químico da água

Abaixo segue uma descrição geral do comportamento dos parâmetros físico-químico na água: temperatura, turbidez, condutividade elétrica, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos, íons de sódio, íons de potássio, íons cálcio, íons cloreto, íons sulfato e nitratos e nitritos, todos analisados no presente trabalho.

Temperatura: A temperatura é a energia cinética das moléculas de um corpo, sendo seu gradiente o fenômeno responsável pela transferência de calor em um meio. Essa transferência de temperatura em águas superficiais é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade e, principalmente, pelo lançamento de efluentes de origem industrial ou doméstico. Segundo Sperling (2005), os ambientes aquáticos apresentam, em geral, temperaturas na faixa de 20°C a 30°C.

A Resolução CONAMA Nº 430 estabelece que os poluentes só podem ser lançados nos corpos hídricos com temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor, não deverá exceder a 3°C (CETESB, 2021).

Turbidez: A 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, etc.

Ela ocorre devido ao processo de erosão das margens dos rios em estações chuvosas, na qual a precipitação pluviométrica pode carrear partículas de argila, silte, areia, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo para o rio; além do lançamento de esgotos domésticos e diversos efluentes industriais, alterando a quantidade de materiais depositados no leito. Isso faz que a turbidez seja elevada podendo reduzir a fotossíntese da vegetação submersa e das algas, esse desenvolvimento reduzido das plantas pode se refletir diretamente nas comunidades biológicas aquáticas, além de

afetar de forma negativa os usos doméstico, industrial e recreacional dos corpos d'água (CETESB, 2021).

Condutividade: É a capacidade de transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas, que se dissociam em ânions e cátions. Quanto maior a concentração iônica da solução, maior é a oportunidade para ação eletrolítica e, portanto, maior a capacidade em conduzir corrente elétrica. Muito embora não se possa esperar uma relação direta entre condutividade e concentração de sólidos totais dissolvidos, já que as águas naturais não são soluções simples, tal correlação é possível para águas de determinadas regiões onde exista a predominância bem definida de um determinado íon em solução.

A condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral. A condutividade da água aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados. Altos valores podem indicar características corrosivas da água (CETESB, 2021).

Potencial hidrogeniônico (pH): É a representação da intensidade das condições ácidas ou alcalinas do meio líquido, por meio da medição da presença de íons hidrogênio (H^+). O valor do pH influi na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, além de contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e de definir o potencial de toxicidade de vários elementos.

As alterações de pH podem ter origem natural (dissolução de rochas, fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais). Em águas de abastecimento, baixos valores de pH podem contribuir para sua corrosividade e agressividade, enquanto valores elevados aumentam a possibilidade de incrustações. Para a adequada manutenção da vida aquática, o pH deve situar-se, geralmente, na faixa de 6 a 9 (CONAMA, 2005).

Existem, no entanto, várias exceções a essa recomendação, provocadas por influências naturais, como é o caso de rios de cores intensas, em decorrência da presença de ácido húmicos provenientes da decomposição de vegetação. Nessa situação, o pH das águas é sempre ácido (valores de 4 a 6), como pode ser observado em alguns cursos d'água na planície amazônica. A acidificação das águas pode ser também um fenômeno derivado da poluição atmosférica, mediante complexação de gases poluentes com o vapor d'água, provocando o predomínio de precipitações.

Podem, também, existir ambientes aquáticos naturalmente alcalinos, em função da composição química de suas águas, como é o exemplo de alguns lagos africanos, nos quais o pH chega a ultrapassar o valor de 10 (CETESB, 2021).

Alcalinidade: Esse parâmetro indica a quantidade de íons na água que reagem para neutralizar os íons hidrogênio, ou seja, é uma medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos, servindo, assim, para expressar a capacidade de tamponamento da água, isto é, sua condição de resistir a mudanças do pH. Ambientes aquáticos com altos valores de alcalinidade podem, assim, manter aproximadamente os teores de pH, mesmo com o recebimento de contribuições fortemente ácidas ou alcalinas.

Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2+}) e hidróxidos (OH^-). A distribuição entre as três formas de alcalinidade na água é função do seu pH: 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). Na maior parte dos ambientes aquáticos a alcalinidade é devido à presença de bicarbonatos e ambientes com valores elevados de alcalinidade estão associados a processos de decomposição da matéria orgânica e alta taxa respiratória de micro-organismos, com liberação e dissolução do gás carbônico (CO_2) na água (SPERLING, 2005).

Oxigênio dissolvido (OD): O oxigênio proveniente da atmosfera dissolve-se nas águas naturais, em virtude da diferença de pressão parcial. Isso ocorre devido à dissolução de gases na água que sofre influência de distintos fatores ambientais (temperatura, pressão, salinidade). O OD presente em águas superficiais, é consumido nos processos de estabilização da matéria orgânica (viva ou morta), através do metabolismo de plantas, animais e bactérias, pela decomposição aeróbica de compostos de carbono e pela nitrificação de amônio (NH_2^-).

O OD em baixas concentrações são indicativos de processos de consumo através de substâncias lançadas na água. Quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido, as águas poluídas tendem a ser aquelas que apresentam baixa concentração de OD (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos). Enquanto, as águas limpas tendem a apresentar concentrações de OD elevadas, atingindo níveis pouco abaixo da concentração de saturação.

A produção fotossintética e a reaeração atmosférica contribuem para o aumento da concentração de oxigênio na água, enquanto o consumo de oxigênio para a decomposição da matéria orgânica e a respiração realizada pelo ecossistema aquático colaboram para a diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido na água (CETESB, 2021).

Sólidos totais dissolvidos (STD): Referem-se à quantidade total de substâncias dissolvidas em uma amostra de água, podendo ser de origem orgânica, como matéria vegetal em decomposição, ou inorgânica, como sais minerais. Esse conceito é amplamente utilizado em contextos de qualidade da água, pois avalia o nível de pureza ou contaminação de uma fonte hídrica. Os STD englobam sais, como cloretos, sulfatos e nitratos; minerais, como cálcio, magnésio, sódio e potássio; metais, como ferro, zinco e cobre; além de compostos orgânicos, como ácidos húmicos. A medição dos STD é crucial em áreas como o tratamento de água potável, a avaliação da qualidade de corpos d'água naturais e em sistemas como aquários. Níveis elevados de STD podem ser indicativos de contaminação, tornando a água inadequada para consumo ou prejudicial ao meio ambiente (SPERLING, 2005).

Vale ressaltar que com uma maior concentração desses sólidos ocorre um aumento nos teores de sais minerais como, por exemplo, sulfato e cloreto, fazendo com que o sabor da água fique ruim para consumo diminuindo, assim, a sua potabilidade, além de ocasionar incrustações em instalações de tratamento e o sistema de distribuição. A presença de sólidos dissolvidos relaciona-se também com a condutividade elétrica e a salinidade da água (SPERLING, 2005).

Salinidade: É um parâmetro crucial na avaliação da qualidade das águas em bacias hidrográficas, sendo definida como a quantidade de sais dissolvidos na água. Com base nos níveis de salinização, as águas superficiais são categorizadas em três grupos distintos.

O primeiro grupo compreende as águas doces, caracterizadas por uma salinidade igual ou inferior a 0,5‰. O segundo grupo abarca as águas salobras, cuja salinidade varia de 0,5‰ a menos de 30‰. Por fim, o terceiro grupo engloba as águas salinas, que apresentam uma salinidade igual ou superior a 30‰ (CONAMA, 2005).

Essa concentração salina pode ser influenciada por diversos fatores, incluindo a geologia da bacia hidrográfica, atividades humanas como a agricultura, mineração e construção de barragens, além das mudanças climáticas.

Sódio (Na^+): Todas as águas naturais contêm sódio, tendo em vista que é um dos elementos mais abundantes na Terra. Seus sais são altamente solúveis em água, encontrando-se na forma iônica (Na^+), em plantas e animais.

O aumento das concentrações de sódio na água pode provir de lançamentos de esgotos domésticos, efluentes industriais e do uso de sais em rodovias para controlar o gelo. As concentrações de sódio nas águas superficiais variam consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local e das descargas de efluentes. Muitas águas superficiais, incluindo aquelas que recebem efluentes, têm níveis bem abaixo de 50 mg.L^{-1} (BRASIL, 2014).

Potássio (K^+): É um elemento encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, isso porque, rochas que contenham potássio são relativamente resistentes às ações do tempo. O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e seus sais são altamente solúveis. É muito utilizado na indústria para produção de fertilizantes, uma vez que o potássio é um macronutriente para os vegetais. Seu uso leva à contaminação das águas doces através das descargas industriais e de áreas agrícolas, sendo incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática. No entanto, ocorre em concentrações menores nas águas superficiais, pois possui fraca capacidade migratória (CETESB, 2021).

Cálcio (Ca^{2+}): Está presente nas águas superficiais, como Ca^{2+} , sendo facilmente dissolvido de rochas enriquecidas com esse mineral, particularmente como carbonatos e sulfatos. Os sais de cálcio, conjuntamente com os de magnésio, são responsáveis pela dureza da água. Os processos de tratamento de água, de efluentes industriais e domésticos também podem contribuir com cálcio para as águas superficiais. Suas concentrações nas águas naturais são tipicamente menores que 15 mg.L^{-1} , em águas associadas com rochas ricas em carbonato, podem alcançar $30 - 100 \text{ mg.L}^{-1}$ (CETESB, 2021).

Cloreto (Cl^-): É um elemento que possui alta capacidade migratória em relação à solubilidade dos sais de sódio, magnésio e cloreto de cálcio. Um dos motivos de sua presença na água está associado aos processos de lixiviação de minerais (por exemplo, galite, silvite, carnalite, bischofite), rochas (por exemplo, nefelina) e depósitos salinos. Em águas superficiais, são fontes de cloreto as descargas de esgotos sanitários, visto que cada pessoa expele, através da urina, cerca de 4g de cloreto por dia, isso representa cerca de 90 a 95% dos excretos humanos, o restante

é expelido pelas fezes e pelo suor. Em altas concentrações, conferem sabor salgado à água ou apresenta propriedade laxativa (CETESB, 2021).

Sulfato (SO_4^{2-}): O sulfato é um dos íons mais abundantes na natureza. Esse elemento, em águas superficiais, é limitado pela presença de íons de cálcio com os quais formam o $CaSO_4$ ligeiramente solúvel, sendo originado através da dissolução de solos e rochas. O aumento da concentração de sulfatos na água 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. Ele está presente na precipitação atmosférica, e nas descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais em meios aquáticos. Vale ressaltar a extrema importância do controle do sulfato na água, pois a sua ingestão provoca efeito laxativo nas pessoas (CETESB, 2021).

Nitratos (NO_3^-) e Nitritos (NO_2^-): São substâncias que fazem parte do nitrogênio total, que é um parâmetro que expressa quantidade de material orgânico (biodegradável) lançado no corpo receptor. Quando encontrado em grande quantidade, provoca o processo de eutrofização, comprometendo toda a vida aquática. Ele é dividido em nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico, íon amônio (NH_4^+), íon nitrato e íon nitrito.

O íon nitrito é uma forma intermediária do processo de oxidação, apresentando uma forte instabilidade no meio aquoso e constituindo substâncias tóxicas que causam metahemoglobinemia, um tipo de doença letal infantil, sendo que o nitrato pode se reduzir a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul.

O íon nitrato é uma forma oxidada de nitrogênio, encontrada em condições de aerobiose, além disso, esses íons podem sofrer transformação para compostos N-nitrosos, com comprovada ação carcinogênica em diferentes espécies animais (WARD et al., 2018).

Magnésio (Mg^{2+}): O magnésio está presente nas águas naturais na forma de Mg^{2+} . Em conjunto com o cálcio constitui a principal fonte de dureza dessas águas. Sua origem é predominantemente atribuída ao intemperismo de rochas que contêm minerais ferromagnesianos, bem como de algumas rochas carbonáticas. As concentrações de magnésio em águas doces podem variar consideravelmente, oscilando entre 1 e $>100 \text{ mg.L}^{-1}$, dependendo dos tipos de rochas presentes na bacia. Apesar de ser empregado em diversos processos industriais, a contribuição dessas

atividades para o total de magnésio encontrado nas águas superficiais é relativamente insignificante (CETESB, 2021).

3.7.2 Parâmetros microbiológicos da água

A avaliação da qualidade microbiológica da água se baseia na análise de microrganismos indicadores de contaminação fecal, com as bactérias do grupo coliforme, sendo as principais referências nesse contexto (OMS, 2011). Esses microrganismos podem ser encontrados tanto no trato gastrointestinal dos seres humanos e animais de sangue quente, quanto de forma ampla na natureza, incluindo solos, sementes e vegetais, e têm a habilidade de se multiplicar na água (ALVES, 2018).

Os coliformes totais (CT) são constituídos por um conjunto de bactérias pertencentes à família *Enterobacteriaceae*. São bacilos Gram-negativos, não formadores de esporos, que podem existir em condições aeróbias ou facultativas, e fermentam a lactose com produção de gás em um período de 24 a 48 horas, a uma temperatura de 35/37°C. Os gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* são exemplos dessas bactérias (CETESB, 2021).

Por sua vez, os coliformes fecais, também conhecidos como coliformes termotolerantes, devido à sua capacidade de sobreviver a temperaturas superiores a 40°C, são um subgrupo das bactérias coliformes totais que possuem a habilidade de fermentar lactose a uma temperatura de 44°C a 45°C ($\pm 0,2$) em um período de 24 horas. A principal espécie representante desse grupo é a *Escherichia coli* (*E. Coli*), cuja origem é exclusivamente fecal, o que confirma seu papel como um indicador confiável de contaminação em águas naturais e tratadas (ALVES, 2018).

A escolha da *E. Coli* como parâmetro de medição justifica-se pelas diversas vantagens, tais como: (a) sua detecção e quantificação são facilmente realizadas por meio de técnicas simples e economicamente viáveis, aplicáveis a qualquer tipo de água; (b) a concentração de *E. Coli* na água contaminada está diretamente relacionada ao nível de contaminação fecal presente; (c) a *E. Coli* tem uma maior capacidade de sobrevivência na água em comparação com as bactérias patogênicas intestinais, devido às suas necessidades nutricionais menos exigentes.

3.8 LEGISLAÇÃO SOBRE USO DA ÁGUA

A qualidade das águas é altamente variável, sendo influenciada por uma série de fatores, tais como: clima, litologia, vegetação, ecossistema aquático e atividades humanas na região. A intervenção humana exerce uma influência significativa, resultando em impactos consideráveis devido aos diversos usos dessa matriz. Entre os impactos mais comuns estão a contaminação por metais pesados ou substâncias orgânicas, o aumento do material em suspensão, a acidificação e a propagação de doenças de veiculação hídrica (STELLATO, 2017; MILAN, 2020).

Diante da relevância desses recursos, os processos voltados para a preservação das águas em bacias hidrográficas são variados e abrangem desde ferramentas para monitoramento da qualidade até ações de gerenciamento ambiental, todos respaldados por legislações ambientais. Assim, a legislação ambiental desempenha um papel fundamental na proteção dessas matrizes, estabelecendo padrões de conduta para uma exploração natural sustentável, visando assegurar a preservação dos recursos naturais para as gerações futuras (STELLATO, 2017; CETESB, 2021).

Além de impor controle, as legislações estabelecem limites individuais para cada substância em cada matriz, conhecidos como Valores Máximos Permitidos (VMP) dos parâmetros de qualidade. Isso permite que os resultados do monitoramento sejam comparados com os valores padrão correspondentes, determinando se a matriz está apta para uso (STELLATO, 2017; MILAN, 2020).

A Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 (CONAMA, 2011), estabelece critérios e padrões de qualidade ambiental para águas superficiais, além de medidas de controle e monitoramento da qualidade dessas águas (Tabela 1). Essa resolução aborda diversos aspectos relacionados à preservação e à conservação dos corpos d'água, incluindo definição de padrões de qualidade, limites para lançamento de efluentes e parâmetros de análise.

A Portaria Nº 888, de 4 de maio de 2021, é uma normativa estabelecida pelo Ministério da Saúde do Brasil que atualiza e regulamenta os padrões de qualidade da água destinada ao consumo humano. Essa portaria substitui a Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de setembro de 2017, trazendo diretrizes e parâmetros mais rígidos para garantir a potabilidade da água distribuída à população. Entre as principais alterações e regulamentações introduzidas pela Portaria Nº 888/21,

destacam-se os limites de substâncias químicas e microbiológicas permitidas na água, incluindo novos parâmetros para pesticidas e substâncias orgânicas, além de uma abordagem mais rigorosa para o controle da presença de metais pesados, como chumbo e mercúrio.

Tabela 1 - Padrões de potabilidade da água

Parâmetros Físico-Químicos na Água		
PARÂMETRO	VMP⁽¹⁾	REFERÊNCIA
pH	Entre 6,5 e 8,5	
CE ⁽²⁾	1.000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	
STD ⁽³⁾	500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
Salinidade	500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
Oxigênio dissolvido	> 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
Turbidez	100 uT	
<i>Escherichia coli</i>	Ausência	CONAMA Nº 430
Coliformes totais	10 UFC. mL^{-1}	
Cloreto	250 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
Sulfato	250 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
Nitrito (como N)	0,07 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
Nitrato (como N)	0,4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
Radionuclídeos na Água		
²²⁶ Ra	1,0 Bq. L^{-1}	Portaria Nº 888
²²⁸ Ra	0,1 Bq. L^{-1}	

Fonte: CONAMA, 2011; Portaria Nº 888

Legenda: (1) Valor máximo permitido; (2) condutividade elétrica e (3) Sólidos totais dissolvidos

A portaria também estabelece procedimentos de monitoramento e controle mais detalhados, exigindo que as empresas responsáveis pelo abastecimento de água realizem análises periódicas em laboratórios certificados. Essas análises devem ser documentadas e disponibilizadas às autoridades sanitárias, garantindo a transparência e a segurança na distribuição de água potável. Outro ponto relevante da Portaria Nº 888/21 é a atenção dada à comunicação com a população. As concessionárias de água são obrigadas a informar os consumidores sobre a qualidade da água fornecida, especialmente em situações de não conformidade com os

parâmetros estabelecidos. Isso inclui a necessidade de ações corretivas imediatas para restabelecer a qualidade adequada da água (Tabela 1).

3.9 TÉCNICAS ANALÍTICAS

3.9.1 Espectrometria Gama de Alta Resolução

A espectrometria gama é uma técnica analítica altamente versátil, amplamente recomendada para análises qualitativas e quantitativas de radionuclídeos em diversas amostras, como geológicas, alimentares e ambientais. Sua eficiência é particularmente notável na determinação de radionuclídeos em amostras ambientais, sendo uma das principais ferramentas utilizadas para esse tipo de análise devido à sua precisão e sensibilidade. Ela tem por elemento básico a medição da energia emitida por cada fóton de raio γ originado do decaimento de radionuclídeos que estejam na amostra em questão (KHAN, 2014).

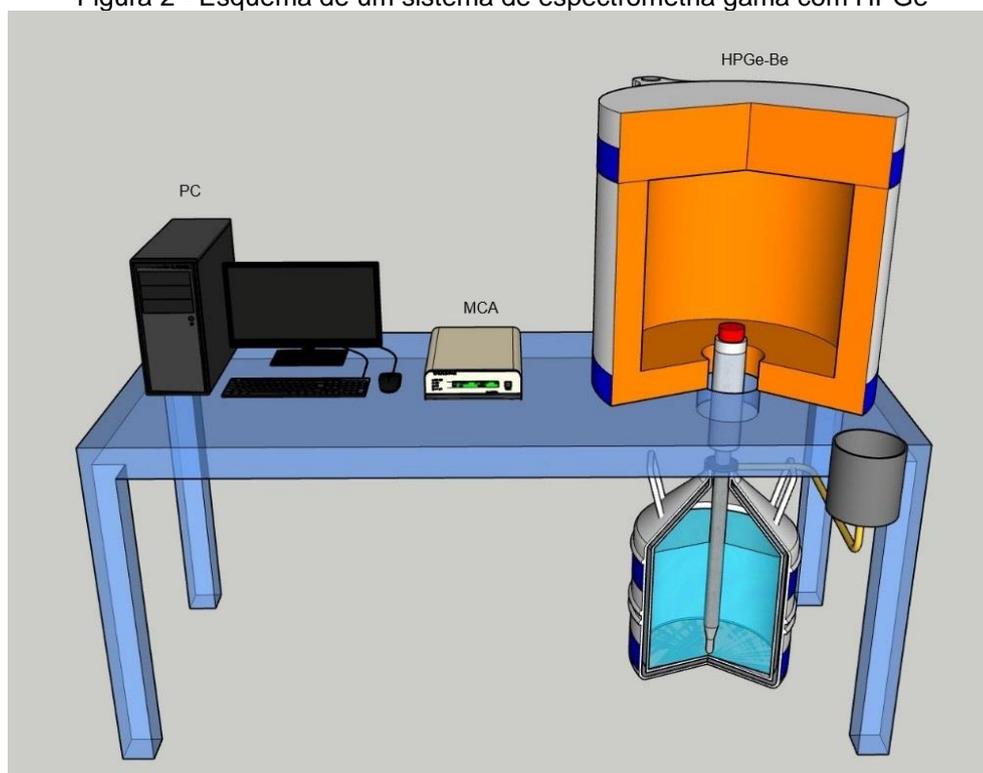
Esse método consiste na detecção dos raios gama emitidos pelos isótopos radioativos presentes na amostra visando à estimativa da quantidade deles sem a necessidade de uma separação química das amostras.

O sistema de espectrometria gama pode ser dividido em duas categorias básicas. A primeira são os detectores de cintilação em meio sólido, como o Iodeto de Sódio ativado com Tálcio – NaI(Tl); a segunda são os detectores à base de semicondutores e de germânio hiperpuro (HPGe-Be). Embora muitas características os diferenciam, a escolha daquele que se aplica melhor à espectrometria gama envolve principalmente a determinação de duas variáveis: a resolução de energia, que é a resposta para uma fonte monoenergética de radiação; e a eficiência de detecção, que é a demonstração da capacidade do detector de absorver por completo a energia de toda radiação gama que interagem em seu volume ativo, em uma determinada geometria.

Nesse contexto, o detector mais utilizado é o semicondutor de Germano Hiperpuro (HPGe-Be) – *High Purity Germanium*, que fornece uma boa resposta na detecção da radiação gama emitida por radionuclídeos naturais, sendo a sua alta resolução em alta energia a característica mais impactante, pois produzem picos estreitos e altos, que podem se elevar sobre o ruído do espectro contínuo, eles são os dispositivos mais adequados para detecção de fontes de baixa atividade específica,

com energias discretas e superpostas ao longo do espectro. Isso possibilita a separação dos picos de energias que estão muito próximos, proporcionando assim, uma menor incerteza na medida e melhor desempenho nas contagens de fótons de baixa energia em amostras ambientais (KNOLL, 2010).

Figura 2 - Esquema de um sistema de espectrometria gama com HPGe



Fonte: O autor (2024).

Legenda: HPGe-Be: detector semicondutor de germânio hiperpuro;
MCA: Analisador multicanal; PC: Computador

É importante ressaltar que esse detector necessita de refrigeração quando está em operação, tendo que ficar a uma temperatura reduzida de $-196,15^{\circ}\text{C}$ através do uso de um criostato, onde nitrogênio líquido é armazenado em contato térmico com o detector (KNOLL, 2010). Porém, ele pode manter-se em temperatura ambiente pelo período de muitos dias sem danos ou alterações em suas condições quando não está em uso. Na Figura 2, pode ser visualizado um esquema simplificado de um detector de espectrometria gama de alta resolução, e os seus componentes.

O processo de leitura inicia quando os fótons emitidos pela fonte radioativa interagem com o cristal semicondutor produzindo pares elétron/lacuna na camada de uma junção pn. Os elétrons e as lacunas são coletados em terminais opostos por causa da voltagem através da junção, da mesma maneira que elétrons e íons são

coletados em detectores a gás. Essa coleta cria pulsos cuja amplitude é proporcional à energia liberada na interação (MAFRA, 1973).

Esses pulsos coletados no detector são amplificados e enviados a um módulo multicanal (MCA) com conversor de pulsos analógico-digital, o qual distribui estes pulsos em função de sua amplitude nos canais do MCA formando um espectrograma que representa o número de fótons absorvidos em função de suas energias (KNOLL, 2010).

A qualidade do desempenho de um sistema de detecção empregado no uso de medidas dos valores de energia é caracterizada pela largura do pulso da distribuição obtido com fótons de mesma energia (CHINNAESAKKI *et al.*, 2012).

A capacidade do detector em diferenciar fótons de energias diferentes, é chamada de resolução em energia, podendo ser definida em termos de uma razão, de acordo com a Equação 1. Podemos enfatizar que, a largura medida na metade do máximo da curva em forma de sino é indicada pela sigla FWHM (das iniciais do inglês: *Full Width at Half Maximum*), Largura do Pico na Metade da Altura Máxima) (KNOLL, 2010).

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

Onde: R indica a resolução em energia; E_0 é a energia central do centroíde; $FWHM$ é a largura do pico na metade da altura máxima.

Dessa forma, o FWHM está convencionalmente relacionado com a resolução energética do detector. Essa grandeza é utilizada nos algoritmos de identificação de picos, para designar uma região do espectro que corresponde ao fotópico analisado, estimando o número de contagens (área do fotópico).

Para mensurar os radionuclídeos mediante a espectrometria gama, é necessário conhecer a eficiência de detecção para o fotópico de interesse (I_γ), conforme apresentado na Equação 2 (KNOLL, 2010).

Essa eficiência mostra a capacidade que o sistema de medidas tem de fazer a coleção total dos raios gama, apresentando dessa forma uma grande dependência da geometria de contagem e da energia (CALIN, 2011).

$$\varepsilon = \frac{N_{Ei}}{A \cdot I_{\gamma} \cdot t \cdot m} \quad (2)$$

Onde: N_{Ei} é a área total líquida do fotópico de interesse; A é a atividade específica corrigida do padrão utilizado; I_{γ} a probabilidade de emissão gama do padrão para a energia em análise; t o tempo de contagem (em segundos) e m a massa da amostra.

Um importante ponto a ser observado é que normalmente na literatura utiliza-se a Equação 3 para determinação da área total líquida do fotópico (KNOLL, 2010).

$$N_{Ei} = \int_{a=u}^v X_a - BG \quad (3)$$

Onde: u é o canal inicial da região de interesse do fotópico; v é o canal final da região de interesse do fotópico; X_a é a contagem em cada canal e BG a radiação de fundo.

A calibração em eficiência de um detector de germânio é geralmente realizada experimentalmente por meio de método relativo, no qual são utilizadas fontes de radiação com atividades conhecidas para se obter eficiência, com a mesma condição geométrica das medidas das amostras.

Com 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 conhecidas pela fonte de calibração. É importante que as amostras e os materiais de referência utilizados para a calibração do espectrômetro sejam parecidos 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).

3.9.2 Fotometria de Chama

A espectrometria atômica é baseada na medição da intensidade da luz emitida quando um metal é introduzido na chama (LARCEDA, 2016). Esta técnica pode ser usada para determinar a concentração de íons metálicos como sódio, potássio, lítio, cálcio etc. Os compostos dos metais alcalinos e alcalino-terrosos (Grupo II) dissociam-

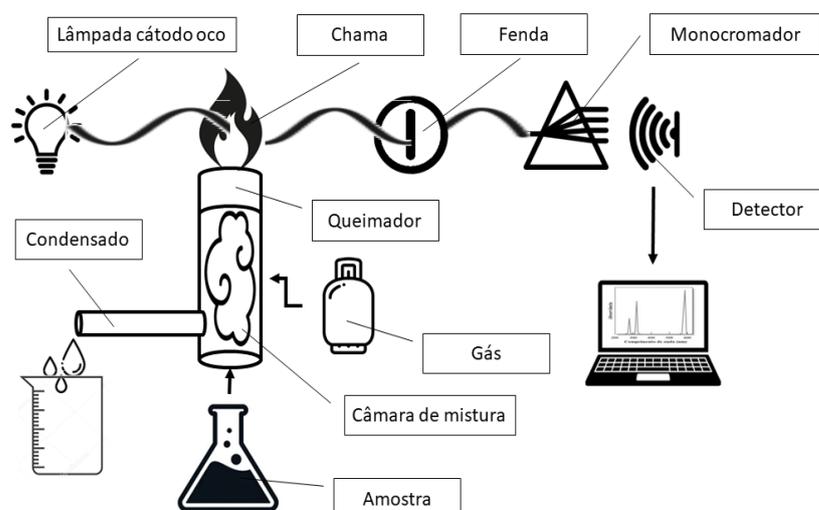
se em átomos quando introduzidos na chama. Alguns desses átomos ficam ainda mais excitados em níveis ainda mais altos e são considerados como não estáveis nesses níveis. Portanto, eles emitem radiações ao retornar ao estado fundamental. A intensidade da emissão é diretamente proporcional ao número de átomos que retornam ao estado fundamental.

Cada um dos metais alcalinos e alcalino-terrosos têm um comprimento de onda (λ) específico. O λ a ser usado para a medição de um elemento depende da seleção de uma linha de intensidade suficiente para fornecer sensibilidade adequada e liberdade de outras linhas interferentes no λ selecionado ou próximo dele. Sobre condições controladas, a intensidade da luz do λ característico produzido por cada um dos átomos é diretamente proporcional à concentração da substância de interesse na amostra.

As vantagens do uso dessa técnica são atribuídas principalmente à alta sensibilidade, à capacidade de distinguir um elemento de outro em amostras complexas, às análises simultâneas de vários elementos, ou seja, a uma variedade de amostras que podem ser analisadas automaticamente, de forma simples e com baixo custo (LARCEDA, 2016).

O Fotômetro de Chama é formado por uma fonte de chama, o qual pode ser mantido a uma temperatura constante. A temperatura da chama é um dos fatores críticos na fotometria de chama, conforme apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Processo de atomização para se obter o espectro de emissão



Fonte: Adaptado de Souza (2013).

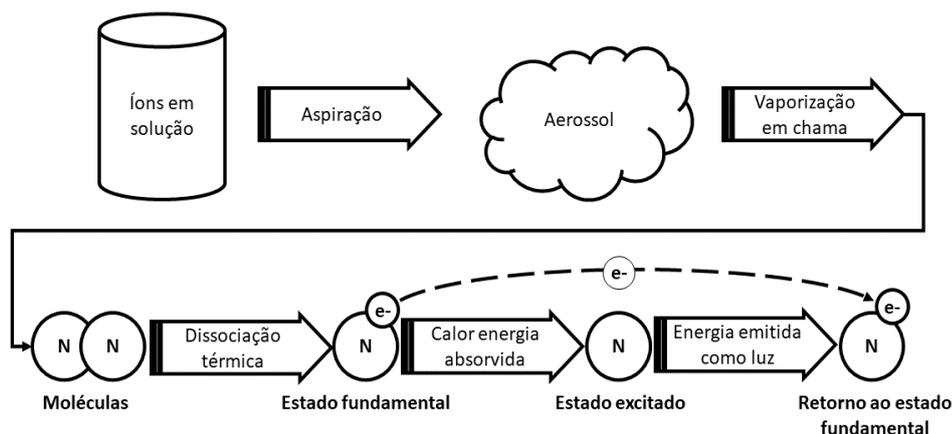
O nebulizador é usado para enviar solução homogênea para a chama a uma taxa equilibrada. O sistema óptico consiste em espelho convexo e lente convexa. O espelho convexo transmite a luz emitida pelos átomos e ajuda a focar as emissões na lente. A lente ajuda a focalizar a luz em um ponto ou fenda. Os reflexos do espelho passam pela fenda e chegam aos filtros. Os filtros isolam o comprimento de onda a ser medido das emissões irrelevantes. A intensidade da radiação emitida pela chama é medida pelo fotodetector e convertida em um sinal elétrico. Esses sinais elétricos são diretamente proporcionais à intensidade da luz (STUDYANDSCORE, 2017).

Na produção da chama para fotometria, utilizam-se combustíveis como gás natural, propano ou acetileno, e oxidantes como ar, oxigênio ou óxido nitroso. A temperatura da chama varia conforme a mistura de combustível e oxidante. No fotômetro de chama, o processo inicia com a dessolvatação, onde a amostra em solução é secada pela chama, removendo a água das partículas metálicas e evaporando o solvente. Segue-se a vaporização, que elimina a umidade restante e evapora o solvente das partículas metálicas.

Logo após ocorre a atomização, que é a separação de todos os átomos em uma substância química. Os íons metálicos na amostra são reduzidos a átomos metálicos pela chama. Dessa forma, ocorre a excitação, já que a força eletrostática de atração entre os elétrons e o núcleo do átomo ajuda-os a absorver uma determinada quantidade de energia.

Os átomos então saltam para o estado de maior energia quando excitados resultando na emissão, com isso, os átomos voltam ao estado fundamental ou ao estado de baixa energia para ganhar estabilidade. Esse salto de átomos emite o comprimento de onda característico que é medido pelo fotodetector, conforme Figura 4 (STUDYANDSCORE, 2017).

Figura 4 - Descrição simplificada da fotometria de chama



Fonte: Adaptado de Studyandscore (2017).

Após a emissão do comprimento de onda característico, o sistema utiliza a equação de Scheibe-Lomakin (Equação 4), ou seja, ele calcula o valor da concentração através da proporcionalidade com a intensidade da luz emitida.

$$I = k \cdot c^n \quad (4)$$

Onde: I é a intensidade da luz emitida; c a concentração do elemento e k a constante de proporcionalidade.

3.9.3 Análise por Injeção em Fluxo (FIA)

A Análise por Injeção em Fluxo (FIA), envolve a injeção rápida da amostra em um fluxo contínuo (não-segmentado) de uma solução de transporte (carreadora). Os fluxos dos reagentes e da solução de transporte são combinados nos pontos de confluência antes do sistema de detecção. A solução da amostra sofre dispersão e se mistura com a solução de transporte e com os reagentes formando um produto que é transportado para o compartimento de detecção e em seguida descartado (MARKOS, 2006).

A técnica de análise em fluxo tem encontrado um número crescente de aplicações no controle de qualidade e processos industriais devido às inúmeras vantagens que apresentam em relação aos métodos clássicos de manipulação de soluções (MARKOS, 2006).

Algumas dessas vantagens são curto tempo de análise, que permite uma alta frequência de amostragem. Grande economia de reagentes, que leva à significativa

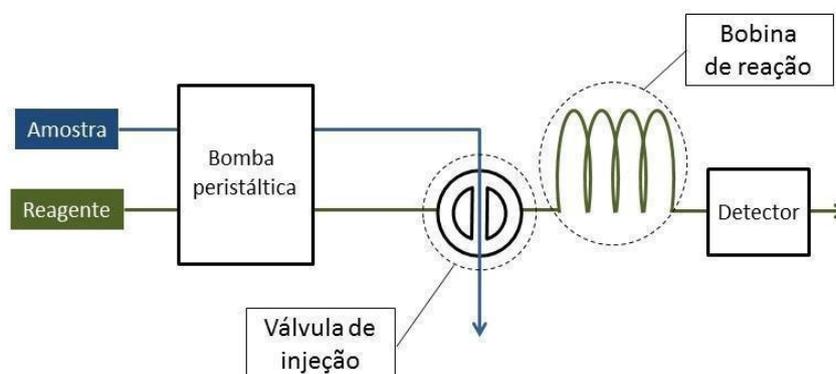
redução dos custos de análise e do acúmulo de resíduos tóxicos. Amostras e reagentes circulam dentro de uma tubulação que pode ser vista como um laboratório fechado onde o contato com o meio externo é evitado e os intervalos de tempo de cada etapa podem ser controlados com precisão (MARKOS, 2006).

As condições de dispersão e diluição da zona da amostra podem ser controladas, e otimizadas, para atender às necessidades do procedimento analítico. Esta otimização pode ser feita pelo controle do volume injetado de amostra, velocidade de fluxo da solução de transporte e dos reagentes, comprimento da bobina de mistura e diâmetro da tubulação, dentre outros (MARKOS, 2006).

A Figura 5 ilustra de forma simplificada o modo de operação de um Analisador por Injeção em Fluxo com as seguintes etapas:

- Amostra e o reagente são bombeados continuamente por uma bomba peristáltica;
- A amostra é injetada no fluxo de solução transportadora, contendo o reagente, através de uma válvula de injeção;
- Dentro do reator helicoidal (ou bobina de mistura) o segmento de amostra reage com o reagente formando um produto que é quantificado ao passar pelo detector.

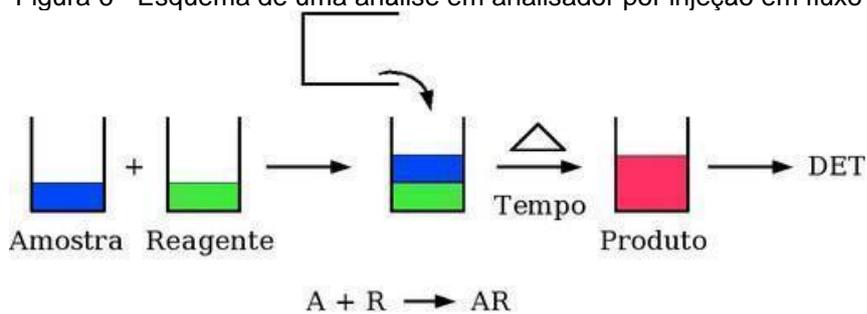
Figura 5 - Analisador por Injeção em Fluxo Contínuo (FIA)



Fonte: Adaptado de Markos (2006)

As dimensões do reator helicoidal, o volume da amostra injetada e as velocidades de fluxo são otimizadas para o sistema químico que está sendo usado, visando atender à demanda analítica com boa seletividade e baixo limite de detecção (LD). Vê-se na Figura 6 a imagem de um procedimento analítico típico onde uma quantidade conhecida de amostra (A) e reagente (R) são misturados em um béquer comum formando o produto AR (MARKOS, 2006).

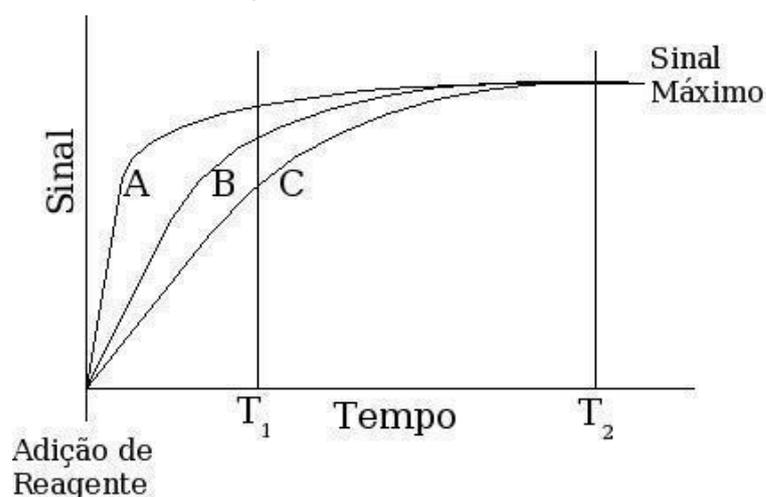
Figura 6 - Esquema de uma análise em analisador por injeção em fluxo



Fonte: Markos (2006).

A velocidade de formação do produto e o tempo para atingir o sinal máximo dependem basicamente da velocidade de homogeneização da mistura e da cinética da reação e pode ser monitorado pelo aumento do sinal analítico ao longo do tempo, conforme mostra a Figura 7 (MARKOS, 2006).

Figura 7 - Sinal analítico para três diferentes análises da mesma amostra



Fonte: Markos (2006).

A temperatura pode ser mantida sob controle e ser reproduzida na análise de diferentes amostras, no entanto, a velocidade de agitação é uma variável de difícil reprodutibilidade pelos métodos tradicionais. O gráfico do sinal analítico ao longo do tempo mostra a necessidade de estabelecer um tempo mínimo de espera (T_2) até o sistema atingir o sinal máximo.

É interessante que tempos menores (T_1) podem levar a diferentes leituras comprometendo a precisão e a exatidão. Essas diferenças no sinal analítico para tempos menores (T_1) se deve à irreprodutibilidade da agitação pelos métodos convencionais. A grande vantagem dos sistemas de Análise em Fluxo é justamente a

grande reprodutibilidade do processo de mistura de amostra e reagente(s) (MARKOS, 2006).

3.9.4 Técnicas microbiológicas

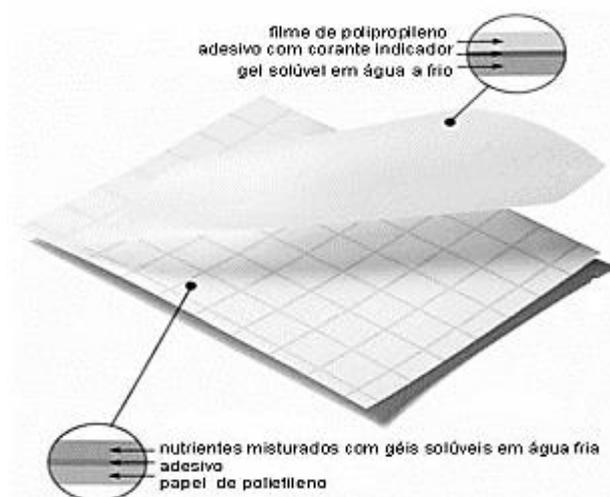
A análise microbiológica da água é uma ferramenta essencial para investigar a presença ou ausência de microrganismos, realizar sua quantificação e identificar diferentes espécies. Para cada uma dessas finalidades, existem diversos métodos laboratoriais disponíveis. Na contagem de coliformes totais e *Escherichia coli* na água, as técnicas mais frequentemente empregadas nos laboratórios são o Número Mais Provável (NMP) e a Técnica de Múltiplos Tubos (SILVA, 2017).

No momento, métodos rápidos de análise estão sendo empregados utilizando kits prontos para a caracterização de microrganismos, incluindo as Placas Petrifilm® EC (Figura 8) para Contagem de *E. Coli* e coliformes (FORSYTHE, 2013). Essas placas representam uma alternativa mais ágil em comparação com o método de plaqueamento convencional. Elas contêm nutrientes do meio Vermelho Violeta Bile (VRB), um agente geleificante solúvel em água fria, um indicador de atividade glicuronidásica e um indicador que facilita a enumeração das colônias.

A maioria das *E. Coli* (cerca de 97%) produz a enzima beta-glicuronidase, resultando em um precipitado azul associado à colônia. O filme superior das placas retém o gás produzido pelos coliformes e *E. Coli*, que são fermentadores de lactose. Aproximadamente 95% das *E. Coli* produzem gás, o que é indicado por colônias que variam de azul a vermelho-azulado, associadas ao gás retido dentro da área de uma colônia na Placa Petrifilm EC.

De acordo com o AOAC INTERNATIONAL e o U.S FDA Bacteriological Analytical Manual (BAM), coliformes são definidos como bacilos gram-negativos que produzem ácido e gás a partir da lactose durante a fermentação metabólica. As colônias de coliformes que se desenvolvem na Placa Petrifilm EC produzem ácido, o que resulta em uma coloração mais escura do gel devido à alteração do indicador de pH. Além disso, o gás retido ao redor das colônias vermelhas é um indicativo claro da presença de coliformes.

Figura 8 - Placa Petrifilm® EC



Fonte: CIROLINI (2012).

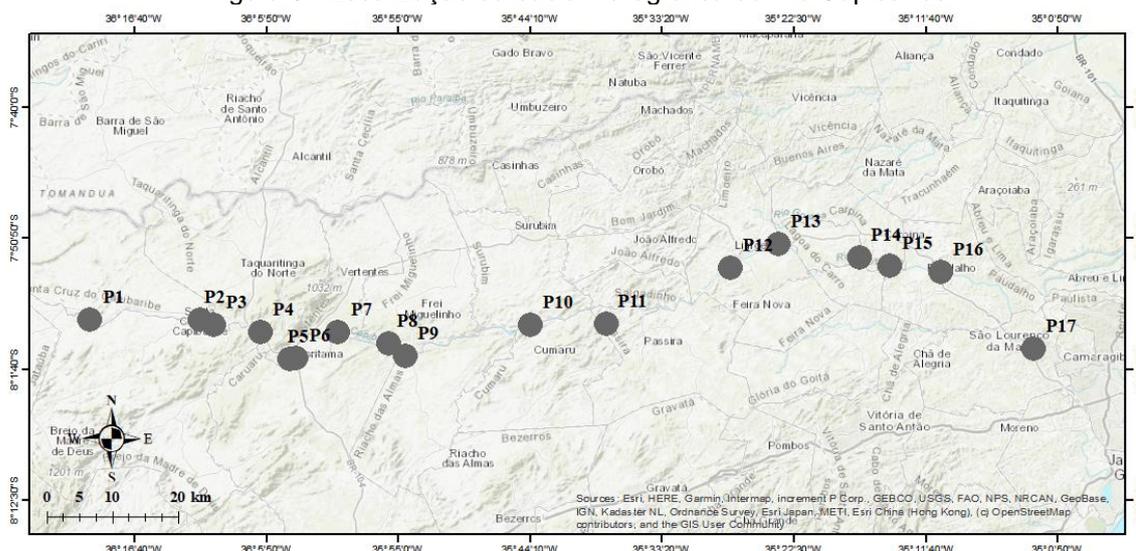
Além de simplificar o trabalho dos microbiologistas, os sistemas comerciais desenvolvidos por empresas confiáveis são submetidos a rigorosos testes de controle de qualidade, garantindo sua confiabilidade e consistência. Além disso, existem outras vantagens igualmente importantes, como a facilidade de armazenamento, uso e descarte desses sistemas, juntamente com a interpretação rápida e descomplicada dos resultados obtidos (FRANCO, 2005).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO

O desenvolvimento da pesquisa foi realizado no rio Capibaribe, localizado no estado de Pernambuco, entre as coordenadas $34^{\circ} 50'$ e $36^{\circ} 45'$ W e $7^{\circ} 40'$ e $8^{\circ} 20'$ S, na porção nordeste do estado. O Capibaribe nasce na serra de Jacarará, no município de Poção, e apresenta 240 km de extensão. Ele tem cerca de 74 afluentes e banha 42 municípios pernambucanos, entre eles: Caruaru, Toritama, Santa Cruz do Capibaribe, Surubim, Cumaru, Salgadinho, Limoeiro, Carpina, Paudalho, São Lourenço da Mata e Recife. Sua bacia hidrográfica compreende uma área de 7.557,41 km², e equivale a 7,85% da área de Pernambuco (CPRH, 2024).

Figura 9 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Capibaribe



Fonte: O autor (2024).

A bacia apresenta uma diversidade de tipos de solos, cada um com características específicas e distribuição variada ao longo da bacia. Entre os tipos de solos encontrados na bacia estão os Argissolos, Cambissolos, Espodossolos, Gleissolos, Latossolos, Luvisolos, Neossolos Flúvicos, Neossolos Litólicos, Neossolos Regolíticos, Neossolos Quartizarênicos, Planossolos e Vertissolos (Pernambuco 2019; Aragão 2017).

Com relação às precipitações pluviométricas mensais, a bacia hidrográfica do rio em análise possui uma alta variabilidade da precipitação, com 600 mm a 2.400 mm ao ano. Tal variabilidade espacial de chuvas confirma a influência dos dois principais

sistemas atmosféricos que ocorrem na região estudada: Zona de Convergência Intertropical e Ondas de Leste. Os totais anuais precipitados apresentaram uma média de 1.133,59 mm, com o aumento da precipitação na medida em que os postos de coleta se aproximam do litoral pernambucano (PERNAMBUCO, 2019). Com relação ao clima, a bacia pode ser dividida em dois tipos distintos: o clima quente e semiárido, que predomina na parte alta; e o clima quente e úmido, nas partes média e baixa da bacia.

A vegetação ao redor da bacia varia desde a caatinga até a Mata Atlântica devido a diversidade de solos e relevo, muitos dos quais foram uniformizados e simplificados pela ação humana. Mesmo assim, a bacia abrange regiões fitogeográficas distintas, como o Sertão, o Agreste, a Mata e o Litoral.

4.2 COLETA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA

A coleta de água foi realizada em 17 (dezessete) pontos ao longo do rio Capibaribe, conforme apresentado na Figura 10. Esses pontos estão localizados nos municípios de Santa Cruz do Capibaribe, Toritama, Vertentes, Riacho das Almas, Surubim, Salgadinho, Limoeiro, Carpina, Paudalho e São Lourenço da Mata, locais onde são encontradas diversas atividades econômicas, comerciais e industriais nas proximidades do rio.

No momento da coleta, foi registrada com a maior precisão possível a posição dos pontos de amostragem utilizando um GPS da marca GARMIN, modelo GPSMAP 64s. Além disso, foram catalogadas outras informações relevantes, como data e hora da coleta, condições atmosféricas, estado do rio e outros dados pertinentes.

4.2.1 Acondicionamento das amostras de água

As amostras de água foram coletadas em recipientes de plástico. A lavagem/descontaminação das garrafas e dos materiais de laboratório utilizados durante a amostragem foi feita conforme procedimento estabelecido pelo Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear/UFPE.

O procedimento inclui lavagem dos recipientes com detergente neutro e enxague com água da torneira e água destilada. Posteriormente, o material foi

enxaguado com solução aquosa de ácido nítrico $1,0 \text{ mol.L}^{-1}$ e com água deionizada (isótopos do rádio são mais solúveis em HCl). No momento da coleta, os recipientes foram ambientados com enxágues utilizando a própria amostra. As amostras foram coletadas em recipientes diferenciados, devido aos diferentes tipos de tratamento.

Para a determinação de radionuclídeos, foram coletados 10 L de água. Para a preservação e evitar perdas por precipitação ou adsorção nas paredes dos recipientes, as amostras foram acidificadas adicionando ácido nítrico concentrado, a razão de 3 mL de ácido por litro de amostra para alcançar um valor de pH menor que 2. Para a determinação de cátions e ânions (sulfatos, nitratos, nitritos e cloretos), foram coletados 1 L de água sem a necessidade de adicionar soluções de conservação. No laboratório, os frascos foram mantidos em geladeiras para posterior manuseio. Para as análises microbiológicas, a água coletada foi filtrada através da técnica papel filtro quantitativo com filtro de papel da faixa azul, e acondicionada em saco plástico estéril de 100 mL com uma pastilha de tiosulfato de sódio. As amostras foram transportadas sob refrigeração ($2^{\circ}\text{C} - 8^{\circ}\text{C}$) evitando congelação.

4.3 METODOLOGIAS DE ANÁLISES

Nesta seção, serão apresentados os métodos utilizados para quantificar os parâmetros estudados (temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD), salinidade e oxigênio dissolvido (OD), turbidez, Na^+ , K^+ e Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , NO_3^- e NO_2^- , Cl^- , alcalinidade, *Escherichia coli*, coliformes totais, ^{226}Ra e ^{228}Ra), nas amostras de água coletadas. Vale ressaltar que todas as análises foram realizadas em triplicata para garantir a precisão e confiabilidade dos dados.

Inicialmente, os parâmetros como temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD), salinidade e oxigênio dissolvido (OD) foram medidos "*in situ*" usando o medidor multiparâmetro da marca AKSO, modelo AK88v2. A medição da turbidez foi realizada utilizando o turbidímetro modelo Plus, da marca Alfakit.

As análises de Na^+ , K^+ e Ca^{2+} foram realizadas utilizando a técnica de Fotometria de Chama, da marca DG 63, modelo DIGIMED. O procedimento para quantificar o teor de Mg^{2+} foi efetuado conforme o Método 3500-Mg B do Standard Methods (SMWW, 2017). Os ânions SO_4^{2-} , NO_3^- e NO_2^- foram quantificados utilizando a Análise por Injeção em Fluxo (FIA), sistema FIALab-2500 da marca FIALab

Instruments. O cloreto e a alcalinidade foram determinados através do método 4500-Cl⁻ B e o método 2320 B, respectivamente, do Standard Methods (SMWW, 2017).

Em relação às análises microbiológicas, a contagem de *E. coli* e coliformes totais foi efetuada usando a placa 3M™ Petrifilm™, seguindo o Método NMKL (147.1993). As atividades de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra foram medidas através da espectrometria gama, usando a técnica de precipitação conforme o método 7120B.

4.3.1 Análise *in situ*

Para as medições *in situ* foi usado o medidor multiparâmetro da marca AKSO, modelo AK88v2. Previamente à amostragem, foi feita a calibração do equipamento, seguindo as recomendações do fabricante. Para o pH foram utilizadas três soluções tampão de referência, com pH 4,0; 7,0 e 10,0. A sonda de condutividade elétrica foi calibrada com uma solução padrão de condutividade de 1.214 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (a 25°C). O ajuste na medição de condutividade corrige conseqüentemente as medições de salinidade e STD. O ajuste da sonda de OD foi feito no ponto 100% de OD no ar. Cada sonda possui um sensor de temperatura próprio.

A medição da turbidez foi realizada utilizando o turbidímetro modelo Plus, da marca Alfakit. Esse equipamento opera com base no princípio nefelométrico, o qual utiliza uma curva de calibração pré-programada para a leitura na faixa de 0 a 1000 NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez). Para a calibração do aparelho, foram utilizadas amostras padrões de formazina e água microfiltrada.

4.3.2 Medições no laboratório

4.3.2.1 Quantificação de cátions

As análises de Na⁺, K⁺ e Ca²⁺ foram conduzidas no Laboratório de Biomassa do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Antes do exame das amostras, a instrumentação foi calibrada avaliando as soluções padronizadas correspondentes a cada elemento. A calibração do aparelho foi executada de acordo com as especificações estabelecidas pelo fabricante. As amostras de água, que haviam sido previamente submetidas à filtração usando uma técnica quantitativa de papel de filtro, foram posteriormente analisadas em condições

idênticas às empregadas para os padrões de calibração. Durante as medições analíticas, tanto os padrões de referência quanto as amostras foram aspirados para a chama por um período suficiente para alcançar uma leitura estável da intensidade de emissão. Os valores de concentração resultantes foram exibidos na tela do instrumento.

A quantificação de Mg^{2+} foi realizada seguindo o procedimento descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMWW, 2017). A quantificação foi feita pelo método 3500-Mg B, que consiste na quantificação da dureza total e a dureza de Ca na forma de $CaCO_3$. Após esse procedimento é feita a subtração dessas durezas e multiplicado pelo fator 0,243 para obter a concentração de Mg em $mg.L^{-1}$.

4.3.2.2 Quantificação de ânions

A determinação dos ânions sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) foram realizadas no LARCA utilizando a técnica de Análise por Injeção em Fluxo (FIA), sistema FIALab-2500 da marca FIALab Instruments. Em todos os casos a quantificação foi baseada no método da curva de calibração, usando padrões com concentrações adequados a cada ânion.

O sistema FIALab-2500 possui um amostrador automático, bomba peristáltica multicanal, válvula e detector espectrofotométrico, sendo controlados pelo software FIALab para Windows 5.0, que também realizou a aquisição e o processamento dos dados.

A determinação de sulfato baseou-se na formação de $BaSO_4$ insolúvel e medição do efeito de dispersão da luz produzido pelo precipitado em suspensão. O nitrito foi medido a partir do composto, fortemente colorido, com absorção máxima a 540 nm, formado pela reação do ânion com sulfanilamida e 1-naftiletildiamina. Para o nitrato, também foi possível utilizar a reação indicada, porém, foi reduzido a nitrito, passando a amostra através de uma coluna preenchida com o metal cádmio. O resultado desse ensaio foi a soma de nitritos e nitratos, sendo necessária a subtração da concentração de nitrito medida na amostra.

Em relação as medições do teor de cloreto, uma alíquota de 50 mL de cada amostra foi filtrada com papel e, em seguida, adicionou-se 1 mL de cromato de potássio (K_2CrO_4), conferindo à solução uma coloração amarela. A amostra foi titulada

com AgNO_3 (0,0141N) previamente padronizado, até que ocorresse uma mudança de cor, de amarelo para transparente, e o volume consumido do titulante foi anotado. O mesmo procedimento foi realizado utilizando água deionizada para a determinação do branco.

Com base nos valores dos volumes registrados, foi aplicada a Equação 5 para determinar a quantidade de cloreto presente na amostra.

$$N = \frac{V_{\text{NaCl}} \cdot N_{\text{NaCl}}}{V_{\text{AgNO}_3}} \quad (5)$$

Onde: N é a normalização do HCl; V_{NaCl} o volume do NaCl em mL tomado para avaliação; N_{NaCl} a concentração do NaCl e V_{AgNO_3} o volume em mL do AgNO_3 consumido.

$$Q_{\text{Cl}^-} = \frac{(A - B) \cdot N \cdot 35,45 \cdot 1000}{V_{\text{amostra}}} \quad (6)$$

Onde: Q_{Cl^-} é a quantidade de cloreto em mg.L^{-1} ; A o volume em mL do AgNO_3 consumido; B o volume em mL do AgNO_3 consumido para o branco; N a normalidade do AgNO_3 e V_{amostra} o volume da amostra usado para a titulação (mL). Os demais valores são usados para obter a concentração de Cl^- em mg.L^{-1} .

A análise da alcalinidade foi realizada no laboratório LARCA, dentro do período de 24 horas após a amostragem, seguindo o procedimento recomendado pelo Método 2320 B (SMWW, 2017).

Um volume de 50 mL de amostra, previamente filtrada, foi colocada em um Erlenmeyer de 250 mL e adicionou-se entre 3 a 4 gotas de fenolftaleína, resultando em uma solução com coloração rosa. Depois, a amostra foi titulada com HCl (0,02N) previamente padronizada, até ocorrer uma mudança de cor, tornando-se transparente a solução. O volume de titulante consumido nesse ponto foi anotado.

Em seguida, foram adicionadas três gotas de verde de bromocresol e vermelho de metila na mesma solução. Novamente titulou-se a solução utilizando o mesmo ácido clorídrico. Após a mudança de cor o volume consumido do HCl (0,02N) foi registrado. O mesmo procedimento foi realizado na água deionizada para quantificar o branco.

Utilizando os volumes registrados, os cálculos foram realizados com base nas equações 7 e 8, sugeridas pelo método.

$$A_{\text{parcial}} = \frac{V_1 \cdot F \cdot 1000 \cdot 50}{V_{\text{amostra}}} \quad (7)$$

A_{parcial} é a alcalinidade parcial em mg.L^{-1} ; V_1 o volume em mL do HCl consumido; F é a concentração do HCl em mol.L^{-1} e V_{amostra} o volume da amostra usado na análise. Os demais valores são usados para converter eq.L^{-1} para $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$.

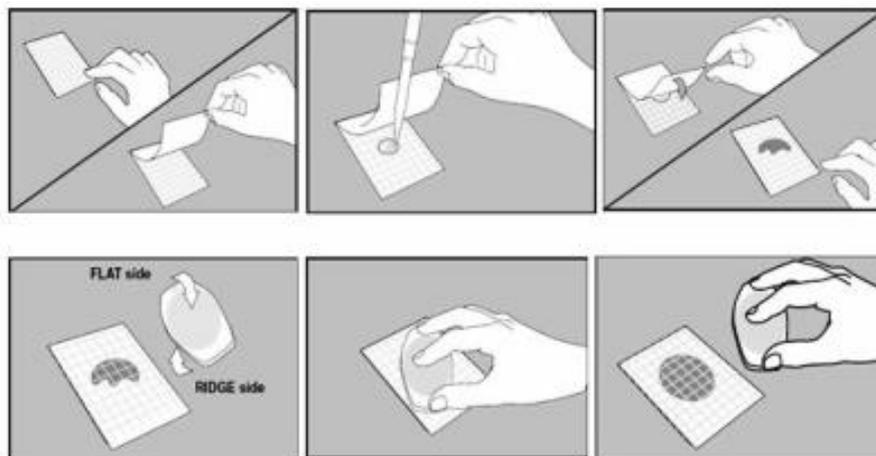
$$A_{\text{total}} = \frac{V_2 \cdot F \cdot 1000 \cdot 50}{V_{\text{amostra}}} \quad (8)$$

A_{total} é a alcalinidade total em mg.L^{-1} ; V_2 é o volume em mL do HCl consumido; F é a concentração do HCl em mol.L^{-1} e V_{amostra} o volume da amostra usado na análise. Os demais valores são usados para converter eq.L^{-1} para $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$.

4.3.2.3 Análise microbiológica

Realizaram-se as análises no mesmo dia em que as amostras foram coletadas. No processo de inoculação, envolveu-se o levantamento do filme plástico superior da placa, seguido da adição de 1 mL da amostra previamente filtrada. Em cada placa utilizou-se uma pipeta graduada e estéril, e, em seguida, o filme plástico foi recolocado em sua posição original assegurando, dessa maneira, uma distribuição uniforme da amostra. No esquema detalhado da Figura 11, pode-se observar o passo a passo do procedimento.

Figura 10 - Procedimento de inoculação em Placa de Petrifilm® EC



Fonte: Cirolini (2012).

As placas foram incubadas a 36,5°C em estufa, permitindo o crescimento dos microrganismos presentes. A contagem dos parâmetros coliformes totais exigiu um período de incubação de 24 horas, enquanto a contagem de *Escherichia coli* (*E. Coli*) demandou 48 horas.

Como controle foi feito o mesmo procedimento com uma placa, sem a adição de amostra. A contagem dos microrganismos foi feita através do Contador de Colônia Digital J3, onde as colônias vermelhas com produção de gás foram identificadas como Coliformes Totais, enquanto as colônias azuis com produção de gás foram identificadas como *E. Coli*.

4.3.2.4 Medição das atividades de ^{226}Ra e ^{228}Ra

A determinação dos isótopos de rádio foi realizada utilizando uma metodologia que envolve a combinação de coprecipitação de rádio com bário, seguida da formação de um precipitado contendo ânions sulfato. As medidas foram realizadas por meio de Espectrometria Gama de Alta Resolução, utilizando um detector de germânio hiperpuro (HPGe), seguindo a metodologia descrita no Standard Methods (SMWW, 2017).

Devido às baixas concentrações de rádio em águas naturais e à relativa baixa eficiência do detector de HPGe-Be, é necessário trabalhar com grandes volumes de amostra e realizar a separação e concentração dos radioisótopos. Dessa forma, é possível medir o nível de concentração do analito. Para as análises de cada amostra, foram utilizados 3 L de água colocado em um béquer.

Ao volume inicial de água, foram adicionados 30 mL de HCl 12N, mantendo a solução sob agitação constante com um agitador magnético durante todo o procedimento em ebulição. Em seguida, foram adicionados 15 mL de uma solução carreadora de Ba^{2+} a 9 mg.L^{-1} , aquecendo até a fervura. Posteriormente, foram adicionados lentamente 20 mL de H_2SO_4 18N para precipitar o BaSO_4 .

Após a adição, a solução com o precipitado foi mantida em ebulição e agitação por meia hora, e depois deixada em repouso durante a noite para permitir a maturação do precipitado e sua acumulação no fundo do recipiente. A separação do precipitado foi realizada por filtração a vácuo, usando um filtro de membrana de $0,45 \mu\text{m}$ previamente pesado, para determinar o rendimento químico. O precipitado de sulfato de bário foi transferido para o filtro, e o béquer foi lavado durante o processo para maximizar a recuperação do precipitado. Em seguida, o filtro com o precipitado foi colocado em um dessecador à temperatura ambiente até atingir peso constante.

Com base nos dados de massa do precipitado, foi calculado o rendimento químico das amostras, que foi superior a 90% em todas elas. Após a secagem no dessecador, o filtro foi transferido para uma placa de Petri de vidro. As bases e tampas das placas foram unidas com borracha de vedação e cola para reter o ^{222}Rn no sistema e garantir o equilíbrio secular entre os isótopos do Ra e seus descendentes. A mesma geometria foi padronizada para a medição de amostras e padrões.

O sistema de medição utilizado consistiu em um detector de janela de berílio (HPGe-Be), da marca Canberra®, modelo GX2518. Esse detector possui formato cilíndrico coaxial, com um diâmetro externo de 4,54 cm e um volume ativo de $41,1 \text{ cm}^3$. Para reduzir a interferência da radiação de fundo, o detector apresenta uma blindagem de Pb, com 6,5 cm de espessura e cerca de 600 kg. A superfície interna da blindagem é composta por Cd e Zn.

O HPGe-Be possui uma resolução de energia de 1,8 keV para a energia de 1.332 keV do isótopo ^{60}Co , e uma eficiência nominal de 25%, sendo refrigerado por nitrogênio líquido. O sistema foi conectado a um analisador multicanal (MCA) Eagle Plus, com 4.096 canais, e a tensão do pré-amplificador ajustada para 3 kV, de acordo com as especificações do fabricante. Para a coleta e processamento de dados, foi utilizado o software Genie-2k®, da Canberra®.

A calibração em energia realizada seguiu as diretrizes estabelecidas no TECDOC 619 (IAEA, 1991), um documento técnico emitido pela Agência Internacional de Energia Atômica. Para essa finalidade, foram utilizadas fontes padrões selados e

pontuais de ^{60}Co , ^{137}Cs e ^{241}Am provenientes do Laboratório de Metrologia de Radiações Ionizantes (LMRI)/UFPE, e certificadas pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD).

Essas fontes foram selecionadas por apresentarem fotópicos claramente definidos na faixa de energia entre 59,54 keV e 1.332,50 keV. Informações detalhadas sobre essas fontes podem ser encontradas na Tabela 2.

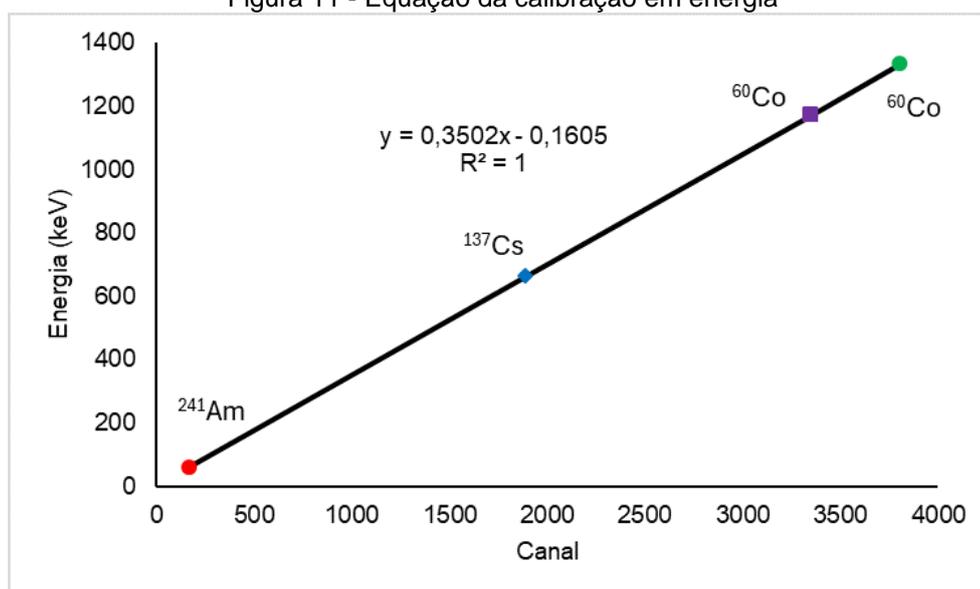
Tabela 2 - Dados das fontes utilizadas na calibração em energia

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 permitiu estabelecer uma correlação linear entre os canais de medição e as energias gama dos emissores, como pode ser visto na Figura 12, sendo y a energia e x o canal onde se localiza essa energia.

Figura 11 - Equação da calibração em energia



Fonte: O autor (2024).

Para determinar a eficiência, um volume de 2 mL contendo concentrações conhecidas de ^{226}Ra e ^{228}Ra foi gotejado sobre filtros de membrana de $0,45\ \mu\text{m}$, os

quais foram colocados em placas de Petri e selados da mesma maneira que as amostras. As atividades dos padrões foram corrigidas para a data do ensaio. Informações sobre os padrões são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Características das soluções para o cálculo da eficiência

Radionuclídeo	Atividade Inicial	Data de referência	Atividade Corrigida	Data da correção
^{226}Ra	43,8 Bq/mL	06/04/2009	43,7 Bq mL ⁻¹	26/11/2023
^{228}Ra	84,3 kBq.L ⁻¹	07/03/2007	10,98 Bq.mL ⁻¹	04/12/2023

Fonte: O autor (2024).

Em seguida, utilizam-se as energias dos descendentes ^{214}Pb e ^{214}Bi para calcular a atividade específica de ^{226}Ra , e as de ^{228}Ac para calcular a atividade específica de ^{228}Ra , sempre considerando a condição de equilíbrio radioativo. A Tabela 3 descreve as emissões gama dos radionuclídeos usados na determinação dos isótopos de rádio.

Tabela 4 - Características das soluções para o cálculo da eficiência

Isótopo	Produto de decaimento	Energia (keV)	Probabilidade de emissão (%)	Eficiência (ϵ)
^{228}Ra	^{228}Ac	911,21	26,6	$3,18 \cdot 10^{-05}$
	^{214}Pb	295,21	18,5	$1,21 \cdot 10^{-02}$
^{226}Ra	^{214}Pb	351,92	35,8	$1,05 \cdot 10^{-02}$
	^{214}Bi	609,31	44,8	$6,36 \cdot 10^{-03}$

Fonte: O autor (2024).

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

A atividade (A) das amostras, em Bq.L⁻¹, foi calculada a partir da Equação 9. Para determinar as contagens brutas, foram utilizadas as contagens acumuladas em ambos os lados de cada fotópico. A contribuição da radiação de fundo foi obtida por meio de medições sem amostras, com duração de 172.800 segundos. A atividade foi corrigida para a data de coleta das amostras.

$$A_i = \frac{N_{Ei}}{\varepsilon \cdot I_\gamma \cdot V \cdot t \cdot R} \quad (9)$$

A atividade (A_i) para cada isótopo de rádio foi calculada usando a Equação 9, a partir dos valores de contagem líquida (N_{Ei}) de cada fotópico; da eficiência (ε), em Bq.L⁻¹; probabilidade de emissão da radiação (I_γ) com energia E ; o volume de amostra (V); o tempo de contagem (t) e o rendimento químico da precipitação (R).

A obtenção das contagens líquidas foi realizada por meio da subtração das contagens brutas, que englobam a contribuição da radiação devido à borda Compton das emissões mais energéticas e a radiação de fundo do laboratório.

A eficiência (ε) para cada isótopo de rádio foi calculada usando a Equação 10, a partir dos valores de contagem líquida (N_{Ei}) de cada fotópico; da atividade (A), em Bq.L⁻¹; do isótopo de rádio presente na solução (padrão secundário); probabilidade de emissão da radiação (I_γ) com energia E ; o volume de amostra (V); o tempo de contagem (t) e o rendimento químico da precipitação (R).

$$\varepsilon = \frac{N_{Ei}}{A_i \cdot I_\gamma \cdot V \cdot t \cdot R} \quad (10)$$

A Equação 11 foi utilizada para calcular a incerteza de contagem para os emissores gama, I_γ , para um nível de confiabilidade de 95%, segundo Standard Method (Método 7120B). Onde N representa as contagens líquidas e G a área do fotópico abaixo do contínuo. Os outros parâmetros foram os mesmos definidos anteriormente.

$$\sigma = 1,96 \cdot \frac{\sqrt{N + 2G}}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot V \cdot t \cdot R} \quad (11)$$

O limite de detecção (LD) foi calculado utilizando a Equação 12 na qual N_{BG} é a contagem do *background*.

$$LD = 2,71 + 4,66\sqrt{N_{BG}} \quad (12)$$

A determinação da Atividade Mínima Detectável (*AMD*) é feita pela equação 13 na qual LD é o limite de detecção e os demais parâmetros foram os mesmos definidos anteriormente.

$$AMD = \frac{LD}{\varepsilon \cdot I_{\gamma} \cdot V \cdot t \cdot R} \quad (13)$$

Para isso, foi necessário realizar a medição de uma amostra em branco durante um período semelhante ao das amostras, a fim de obter as contagens correspondentes a cada fotópico característico, juntamente com seus respectivos desvios padrão (σ_B).

4.4 DETERMINAÇÃO 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 resultante da ingestão de água contendo esses radioelementos.

A Equação 14 foi utilizada para calcular a dose efetiva interna anual total devida à ingestão de água, considerando todos os radionuclídeos radioativos, exceto o ^{222}Rn e seus produtos de decaimento.

$$H = \sum C_i \cdot I_i \cdot FCD_i \quad (14)$$

Nessa equação, H ($\text{mSv} \cdot \text{a}^{-1}$) representa a taxa de dose efetiva anual total; C_i é a atividade específica do radionuclídeo ($\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$); 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 ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$).

Foram usados os valores médios anuais de consumo de água e os valores dos coeficientes de dose efetiva comprometida para o público, compilados a partir da ICRP-123/2013 (*International Commission on Radiological Protection*) (ICRP-123, 2013). Estes valores estão apresentados na Tabela 5 e são empregados para calcular a dose efetiva anual associada aos isótopos ^{226}Ra e ^{228}Ra .

Tabela 5 - Valores médios anuais de consumo e coeficientes de dose por ingestão de água

Isótopos	FATOR POR FAIXA ETÁRIA (10^{-6})					
	≤ 1	1	5	10	15	adulto
^{226}Ra	4,7	0,96	0,62	0,80	1,5	0,28
^{228}Ra	30	5,7	3,4	3,9	5,3	0,69
Valores médios anuais de consumo de água						
Volume estimado (L)	256	475	584	804	986	1168

Fonte: ICRP-123 (2013)

4.5 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DOS DADOS

A análise exploratória dos dados foi realizada para sintetizar as características principais da água coletada. Essa análise resultou na obtenção de parâmetros de tendência central (média e mediana) e de dispersão (desvio padrão, coeficiente de variação, mínimo e máximo).

Para a análise geoquímica foi utilizado o diagrama de Piper (PIPER, 1974), para classificar as águas de acordo com sua composição química. Esse diagrama representa graficamente a composição da água, considerando a proporção relativa dos principais íons (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- e CO_3^{2-}). A combinação dessas informações para cada amostra é projetada em um losango, permitindo classificar a composição da água. O gráfico foi elaborado com o auxílio do software QualiGraf 2018.

A Análise de Clusters Hierárquica (ACH) foi aplicada para agrupar as amostras com base em suas características químicas, permitindo identificar a correlação entre elas. Para realizar essa análise, foi utilizado o software Minitab Statistical Software 22.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para análise e apresentação dos resultados, foram primeiramente avaliadas as propriedades físicas e químicas da água, as quais fornecem informações essenciais sobre sua composição e estado. Em seguida, foram realizadas as análises microbiológicas para detectar e quantificar microrganismos presentes nas amostras. As concentrações de cátions e ânions foram mensuradas, ação que permitiu compreender melhor a composição iônica da água, em conjunto do diagrama de Piper como ferramenta gráfica para representar visualmente essa composição química.

Nesta pesquisa foram medidas também as atividades específicas de ^{226}Ra e ^{228}Ra , visando avaliar a presença desses radioisótopos na água; e calculada a estimativa de dose com base à idade da população, fator que contribuiu para avaliar o risco potencial à saúde. Uma análise de correlação e agrupamento de variáveis foi feita, com o objetivo de estudar as relações entre os diferentes parâmetros medidos na água, oferecendo uma visão integrada dos resultados obtidos.

5.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA

Os resultados do pH, temperatura (T), condutividade elétrica (CE), salinidade, sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD), turbidez, alcalinidade, os ânions (Cl^- , NO_2^- , NO_3^- e SO_4^{2-}), os cátions (K^+ , Ca^{2+} , Na^+ e Mg^{2+}), coliformes totais (Coli. T.) e *Escherichia Coli* (E. Coli) estão incluídos na Tabela 6. Nesta tabela estão representadas as variáveis indicadoras de tendência central: média e mediana, bem como, os parâmetros indicativos de dispersão: desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e os valores extremos: mínimos (Min) e máximos (Máx).

Com base nos dados apresentados, quando comparados os valores da média e mediana de cada parâmetro, observa-se que, para a temperatura e o pH, o comportamento dos dados foi semelhante, apresentando os menores coeficientes de variação (inferiores a 15%), o que indica baixa dispersão dos dados.

Para os demais parâmetros, verifica-se acentuada dispersão, expressa pelo coeficiente de variação, que apresenta valores superiores a 30%, indicando assim, uma forte influência dos valores extremos no conjunto de dados.

Essa variabilidade identificada nos dados, pode ser explicada por diversos fatores, incluindo a degradação das margens devido ao desmatamento, bem como a

contaminação da água devido às atividades agropecuárias, industriais, comerciais e domésticas. Esses fatores combinados resultam em alterações significativas na composição físico-química do rio (MILAN, 2020).

Tabela 6 - Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos de cada parâmetro

Parâmetro	Média	Mediana	DP	CV (%)	Min	Máx	VMA*
pH	8,13	8,22	0,62	7,62	7,32	9,01	6,0 – 8,5
T (°C)	27,8	27,7	1,46	5,23	26,0	31,2	-
CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	2.912	2.825	1.419	48,7	525	5.380	1.000
STD (mg.L^{-1})	1.455	1.420	709	48,7	259	2.690	500
Salinidade (mg.L^{-1})	1.566	1.510	0,802	51,2	0,25	2,99	-
OD (mg.L^{-1})	8,22	6,40	5,63	68,6	0,25	18,8	>5
Turbidez (uT)	32,0	20,6	50,3	157	2	215	100
<i>E. coli</i> (UFC.mL ⁻¹)	13,0	3,50	17,9	137	0	62,5	Ausente
Coli.T (UFC.mL ⁻¹)	348	250	394	113	17,5	1.350	10
Na ⁺ (mg.L^{-1})	90.596	94.500	74.773	82,5	993	206.200	-
K ⁺ (mg.L^{-1})	25,3	20,0	17,8	70,1	4,65	57,5	-
Ca ²⁺ (mg.L^{-1})	54,4	54,0	23,1	42,4	4,35	87,5	-
Mg ²⁺ (mg.L^{-1})	394	308	299	75,9	47,9	979	-
Alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	437	411	238	54,5	63	1.093	-
Cl ⁻ (mg.L^{-1})	653	630	372	56,9	72,2	1441	250
SO ₄ ²⁻ (mg.L^{-1})	81,7	67,1	59,3	72,6	23,8	266	250
NO ₂ ⁻ (mg.L^{-1})	0,55	0,21	0,77	140	0,03	2,69	0,07
NO ₃ ⁻ (mg.L^{-1})	0,78	0,34	0,99	127	0,23	3,44	0,4

*Valores Máximos Permitido conforme CONAMA No 430/2011.

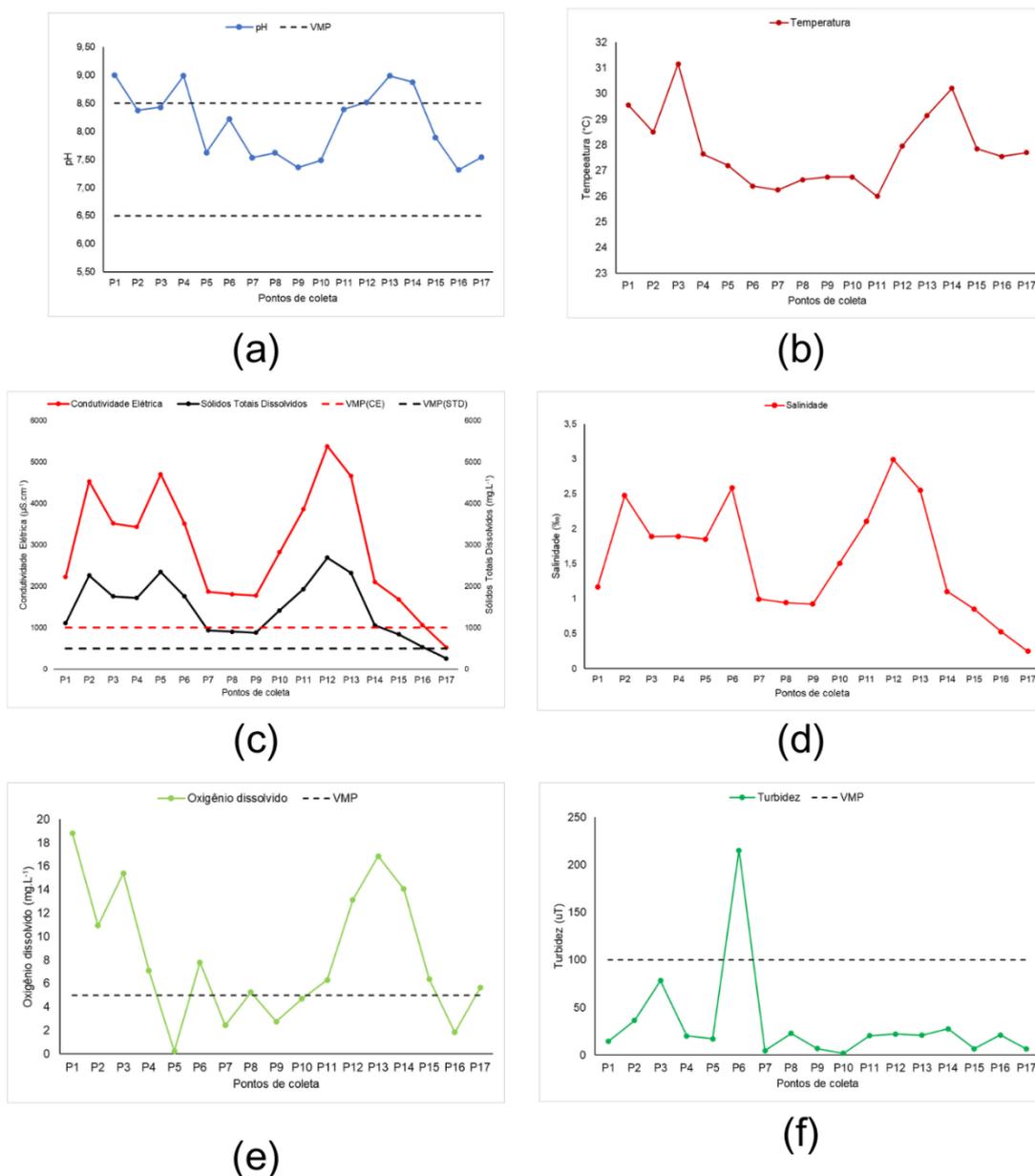
Fonte: O autor (2024).

De acordo com a resolução do CONAMA, a análise da qualidade da água inicia-se verificando o tipo e o uso da água. Observando as características da água do rio Capibaribe, ela é classificada como salobra, com níveis de salinidade variando entre 0,5‰ e 30‰. Em relação ao uso, enquadra-se na Classe 2, uma vez que o rio é utilizado para abastecimento público após tratamento convencional ou avançado e recepção de efluentes domésticos, industriais e agroindustriais, o que permite a atribuição de valores máximos para cada parâmetro analisado neste estudo (CONAMA, 2011; CPRH,2024).

A seguir, serão apresentados os gráficos de valores individuais para as variáveis físico-químicas analisadas. A linha tracejada que aparece nos gráficos dos parâmetros físico-químico, cátions e ânions, representa os Valores Máximos

Admissíveis (VMA), segundo a Portaria de Resolução CONAMA Nº 430, 13 de maio de 2011 (CONAMA, 2011).

Figura 12 - Comportamento dos parâmetros físico-químicos



Fonte: O autor (2024).

A análise dos valores de pH (variando de 7,32 a 9,01) indica que a maioria das amostras de água pode ser classificada como ligeiramente alcalina. Notavelmente, apenas a amostra dezesseis (P16) apresentou um valor de pH de 7,32, caracterizando-se como neutra. A relativa estabilidade dos valores de pH, com um coeficiente de variação de 7,62%, juntamente com a média do pH de 8,22, sugere uma presença significativa de íons alcalinos na água.

Verificou-se que as amostras P1, P4, P12, P13 e P14 apresentam valores de pH fora da faixa recomendada de 6,5 a 8,5, estabelecida pelo Conama, indicando uma possível inadequação quanto aos parâmetros de qualidade exigidos. Em contraste, os demais pontos analisados estão dentro da faixa de pH estabelecida, demonstrando conformidade com os critérios normativos e sugerindo que esses locais mantêm características mais estáveis e favoráveis ao ambiente aquático. (Figura 13-a).

As temperaturas registradas em cada ponto de coleta variaram entre 26°C e 31,1°C, com uma média de 27,6°C e um coeficiente de variação de 5,23%. É importante ressaltar que o aumento da temperatura da água tem implicações significativas, tanto para as reações químicas como para os processos biológicos. Apesar da pequena variação nos valores de temperatura, percebe-se que a amostra P3 se destaca no gráfico, conforme Figura 13 - b, ao exceder os 30°C, tornando-se o ponto com maior temperatura.

Os valores obtidos para os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Condutividade Elétrica (CE) constam na Figura 13 - c. Os resultados apresentaram uma dispersão considerável. Os valores dos STD variaram de 259 a 2.690 mg.L⁻¹, enquanto a CE apresentou valores extremos, oscilando entre 525 e 5.380 µS.cm⁻¹.

Para ambos os parâmetros, o valor mais baixo foi observado no mesmo ponto de amostragem, ou seja, P17. Conforme padrões estabelecidos pelo CONAMA (CONAMA, 2011), somente esse ponto está em conformidade com os limites aceitáveis, que são de <500 mg.L⁻¹ para STD e <1.000 µS.cm⁻¹ para CE. A correlação observada entre os STD e a CE, sugere uma forte relação entre esses dois parâmetros. Isso foi corroborado pelo coeficiente de correlação de Pearson obtido ($r = 0,9999$), com um nível de confiança de 95%. Essa alta correlação indica que as variações na CE estão fortemente associadas às variações nos STD.

O elevado teor dos íons majoritários, que incluem Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻ e HCO₃⁻ é a principal razão por trás dos valores de CE. Dentre esses elementos, apenas o cloreto e sulfato possuem VMP estabelecido pelo CONAMA (CONAMA, 2011), e fazem parte do grupo de compostos que podem afetar as características organolépticas da água. Concentrações elevadas de sódio e cloreto, por exemplo, podem conferir um gosto salgado à água, embora o limiar de detecção possa variar dependendo do íon associado (OMS, 2011).

A análise de salinidade revelou uma variação nas medidas, que abrangeu valores de 0,25 a 2,99 ‰, com uma mediana de 1,51 ‰ e um coeficiente de variação

de 51,2% (Figura 13 - d). Apenas o ponto P17, em São Lourenço da Mata, apresenta o menor valor de salinidade.

Esse resultado evidencia o alto grau de salinização dessas águas, situação que tende a ser agravada por condições climáticas adversas, entre outros fatores, podemos citar a maior interação água-solo-sedimento, processos de troca iônica (retenção de Ca e liberação de Na) e mistura com água de diversos origens (água da chuva e água de escoamento). O aumento da salinidade está relacionado, fundamentalmente, a processos que favorecem o aumento da concentração de Na^+ e Cl^- nas águas.

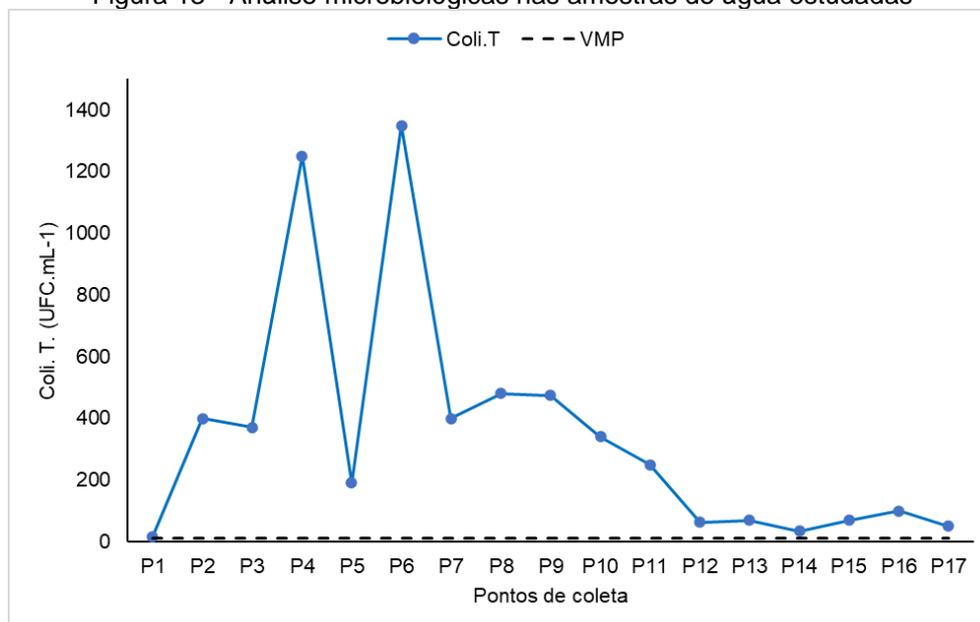
No que diz respeito ao oxigênio dissolvido (Figura 13 - e), observou-se uma ampla variação, com valores entre 0,25 e 18,8 mg.L^{-1} , uma mediana de 6,4 mg.L^{-1} e coeficiente de variação de 68,5%. Conforme os critérios de análise, é fundamental que o nível de oxigênio dissolvido não seja inferior a 5 mg.L^{-1} em qualquer amostra (CONAMA, 2011). Nesse contexto, as amostras P5, P7, P9, P10 e P16 não atendem a esse requisito mínimo estabelecido pelo CONAMA (2011). Isso sugere a presença limitada de microrganismos decompositores nesses pontos, os quais frequentemente estão associados à contaminação do aquífero devido ao descarte de esgoto doméstico e/ou industrial. Os demais pontos estão de acordo com estabelecido pelo CONAMA.

No que concerne à turbidez (Figura 13 - f), os valores registrados demonstraram uma notável variação, abrangendo uma faixa de 2 a 215 uT, com uma mediana de 20,5 uT e um coeficiente de variação de 157%. Das amostras analisadas, apenas a amostra P5 (no município de Toritama) apresentou um valor fora dos padrões de potabilidade (<100 uT), registrando 215 uT. Esse resultado atípico pode ser atribuído às condições do período de coleta, quando o nível da água no rio estava baixo, resultando em uma concentração significativa de partículas não dissolvidas na água.

Em relação à análise microbiológica (Figura 14), observou-se que a variação de colônias de *E. coli* ficou entre 0,00 e 62,5 UFC.mL^{-1} , com uma mediana de 3,5 UFC.mL^{-1} e um coeficiente de variação de 138%. De acordo com o parâmetro de qualidade definido pelo CONAMA, deve-se avaliar a presença ou ausência de *E. coli*. (CONAMA, 2011). Nesse sentido, a presença do microrganismo foi detectada nos pontos P2, P3, P4, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P16 e P17, não atendendo ao requisito mínimo estabelecido. A quantidade de colônias de *Coli.T* variou entre 17,5 e 1.350

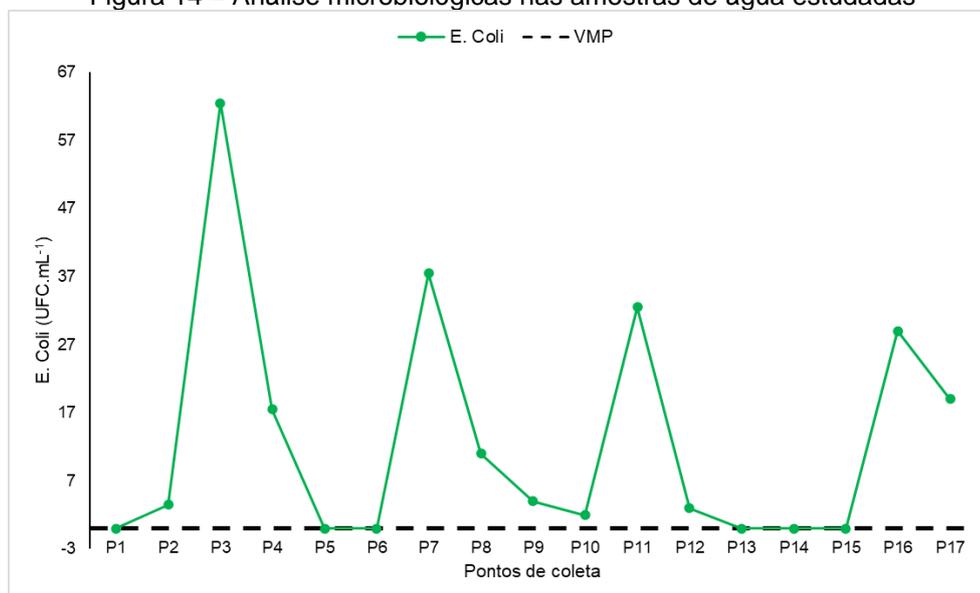
UFC.mL⁻¹, com uma mediana de 250 UFC.mL⁻¹ e um coeficiente de variação de 113%. Assim, todos os pontos apresentaram uma quantidade de Coli.T superior a 10 UFC.mL⁻¹, não atendendo ao requisito mínimo estabelecido (CONAMA, 2011).

Figura 13 - Análise microbiológicas nas amostras de água estudadas



Fonte: O autor (2024).

Figura 14 – Análise microbiológicas nas amostras de água estudadas

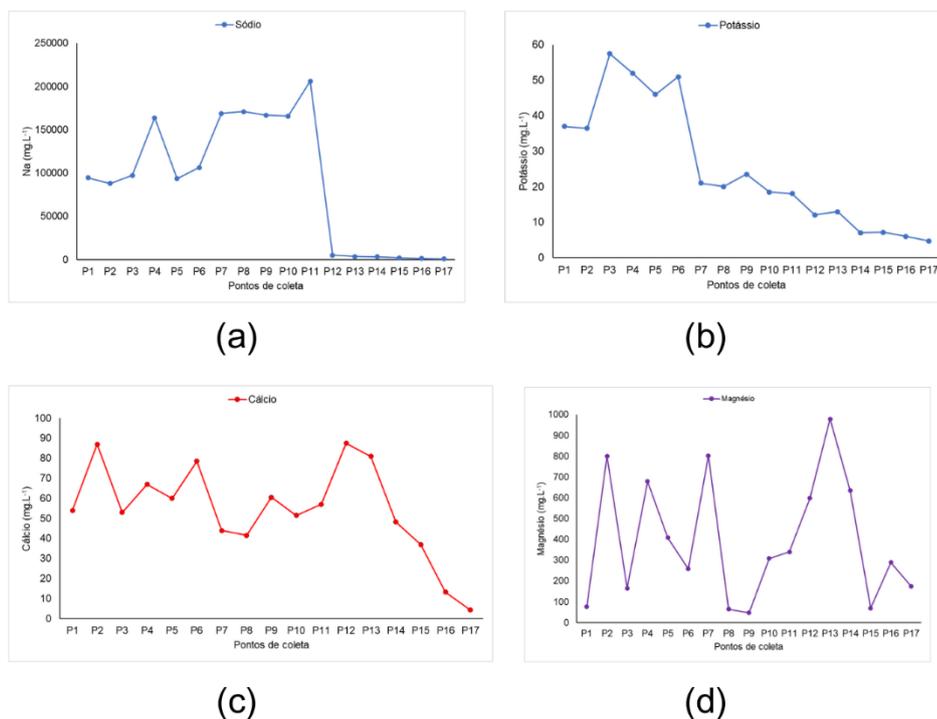


Fonte: O autor (2024).

Sobre as concentrações de Na, podemos afirmar que o índice foi notavelmente amplo (Figura 15 - a), variando de 993 a 206.200 mg.L⁻¹. A mediana das concentrações de sódio foi de 94.500 mg.L⁻¹, com um coeficiente de variação de

82,5%. Vale destacar que o sódio foi o elemento com as maiores concentrações encontradas em praticamente todas as amostras.

Figura 15 - Concentração dos cátions nas amostras



Fonte: O autor (2024).

No que diz respeito, às concentrações de K (Figura 15 - b), foram notadamente baixas, variando de 4,6 a 57,5 mg.L⁻¹, com uma mediana de 20 mg.L⁻¹ e um coeficiente de variação de 70,09%. Essa reduzida presença de potássio na água pode ser atribuída à sua alta solubilidade, juntamente com sua marcante afinidade pelas fases argilosas, onde é retido de maneira significativa. Isso contribui para a diminuição da concentração de potássio na água.

Os níveis de Ca (Figura 15 - c) exibiram um coeficiente de variação de 42,4%. Isso ocorreu devido à variação nas concentrações, que oscilam entre 4,35 a 87,45 mg.L⁻¹, com uma mediana de 54 mg.L⁻¹. Não há um valor máximo permitido especificado para este metal. No entanto, destaca-se que o ponto P12 apresentou a maior concentração registrada (87 mg.L⁻¹).

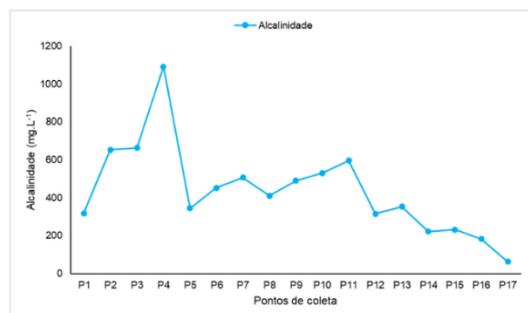
Em relação ao Mg, os valores variaram entre 47,9 e 979 mg.L⁻¹, com uma mediana de 308 mg.L⁻¹ e um coeficiente de variação de 75,9%. Não há um valor máximo permitido especificado para este metal. No entanto, destaca-se que o ponto

P13 apresentou a maior concentração registrada (979 mg.L⁻¹). Esses comportamentos podem ser observados na Figura 15 - d.

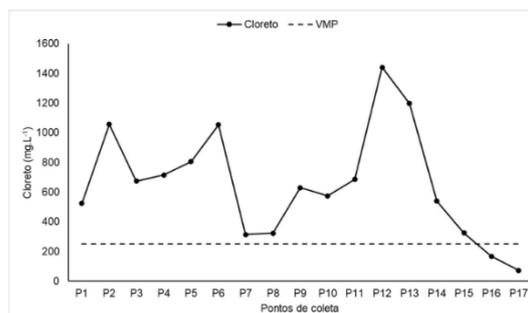
A análise das amostras de água revelou que o Na apresenta as maiores concentrações, destacando-se em comparação com os outros cátions presentes. O Mg vem em seguida, seguido por Ca, mostrando-se mais abundante que o K, que, apesar de sua alta solubilidade, é fortemente retido por fases argilosas, o que contribui para sua baixa concentração na água. Portanto, a ordem de abundância dos cátions na água segue a sequência Na >> Mg > Ca > K (APPELO, 2005; ROJAS, 2020; TIWARI, 2015).

Os valores de alcalinidade apresentaram uma ampla variação, abrangendo de 63 a 1.093 mgCaCO₃.L⁻¹ (Figura 16 - a), com uma mediana de 411 mg.L⁻¹ e um coeficiente de variação de 54,5%. A alcalinidade de uma amostra de água é influenciada pela presença de íons OH⁻, CO₃²⁻ e HCO₃⁻, devido ao equilíbrio entre o gás carbônico, carbonato e bicarbonato na solução, conforme discutido por SPERLING (2005). Observou-se nos pontos P1, P2, P3, P5, P11, P12, P13 e P14 a presença de carbonatos e bicarbonatos, isto foi confirmado pelos valores de pH entre 8,3 e 9,4. Nos pontos P4, P6, P7, P8, P9, P10, P15, P16 e P17, a presença predominante foi de bicarbonatos.

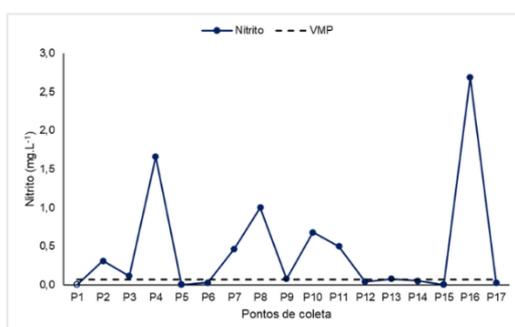
Figura 16 - Concentração dos ânions nas amostras



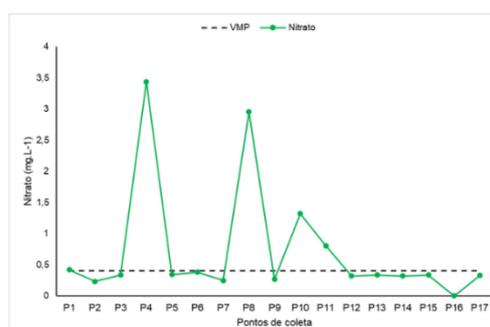
(a)



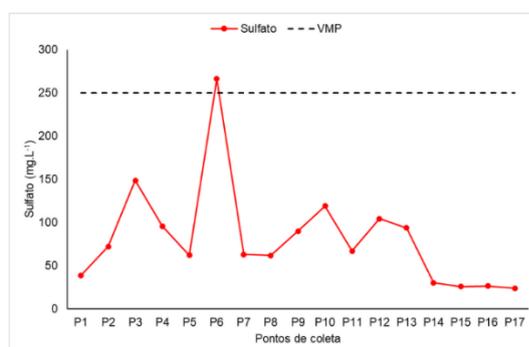
(b)



(c)



(d)



(e)

Fonte: O autor (2024).

As concentrações de cloreto (Cl^-), de acordo com a Figura 16 - b, variaram entre 72,2 e 1.441 mg.L^{-1} , com uma mediana de 630 mg.L^{-1} e um coeficiente de variação de 56,9%. Conforme as regulamentações em vigor, as concentrações desse ânion não devem exceder 250 mg.L^{-1} , e isso foi observado apenas nos pontos P16 e P17. No entanto, as outras amostras apresentaram concentrações acima dos limites estabelecidos como aceitáveis.

Ao avaliar as concentrações de nitrito (NO_2^-) (Figura 16 - c), foi identificada uma variação entre valores inferiores ao limite de detecção (<LD) e 2,7 mg.L^{-1} , com uma

mediana de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Entre todas as amostras analisadas, três delas (P1, P5 e P15) apresentaram níveis de nitrito abaixo do limite de detecção estabelecido ($0,02 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$). Em contraste, as amostras P4, P7, P8, P9, P10, P11, P13 e P16 ultrapassando o valor máximo permitido ($<0,07 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$) (CONAMA, 2011).

Quanto aos teores de nitrato (NO_3^-), de acordo com a Figura 16 - d, verificou-se uma variação entre $<LD$ e $3,4 \text{ mg.L}^{-1}$, com uma mediana de $0,34 \text{ mg.L}^{-1}$. Pelos resultados observados, os pontos P4, P8, P10 e P11 mostraram concentrações de nitrato superiores ao limite estabelecido de $0,4 \text{ mg/L}$, o que indica uma não conformidade com os padrões regulamentares. Em contraste, os demais pontos de coleta permaneceram dentro dos parâmetros permitidos pela resolução, indicando qualidade aceitável para essas amostras. É relevante notar que, nos pontos P2, P7 e P16, a concentração de nitrito (NO_2^-) superou a de nitrato (NO_3^-), indicando a possibilidade de uma interrupção ou desequilíbrio no processo de nitrificação (SPERLING, 2005).

Em relação ao ânion sulfato (Figura 16 - e), notou-se uma variação entre $23,8$ e 266 mg.L^{-1} , com uma mediana de $67,1 \text{ mg.L}^{-1}$. O conteúdo desse ânion foi maior no ponto P6, apresentando uma concentração de 266 mg.L^{-1} que é acima do recomendado pelo CONAMA ($<250 \text{ mg.L}^{-1}$). Já as demais amostras, apresentaram valores dentro do limite estabelecido. Em geral, as concentrações dos diferentes ânions nas amostras se comportaram da seguinte maneira: $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$.

Os resultados obtidos nesta pesquisa foram comparados com os valores reportados no Relatório de monitoramento da qualidade da água das bacias hidrográficas do estado de Pernambuco 2020-2022 (CPRH, 2024) elaborado pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). Os dados apresentados no mencionado relatório referem-se ao rio Capibaribe. Essa comparação é essencial para entender as variações nos resultados obtidos em diferentes contextos e momentos, permitindo uma análise crítica das condições ambientais ou dos métodos de medição utilizados.

Os dados apresentados no relatório são provenientes dos pontos de coleta marcados como CB-10, CB-40, CB-60 e CB-72, posicionados nos municípios de São Lourenço da Mata, Paudalho e Limoeiro, e foram expostos de acordo com as medidas dos valores observados.

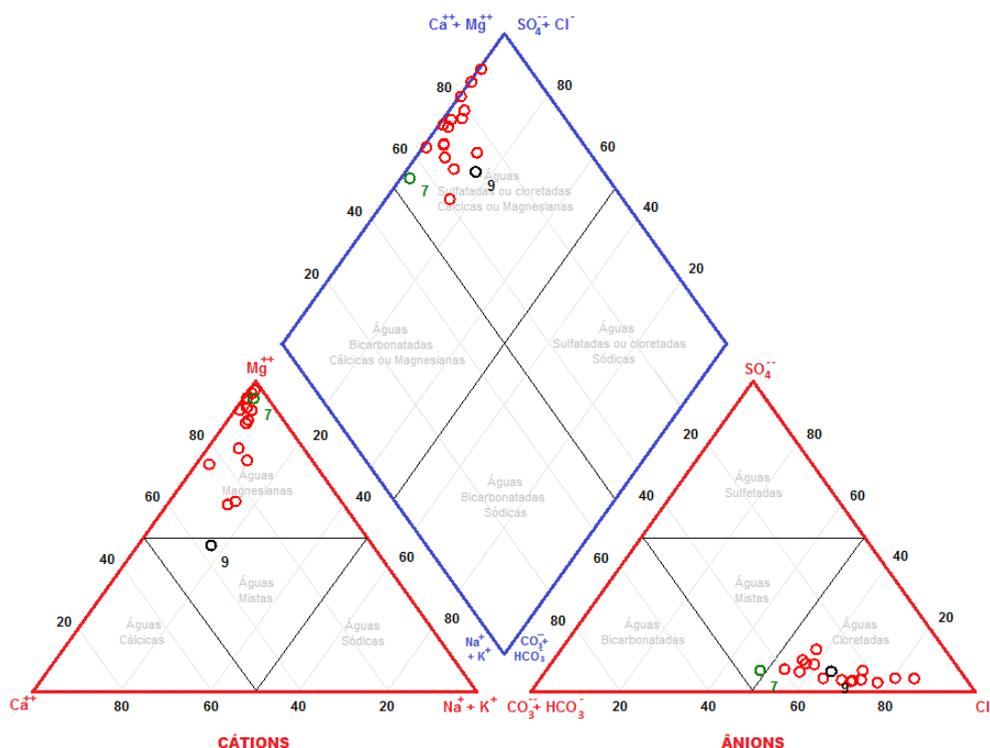
Os parâmetros pH, temperatura, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD), nitrito e nitrato apresentam variações semelhantes entre os valores registrados no presente trabalho e o relatório citado. O pH observado varia de $7,32$ a

9,01 neste trabalho e de 7,32 a 8,99 no relatório. A condutividade elétrica varia de 525 a 4705 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ neste trabalho e de 525 a 5380 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no material de referência. Os sólidos totais dissolvidos variam de 259 a 2350 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ neste trabalho e de 259 a 2690 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no documento analisado. O nitrito (NO_2^-) varia de <LD a 2,7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ neste trabalho e de 0,04 a 2,68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na análise referida. O nitrato (NO_3^-) apresenta consistência nas faixas observadas, variando de <LD a 3,4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ neste trabalho e de <LD a 0,34 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no estudo citado. O oxigênio dissolvido (OD) apresenta uma faixa de 0,3 a 18,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ neste trabalho, em contraste com 1,85 a 16,85 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na outra fonte.

Por outro lado, os parâmetros de turbidez, alcalinidade e cloreto exibem variações distintas entre as duas fontes. A turbidez varia de 2 a 215,2 uT neste trabalho, enquanto no relatório varia de 6,56 a 22,29 uT. A alcalinidade apresenta valores de 627 a 10.928 $\text{mg}\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ neste trabalho e de 63 a 353 $\text{mg}\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ na documentação consultada. Já o cloreto (Cl^-) varia de 775 a 2881 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ neste trabalho e de 72 a 1441 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na referência.

A interpretação dos dados hidrogeoquímicos obtidos das amostras de água, representados no diagrama de Piper, oferece informações valiosas sobre a composição e as características das águas estudadas (Figura 17). Esse diagrama é composto por três gráficos trilineares: o gráfico da esquerda destaca a contribuição dos cátions (Ca, Mg e Na+K); o gráfico da direita destaca a contribuição relativa dos ânions (CO_3+HCO_3 , $\text{Cl}+\text{NO}_3$ e SO_4); e o gráfico central descreve os tipos de águas de acordo com a concentração dos íons majoritários. Esses gráficos permitem a identificação de possíveis fatores que influenciam na composição das águas, como a presença significativa de íons específicos e o grau de salinização associado a determinadas áreas.

Figura 17 - Diagrama de Piper



Fonte: O autor (2024).

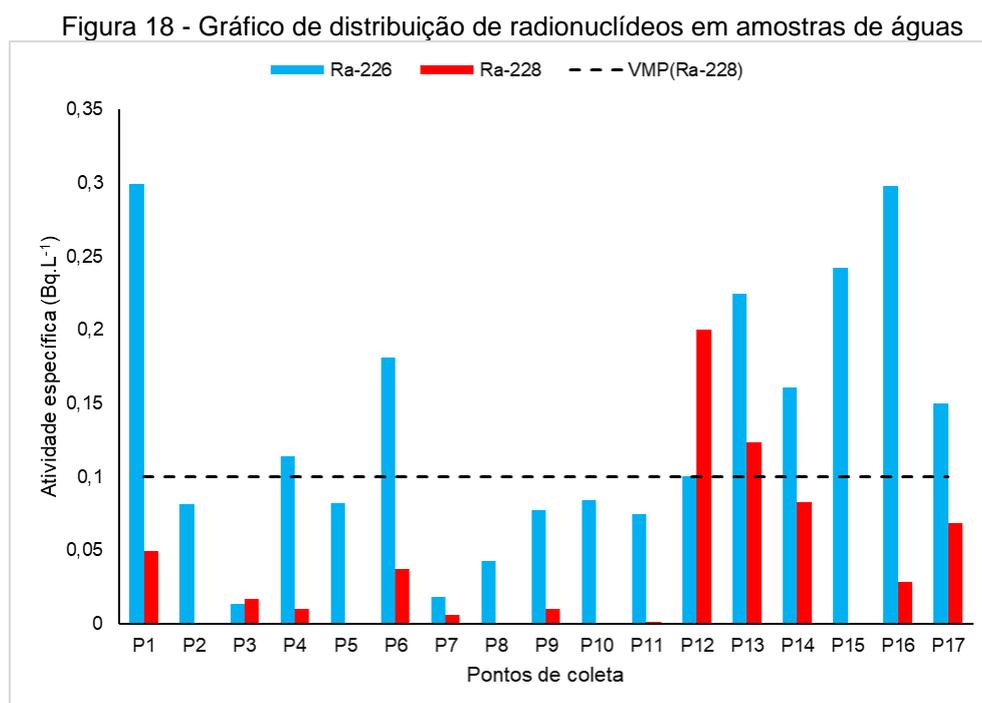
A disposição das amostras no gráfico indica a ocorrência de três tipos de água, com o tipo magnesiano cloretado presente em 88% das amostras. Além disso, há uma amostra classificada como magnesiana mista (P7, representada pela cor verde) e outra como mista cloretada (P9, representada pela cor preta). Ao observar o gráfico trilinear dos cátions, observa-se que 94% das amostras apresentam características de água magnesiana, com exceção do ponto P7, que possui características mistas (magnesiana e cálcica). Em relação aos ânions, 94% das amostras são classificadas como cloretadas, exceto o ponto P9, que possui características mistas (cloretada e bicarbonatadas).

5.2 CARACTERIZAÇÃO RADIOLÓGICA DA ÁGUA

A análise radiométrica das águas de rios desempenha um papel fundamental no monitoramento ambiental, especialmente em áreas sujeitas a influências industriais, agrícolas ou nucleares. Ao detectar radionuclídeos, essa técnica permite identificar possíveis fontes de contaminação radioativa, comumente associadas a efluentes industriais, uso de fertilizantes e até acidentes nucleares. Esse monitoramento é crucial para a proteção dos ecossistemas aquáticos e para a

segurança das comunidades que dependem dessas águas para consumo e atividades agrícolas. Além disso, a análise radiométrica contribui para a compreensão da dinâmica de dispersão de contaminantes no ambiente aquático, fornecendo subsídios importantes para políticas de preservação e gestão ambiental.

Neste contexto, os resultados da análise radiométrica envolvendo as atividades específicas para o ^{226}Ra e ^{228}Ra revelam informações cruciais sobre a qualidade da água e sua contaminação por radionuclídeos. Com base nos dados medidos, ao compararmos os valores médios e medianas de ^{226}Ra e ^{228}Ra , nota-se uma semelhança em seus comportamentos, sugerindo uma distribuição mais heterogênea, com coeficientes de variação muito superiores a 30%. Para o ^{226}Ra , a atividade específica variou de 0,01 a 0,29 Bq.L^{-1} , com uma média de 0,13 Bq.L^{-1} . Já para o ^{228}Ra , a variação foi de <LD a 0,20 Bq.L^{-1} , com uma média de 0,03 Bq.L^{-1} .



Conforme os padrões estabelecidos pela Portaria Nº 888/21, os VMP para as atividades específicas dos isótopos de rádio são de 1,0 Bq.L^{-1} para o ^{226}Ra , e 0,1 Bq.L^{-1} para o ^{228}Ra . Observou-se que todos os pontos analisados apresentaram valores dentro dos limites aceitáveis de qualidade para o ^{226}Ra (Figura 18). Para o ^{228}Ra duas amostras ultrapassaram o limite permitido, sendo coletadas nos pontos P12 e P13,

ambos situados no município de Limoeiro. Em contraste, as demais amostras estão dentro dos parâmetros aceitáveis.

A seguir, são apresentados, para fins de comparação, os valores extremos das atividades específicas de ^{226}Ra e ^{228}Ra desta pesquisa e de outras investigações em corpos d'água superficiais ao redor do mundo, permitindo uma análise comparativa abrangente.

No presente trabalho, os valores de concentração de ^{226}Ra variaram entre 13,73 e 299,2 mBq.L^{-1} , comparativamente aos estudos de Molina-Porras et al. (2020), que apresentaram uma variação de 1,5 a 4,91 mBq.L^{-1} , de Kavitha, Chandrashekara e Paramesh (2015), com uma faixa de 9,09 a 44,59 mBq.L^{-1} , e de Ali e Ajina (2015), que mostraram concentrações entre 4,08 e 16,8 mBq.L^{-1} . Para o ^{228}Ra , os valores encontrados foram de 0 a 200,1 mBq.L^{-1} , enquanto Molina-Porras et al. (2020) reportaram concentrações entre 1,49 e 6,72 mBq.L^{-1} , e os demais estudos não forneceram dados para este parâmetro.

Ao comparar os resultados deste estudo com os apresentados, observamos que os valores de ^{226}Ra e ^{228}Ra encontrados no presente trabalho são significativamente superiores aqueles dos trabalhos citados.

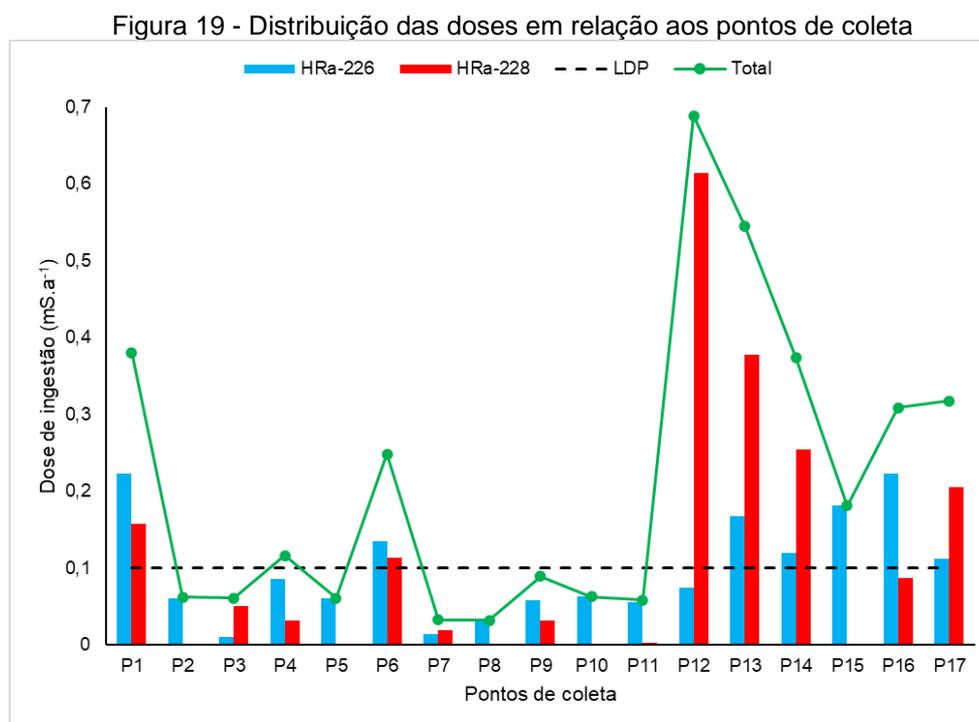
5.3 AVALIAÇÃO DO RISCO RADIOLÓGICO

Um aspecto crucial a se considerar é a dose de radiação decorrente da ingestão de água, resultante da radiação emitida pelos radionuclídeos presentes nela e incorporados no corpo humano (IRD, 2014). Portanto, calcular essa dose é fundamental para avaliar se a água é apropriada para consumo do ponto de vista radiológico. Seguindo esse princípio, e considerando os valores encontrados de ^{226}Ra e ^{228}Ra medidos nos pontos do rio Capibaribe, foram estimados os valores de dose efetiva anual por ingestão, utilizando a Equação 13, para diferentes faixas etárias.

Em Toritama foi observado um ponto de coleta de água por meio de carro-pipa, o que implica no uso dessa água sem tratamento prévio. Além disso, nas margens do rio, a população utiliza a água para diversas atividades do dia a dia, o que torna a estimativa da dose por ingestão um parâmetro significativo para mensurar a qualidade da água.

Os resultados das doses por ponto de coleta são apresentados na Figura 19. Neste gráfico a linha tracejada indica o valor de referência adotado pela Portaria Nº

888/21, representando o risco adicional para a saúde devido à exposição anual de 0,1 mSv decorrente da ingestão de radionuclídeos na água de consumo, índice representado no gráfico como Limite de Dose Permitido (LDP), sendo a linha verde a soma da dose de ^{226}Ra e ^{228}Ra .



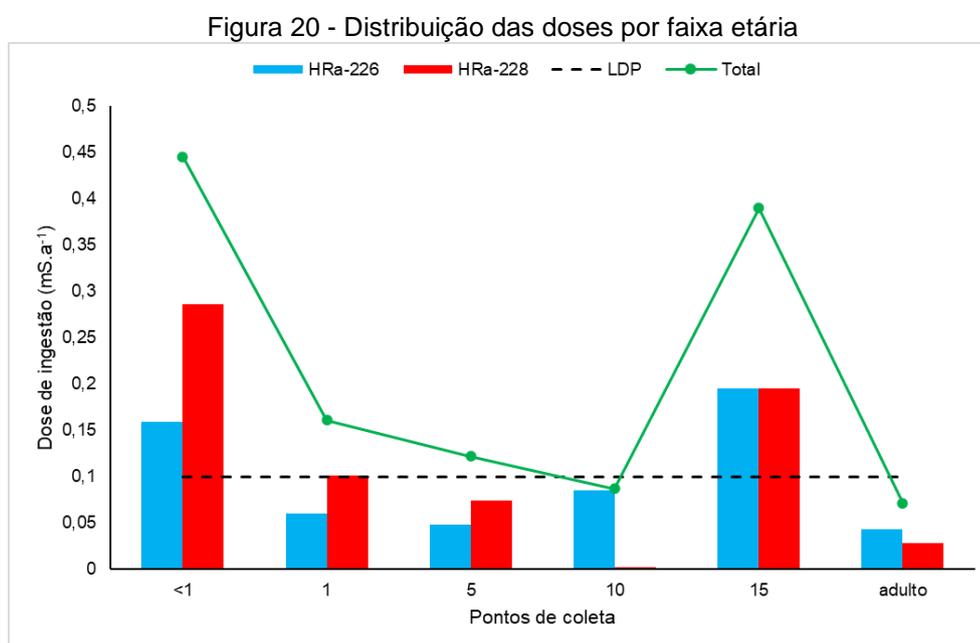
Fonte: O autor (2024).

Ao analisar a estimativa de dose efetiva para os radioisótopos ^{226}Ra e ^{228}Ra nos pontos de coleta (Figura 26), observam-se resultados com pequenas distinções. Para o ^{226}Ra , a dose estimada variou de 0,01 a 0,2 mSv.a⁻¹, com uma média de 0,09 mSv.a⁻¹, além disso, foi constatado que a dose estimada ultrapassa o Limite de Dose Permitido (LDP), nos pontos P1, P6, P13, P14, P15, P16 e P17, localizados nos municípios de Santa Cruz do Capibaribe/Poço Fundo, Toritama, Limoeiro, Carpina, Paudalho e São Lourenço da Mata, respectivamente. Para o ^{228}Ra a dose estimada variou de 0 a 0,61 mSv.a⁻¹ com média 0,11 mSv.a⁻¹, com isso, os pontos P1, P6, P12, P13, P14 e P17, localizados nos municípios de Santa Cruz do Capibaribe/Poço Fundo, Toritama, Limoeiro e São Lourenço da Mata, respectivamente, apresentaram uma dose que ultrapassa o LDP.

Ao observar a soma das doses, os pontos P1, P6, P12, P13, P14, P16 e P17 ultrapassam o valor definido pela OMS, pois possuem pelo menos um dos isótopos avaliados com dose maior que 0,1 mSv por ano. Por outro lado, o ponto P4, localizado

em Toritama, apresenta valores de dose individual menores que o Limite de Dose Permitido (LDP); no entanto, quando consideramos a dose total, ela excede o valor do LDP.

Relacionando a idade com a dose estimada (Figura 20), constatou-se que para o ^{226}Ra e ^{228}Ra , a dose nas faixas etárias que compreende (< 1 ano e 15 anos) apresentaram valores maiores que o limite permitido pela OMS ($0,1 \text{ mSv.a}^{-1}$). Já as demais estão dentro do limite de segurança estimado, quando se analisa de maneira individual as doses estimadas.



Fonte: O autor (2024).

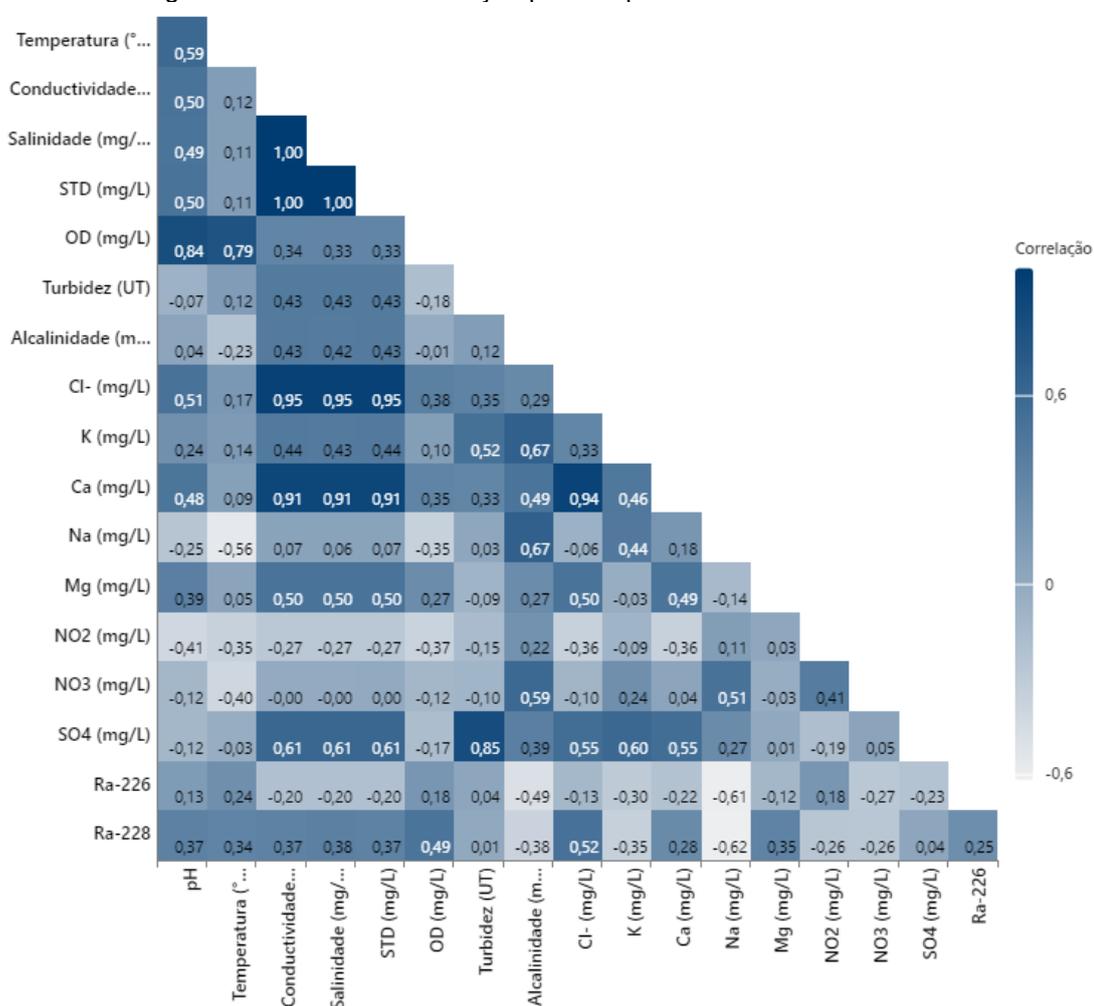
Para as faixas de 1 ano e 5 anos, observa-se valores menores do que o permitido individualmente; no entanto, ao somar as contribuições, a dose total é maior que o Limite de Dose Permitido (LDP).

Portanto, os resultados obtidos revelam a existência de um possível risco de contaminação por ingestão da população que usa a água do rio em suas atividades diárias, com níveis de atividade de radioatividade natural acima do permitido, resultando em doses anuais superiores a $0,1 \text{ mSv}$. Esse cenário é especialmente relevante para crianças com menos de 1 ano, 1 ano e 5 anos, bem como para adolescentes de 15 anos.

5.4 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO E AGRUPAMENTO DE VARIÁVEIS

Considerando os resultados do monitoramento, é essencial investigar se há alguma relação entre os parâmetros medidos (Figura 21). Uma matriz de correlação nos fornece informações sobre a presença e a intensidade de possíveis relações lineares entre esses parâmetros. A partir dos dados da área de estudo, revela-se a existência de correlações lineares positivas e forte ($r > 0,7$) entre o oxigênio dissolvido com pH e temperatura; condutividade elétrica com sólidos totais dissolvidos, salinidade, cloreto e cálcio; sólidos totais dissolvidos com salinidade, cloreto e cálcio; cloreto com salinidade e cálcio; cálcio com salinidade e sulfato com turbidez.

Figura 21 - Matriz de correlação para os parâmetros na área de estudo



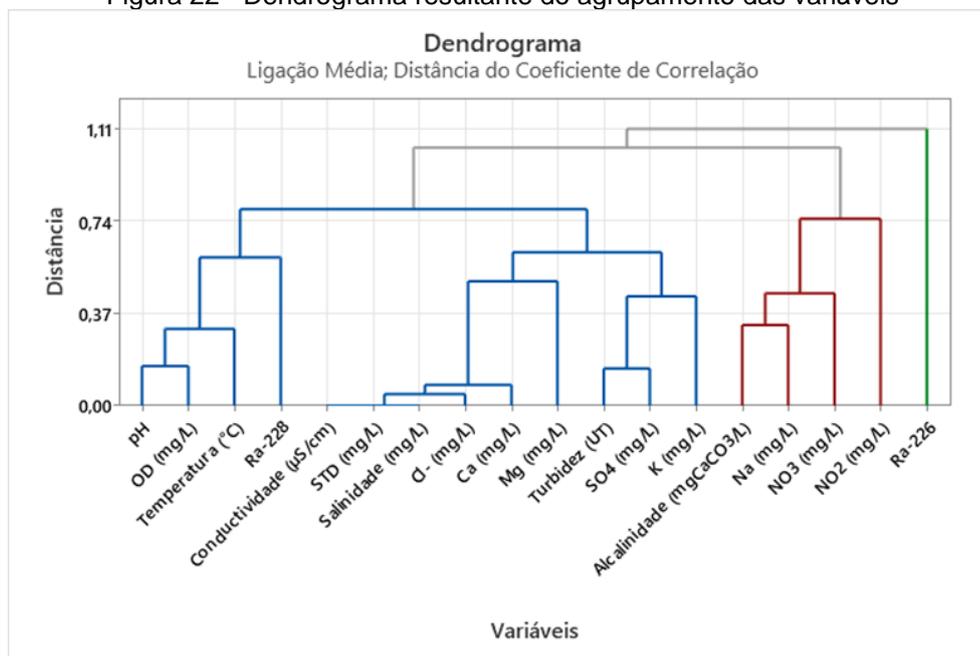
Fonte: O autor (2024).

No que diz respeito às atividades de ^{226}Ra e ^{228}Ra , a maioria das correlações foi positiva e fraca, ou negativa e fraca, com exceção da correlação entre ^{226}Ra e ^{228}Ra com sódio, que foi negativa e moderada, e entre ^{228}Ra com oxigênio dissolvido e cloreto, que foi positiva e moderada.

Ao realizar a análise de agrupamento de variáveis, observou-se a formação de três agrupamentos distintos (Figura 22). Com isso, os resultados da análise de agrupamento mostram que o primeiro agrupamento consiste em 11 (onze) variáveis: pH, OD, temperatura, ^{228}Ra , CE, STD, salinidade, Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , turbidez, SO_4^{2-} e K^+ . O segundo agrupamento inclui alcalinidade, Na^+ , NO_3^- e NO_2^- . Enquanto o terceiro grupo é formado por apenas ^{226}Ra . Esses resultados evidenciam as correlações identificadas entre os parâmetros avaliados, fornecendo uma confirmação concreta da relação entre eles.

É possível observar que o grau de similaridade entre esses parâmetros, e consequentemente a correlação, varia na seguinte ordem: Cl^- -STD-salinidade >> pH-oxigênio dissolvido > turbidez-sulfato > alcalinidade-Na. Os isótopos estudados se mantêm "isolados" em relação aos outros parâmetros, indicando baixa ou nenhuma similaridade no comportamento com os demais parâmetros analisados.

Figura 22 - Dendrograma resultante do agrupamento das variáveis



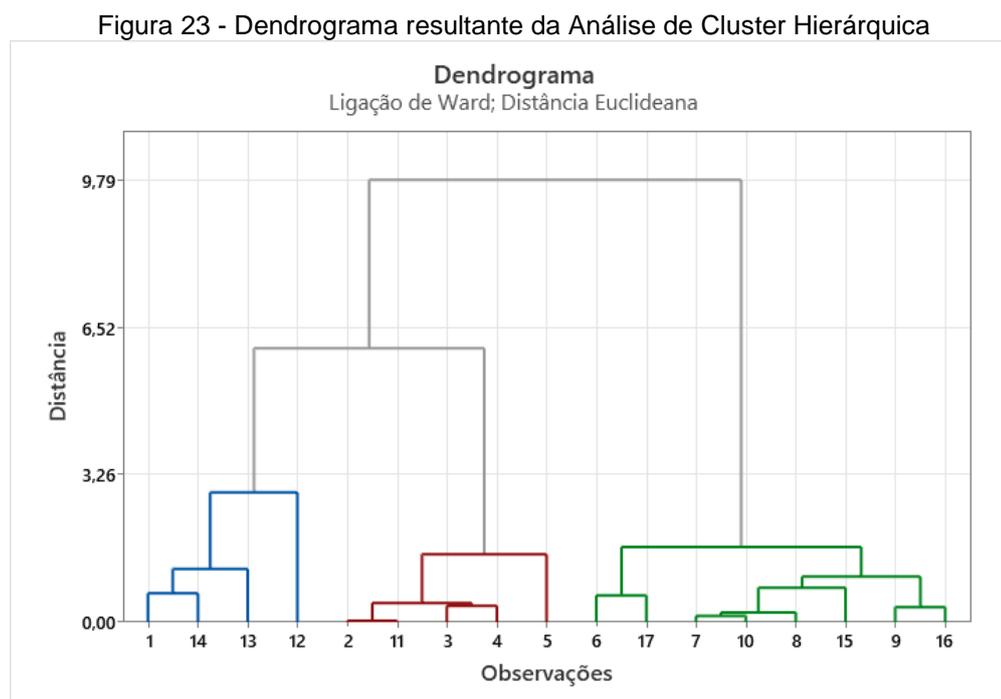
Fonte: O autor (2024).

5.5 QUALIDADE DA ÁGUA MEDIANTE AGRUPAMENTO

Com o objetivo de classificar os pontos de amostragem, foi conduzida uma análise de agrupamento de observações. Essa análise possibilita a avaliação da

influência das variáveis de interesse na busca por semelhanças entre as amostras em relação aos pontos de coleta.

Para visualizar o processo de agrupamento, recorreu-se ao dendrograma resultante, conforme apresentado na Figura 23. Nota-se que o processo de classificação das amostras, em termos de similaridade, culmina na formação de três clusters distintos, denominados C1, C2 e C3.



Fonte: O autor (2024).

Dentro do cluster 1, os pontos P1 e P14 compartilham valores semelhantes nos parâmetros CE, STD, OD, Cl^- , Ca, NO_3^- , NO_2^- e E. coli. No cluster 2, destacam-se as afinidades entre os pares de pontos P2 e P11, e P3 e P4. A similaridade entre P2 e P11 é evidenciada pelos parâmetros SO_4^{2-} , E. coli, CE, salinidade e STD, enquanto P3 e P4 se destacam por similaridade na CE, salinidade, STD, Cl^- e K.

Por outro lado, as amostras do cluster 3 revelam três pares de pontos com distintas similaridades. Notavelmente, os pontos P6 e P17 demonstram um grau mais elevado de concordância nos parâmetros nitrato e nitrito. Enquanto isso, os pontos P7 e P10 exibem concentrações similares em alcalinidade, K^+ , Na^+ e NO_2^- , e os pontos P9 e P16 se destacam apenas pelo parâmetro OD.

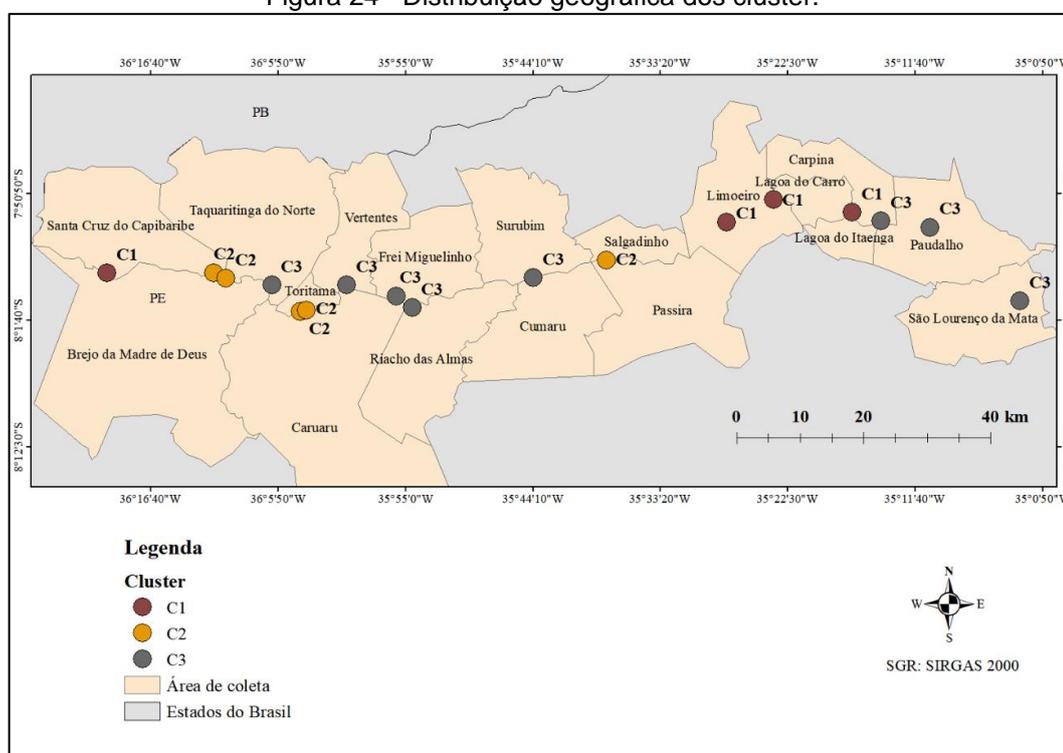
Com estes dados existe a possibilidade de classificar as águas considerando o padrão de potabilidade. Nesse sentido, no cluster 2 e 3 foram agrupados os pontos

com qualidade inferior (Figura 23), por apresentarem valores fora dos limites estabelecidos pelo CONAMA. Dentro desses mesmos clusters, encontram-se os pontos P4 (Toritama), P6 (Toritama) e P16 (Paudalho), cujos valores de nitrito, sulfato e E. Coli. indicam possíveis risco para a saúde da população.

A distribuição geográfica das amostras dos clusters 2 e 3, abrange os municípios de Toritama, Vertentes/Frei Miguelinho, Riacho das Almas/Trapiá, Surubim, Carpina, Paudalho e São Lourenço da Mata. Esses valores elevados podem ser atribuídos a uma série de fatores, incluindo as flutuações nos níveis de água em diferentes períodos, a degradação das margens devido ao desmatamento, além da contaminação proveniente de atividades agropecuárias, industriais, comerciais e domésticas. É importante frisar que a interação complexa desses fatores resulta em alterações significativas na composição físico-química do rio.

Na Figura 24 é apresentada a distribuição geográfica das amostras classificadas segundo a análise de agrupamento.

Figura 24 - Distribuição geográfica dos cluster.



Fonte: O autor (2024).

6 CONCLUSÕES

Os dados apresentados dos parâmetros físico-químicos revelam uma ampla variedade de valores, influenciados por diversos fatores, tanto antropogênicos quanto naturais. Enquanto alguns pontos registraram valores acima do aceitável, outros se encontram abaixo do recomendado. No entanto, é essencial ressaltar que parâmetros como condutividade elétrica, salinidade, sólidos totais dissolvidos, coliformes totais, *Escherichia coli*, cloreto e sódio ultrapassam os limites estabelecidos pelo CONAMA em quase todos os pontos, indicando possíveis desequilíbrios ecológicos. Ressaltar condições de coleta sem tratamento.

Em relação às medições radiométricas, o ^{226}Ra demonstrou pontos com atividade específica acima daquela do ^{228}Ra , entretanto permanecendo dentro do valor permitido. Por outro lado, o ^{228}Ra apresentou dois pontos com valores acima do limite permitido, ambos localizados no município de Limoeiro, o que demanda uma maior atenção em futuras investigações.

Com base nos dados obtidos, identificou-se um possível risco radiológico associado ao consumo de água. Ao analisar os pontos de coleta foi possível observar que tanto na dose individual quanto na total os índices são mais elevados nos municípios de Limoeiro e Carpina. Além disso, ao considerar as faixas etárias, destaca-se um possível risco significativo para a população mais jovem (com idade inferior a 1 ano, 1 ano e 15 anos) na ingestão da água.

REFERÊNCIAS

- Akhtar, N.; Ishak, M.I.S.; Ahmad, M.I.; Umar, K.; Md Yusuff, M.S.; Anees, M.T.; Qadir, A.; Ali Almanasir, Y.K. Modification of the Water Quality Index (WQI) Process for Simple Calculation Using the Multi-Criteria Decision-Making (MCDM) **Method: A Review**. *Water* 2021, 13, 905. <https://doi.org/10.3390/w13070905>.
- AL-HAMARNEH, I. F.; AWADALLAH, M. I. Soil radioactivity levels and radiation hazard assessment in the highlands of northern Jordan. **Radiation Measurements**. v. 44, n. 1, 2009, p.102-110.
- ALI, Kamal K.. Use of radium in studying water resources in Shanafiya-Samawa areasouth Iraq. **Iraqi Journal Of Science**. Baghdad, Mai/2015, p. 1719-1727.
- 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, 2018, p. 12 – 17.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Unidade 1: Erosão Hídrica**. Disponível em: <https://capacitacao2.ana.gov.br/conhecerh/bitstream/ana/2233/1/Unidade_1%20%281%29.pdf> Acesso em: 21 de mai de 2022.
- AQUINO, F. S. **Urânio Natural na Dieta e no Leite do Bovino no Agreste Semiárido do Estado de Pernambuco**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006, 66 p.
- ARAGÃO, J. P. G. V. **Uso e ocupação das margens do rio Capibaribe: vulnerabilidades socioambientais em áreas urbanas**. 2017. 294 f. Tese (Doutorado) - Curso de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.
- APPELO, C. A. J; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands. Second Edition, 2005, 647 p.
- BALOGH, M. A; QUESHI, A. A.; WAHEED, A.; ALI, M.; ALI, N.; TUFAIL, M.; BATOOL, S.; AKRAM, M.; IFTIKHAR, O.; QAVYYUM, H.; MANZoor, S.; BEEK, P. V.; SOUHAUT, M; REYSS, J. L. Measuring the radium quartet (^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{223}Ra) in seawater samples using gamma spectrometry. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 101, 2010, p. 521 - 529.
- BRASIL. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: Funasa, 2014.
- CAMPOS, M. P. de; MÁDUAR, M. F.; MAZZILLI, B. P. **Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológico ambiental**. 2020. Disponível em: <https://www.ipen.br/portal_por/conteudo/posgraduacao/arquivos/201103311026310-Apostila%20TNA-5754%20abr-2011.pdf> Acesso em: 21 de mar de 2022.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. Anexo C. São Paulo Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2021.

CHINNAESAKKI, S.; BARA, S.; SARTANDEL, S.; TRIPATHI, R.; PURANIK, V. Performance of HPGe gamma spectrometry system for the measurement of low level radioactivity. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v.294(1), 2012, p.143-147.

CIROLINI, A. **Comparação de métodos convencionais e alternativos em amostras de leite cru e processado**. 2012.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução N° 430**, De 13 De Maio De 2011. Disponível em:
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 430**, De 13 De Maio De 2011.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2020-2022**. Recife: CPRH. 2024. 72p.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. rev., atual. e ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2017. Disponível em:
<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>. Acesso em: 6 jun. 2022.

FOOD AND NUTRITION BOARD. **Dietary Reference Intakes for Water, Potassium, Sodium, Chloride, and Sulfate**. Washington, DC: The National Academies Press, 2004.

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**. São Paulo: Ed. Atheneu, 2005.

GONZE, M.; MOURLON, C.; CALMON, P.; MANACH, E.; DEBAYLE, C.; BACCOU, J. Modelling the dynamics of ambient dose rates induced by radiocaesium in the Fukushima terrestrial environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. v. 147, 2015, p. 1 - 13.

GRH - Grupo de Recursos Hídricos. **Capítulo 6: Escoamento Superficial**. Disponível em: < [http://www.grh.ufba.br/download/2005.2/Apostila\(Cap6\).pdf](http://www.grh.ufba.br/download/2005.2/Apostila(Cap6).pdf) > Acesso em: 21 de jul de 2022.

IAEA. **The environmental behaviour of radium**. Vol.1. Technical reports series, n. 310, Vienna STI/DOC/10/310, 1991.

IBGE - **INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA**. Rio Capibaribe. 2021. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?id=440581&view=detalhes>.

ICRP. Assessment of Radiation Exposure of Astronauts in Space. **ICRP Publication 123**. Ann. ICRP 41(2), 2013.

IPEN - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. **Interação da radiação com a matéria: escala do tempo**. São Paulo: IPEN, 2006, 27p.

IRD. Radioatividade em água potável: Ocorrência, regulamentação e aspectos de proteção radiológica / Dejanira C. Lauria; Lene H. S. Veiga; Mariza R. Franklin. 1. ed. – Rio de Janeiro: IRD, 2014.

KAPDAN, E.; TASKIN, H.; KAM, E.; OSMANLIOGLU, A. E.; KARAHAN, G.; BOZKURT, A. A study of environmental radioactivity measurements for Cankiri, Turkey. **Radiation Protection Dosimetry**, 150(3), 2011, p. 398–404. doi:10.1093/rpd/ncr416.

KAVITHA, E.; CHANDRASHEKARA, M. S.; PARAMESH, L. 226Ra and 210Po concentration in drinking water of Cauvery river basin south interior Karnataka State, India. **Journal of Radiation Research and Applied Sciences**, 10(1), 2015, p. 20–23. doi:10.1016/j.jrras.2015.08.001.

KHAN, H. A. A Study on Natural Radioactivity in Khewra Salt Mines, Pakistan. **J. Radiat. Res**, v.53, 2012, p.411-421.

KNOLL., G. F. **Radiation detection and measurement**. 4th. ed. Michigan: John Wiley & Sons Inc. v. 6, 2010, 857 p.

LACERDA, Talita M. **Espectroscopia de absorção e emissão atômica**. São Paulo: Usp, 2016. 89 slides, color. Disponível em: <https://sistemas.eel.usp.br/docentes/arquivos/1060198/LOQ4001/Absorcao%20e%20emissao%20atomica.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2022.

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.

MAFRA, O. Y. **Técnicas de Medidas Nucleares**. 1 ed. São Paulo: Edgard Blucher, Editora da Universidade de São Paulo, 1973, p. 110.

MARKOS. Automação Livre para Laboratórios de Águas: análise em fluxo. **Análise em Fluxo**. 2006. Disponível em: <http://www.c2o.pro.br/automacao/ar01s06.html>. Acesso em: 04 out. 2022.

MAYS C.W.; ROWLAND, R.E.; STEHNEY, A.F. Cancer risk from the lifetime intake of Ra and U isotopes. **Health Phys**, 48(5), 1985, p.635–647.

MEDLEY, P.; MARTIN, P.; BOLLHOFER, A.; PARRY, D. ^{228}Ra and ^{226}Ra measurement on a BaSO_4 co-precipitation source. **Applied Radiation and Isotopes**. v. 96, p. 200 - 207, 2015.

MELO, N. M. P. **Avaliação da dose interna devida ao ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb nos suprimentos de água para abastecimento público da Região Metropolitana do Recife**. 2008. 138 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação, Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MELO NETO, João Cabral de. **O Cão sem Plumagem**. Rio de Janeiro: José Olympio, 1950.

MILAN, M.O. **Investigação química e radiológica de fontes de águas subterrâneas em municípios da Paraíba**. 2020. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MOLINA-PORRAS, A.; CONDOMINES, M.; LEGEAY, PL. *et al.* Radium Isotopes as a Tracer of Water Sources and Mixing in the Vidourle Stream (South of France). **Aquat Geochem**. v.26, 2020, p.119–136. <https://doi.org/10.1007/s10498-020-09371-1>.

OGHENEORORIE, O.; CHUDY, B.; NNENNA, O., *et al.* Natural radionuclides, heavy metals and health risk assessment in surface water of Nkalagu river dam with statistical analysis. **Scientific African**, v. 8, 2020.

OMS. Organização Mundial de saúde. **Guías para la calidad del agua de consumo humano**: cuarta edición que incorpora la primera adenda. Ginebra; 2011. Disponível em: <https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-qualityguidelines-4-including-1st-addendum/es/> Acesso em: 05 jan. 2023.

OMS. Organização Mundial de saúde. **Management of radioactivity in drinking-water**. Geneva, 2018.

PAIVA, C. T. **Estudo da Mobilidade e Dispersão de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra e ^{222}Ra e Metais Pesados no Sistema Solo-Rocha do Depósito de U e Th de São José de Espinharas (PB)**. Tese (Doutorado em Geociências), Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008, 149p.

PEIXOTO, E. M. **Elemento Químico**: Potássio. 2004. Disponível em: <<http://qnesc.sbgq.org.br/online/qnesc19/a14.pdf>> Acesso em: 21 de out de 2022.

PERNAMBUCO, Mapeamento de Áreas Prioritárias para Criação de Unidades de Conservação e Corredores Ecológicos na Bacia do Rio Capibaribe: PRODUTO 1 - Diagnóstico prévio da Bacia do Capibaribe apresentando as áreas potenciais para criação de UCs e de Corredores Ecológicos, Recife, 2019.

PRADO, G. R. **Estudo de Contaminação Ambiental por Urânio no Município de Caetité-Ba, Utilizando Dentes de Humanos como Bioindicadores**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente), Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Ilhéus-BA, 2007, p. 178.

ROCHA, Eider Gomes de Azevedo. **Conceitos básicos de hidrologia e drenagem para projetos rodoviários**. Brasília, setembro de 2022.

ROJAS, Lino Angel Valcárcel. **Qualidade química e radiológica de fontes de água para consumo humano do seridó oriental no Rio Grande do Norte - Brasil**. 2020. 140 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

SABINO, H. A. A. **Contribuição para o tratamento de água para consumo humano contaminada por radionuclídeos**. 2009. 69 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia do Ambiente – Ramo Sanitária. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2009. Disponível em: https://run.unl.pt/bitstream/10362/3338/1/Sabino_2009.pdf. Acesso em: 05 jul. 2022.

SANTOS JUNIOR, J. A.; CARDOSO, J. J. R. F.; SILVA, C. M.; SILVEIRA, S. V.; AMARAL, R. S. Determination of radionuclides in the environment using gamma spectrometry. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**. v. 269, n. 2, 2006, p. 451-455.

SANTOS, E. E.; LAURIA, D. C.; AMARAL, E. C. S.; ROCHEDO, E. R. Daily ingestion of ^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb in vegetables by inhabitants of Rio de Janeiro city. **Journal of Environmental Radioactivity**, 652: 2002, p. 5-86.

SELINUS, O. Geologia médica. In: SILVA, C.R.; FIGUEIREDO, B.R.; CAPITANI, E.M.; CUNHA, F.G. (Eds.). **Geologia médica no Brasil**. Rio de Janeiro: CPRM, 2006, p. 1-5.

SILVA, A. A. **Avaliação radiométrica em água subterrânea consumida pela população em municípios das mesorregiões da Borborema, Central Potiguar e Sertão Paraibano**. 2018. 114 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

SILVA, N. **Manual de Métodos de Análise Microbiológica de Alimentos e Água**. 5ta. ed. [s.l.: s.n.2017.

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

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e tratamento de esgotos**. 2da. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452 p.

STELLATO, T. B. **Avaliação da qualidade da água superficial subterrânea da área de instalação do futuro reator multipropósito brasileiro - RMB, como uma**

ferramenta para a obtenção da licença de instalação. 2018. 200p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde-16032018-164003/publico/2017StellatoAvaliacao.pdf>>. acesso em: 10/02/2023.

STUDYANDSCORE. **Flame Photometer: principle, components, working procedure, applications, advantages and disadvantages.** Principle, Components, Working Procedure, Applications, Advantages and Disadvantages. 2017. Disponível em: <https://www.studyandscore.com/studymaterial-detail/flame-photometer-principle-components-working-procedure-applications-advantages-and-disadvantages>. Acesso em: 15 nov. 2022.

TIWARI, Ashwani Kumar; SINGH, Abhay Kumar; SINGH, Amit Kumar; SINGH, M. P.. **Hydrogeochemical analysis and evaluation of surface water quality of Pratapgarh district**, Uttar Pradesh, India. Applied Water Science, [S.L.], v. 7, n. 4, p. 1609-1623, 23 jul. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13201-015-0313-z>.

UNSCEAR. **Report of the United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation.** Vienna: United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2010.

WHO. **Water Quality and Health - Review of Turbidity: Information for regulators and water suppliers** Technical Brief-WHO/FWC/WSH/17.01, World Health Organization, 2017, Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/turbidity-information-200217.pdf http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/turbidity-information-200217.pdf

WIESINIESKI, J. A. **Estudo de Mecanismos de Retenção de Espécies Metálicas no Sedimento das Lagoas de Decantação do Aterro Controlado do Botuquara.** 2009. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Química Aplicada, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2009.