



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**MARIA CECÍLIA PAIVA NÓBREGA**

**CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS DE POÇOS RASOS NAS MARGENS DO RIO  
CAPIBARIBE NA PLANÍCIE DE RECIFE**

Recife

2023

**MARIA CECÍLIA PAIVA NÓBREGA**

**CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS DE POÇOS RASOS NAS MARGENS DO RIO  
CAPIBARIBE NA PLANÍCIE DE RECIFE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral.

Recife

2023

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

N754c

Nóbrega, Maria Cecília Paiva.

Características das águas de poços rasos nas margens do Rio Capibaribe na planície de Recife / Maria Cecília Paiva Nóbrega. – 2023.

127 f.: il., fig., tab. e siglas.

Orientador: Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Civil. 2. Filtração em margem. 3. Rio Capibaribe. 4. Tratamento de água. I. Cabral, Jaime Joaquim da Silva Pereira (Orientador). II. Título.

UFPE

658.5 CDD (22. ed.)

BCTG/2023-154

**MARIA CECÍLIA PAIVA NÓBREGA**

**CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS DE POÇOS RASOS NAS MARGENS DO RIO  
CAPIBARIBE NA PLANÍCIE DE RECIFE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Aprovada em: 11/07/2023

**BANCA EXAMINADORA**

Participação por videoconferência  
Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

Participação por videoconferência  
Prof. Dr. Ricardo de Aragão (Examinador Externo)  
Universidade Federal de Campina Grande

Participação por videoconferência  
Dra. Andrea Shirley Xavier da Silva (Examinador Externo)  
Agência Estadual de Meio Ambiente

Dedico este trabalho a minha mãe Marizete Paiva, que nunca mediu esforços para me ajudar em toda e qualquer situação. Dedico também ao meu pai Ronaldo Nunes, a minha irmã Maria Clara, aos meus avós e meu noivo.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, quero agradecer a Deus por me conceder saúde e por me guiar em todos os momentos da minha vida.

A Nossa Senhora, por seu infinito amor e intercessão a Deus.

A minha família, que foram essenciais em todos os momentos do meu mestrado, principalmente nessa reta final. Agradeço a minha mãe Marizete, meu pai Ronaldo, minha irmã Maria Clara e meus avós, por todas as orações, conforto e apoio, tornando minha vida mais leve e feliz.

Ao meu noivo, Rafael, que sempre me apoiou, entendeu minhas ausências e me ajudou muito durante as idas e vindas a Recife durante as coletas, além de me proporcionar carinho e apoio nos dias difíceis.

Ao meu orientador Jaime Cabral, pela confiança, por todos os ensinamentos e todo apoio para tornar possível a realização desse projeto.

Ao professor Anderson Paiva, pelo apoio e por toda ajuda no desenvolvimento desse trabalho.

A todo o grupo de Filtração em Margem da UFPE, pelo companheirismo e por todas as ajudas, em especial a José Adson, Hedmun Matias, Raquel Ferreira e Fernanda Bernardino.

A Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH), pela contribuição no desenvolvimento nesta pesquisa, pela parceria.

Aos servidores da CPRH Andréa e Newton, por todo apoio e parceria durante as idas e vindas ao laboratório.

A Fundação de Amparo ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Estado de Pernambuco (FACEPE), pela concessão da bolsa de mestrado.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a concretização desse projeto.

## RESUMO

O aumento no consumo de produtos químicos, motivado pelo crescimento populacional e processos como a industrialização e urbanização, tem gerado grande preocupação com relação à poluição dos corpos hídricos, pois ocasiona a maior geração de efluentes ricos em diversos tipos de contaminantes, alguns apresentando difícil remoção. Tais contaminantes estão presentes nos corpos hídricos devido ao descarte inadequado de resíduos sólidos e pela baixa eficiência dos processos convencionais realizados pelas Estações de Tratamento de Água, podendo comprometer a qualidade do abastecimento de água da população e prejudicar os ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, torna-se cada vez mais necessário a utilização de processos alternativos de tratamento que sejam eficazes na remoção de diferentes tipos de contaminantes. Assim, surge a Filtração em Margem (FM), como uma técnica natural de tratamento, de baixo custo e fácil utilização. A partir dessa problemática, o presente estudo teve como objetivo monitorar a qualidade da água de poços rasos e analisar a interação rio-aquífero em um trecho das margens do rio Capibaribe, Região Metropolitana de Recife. Foram realizadas três campanhas de amostragem durante os meses de dezembro de 2022, janeiro e fevereiro de 2023 em cinco diferentes pontos ao longo do rio Capibaribe. A fim de verificar a qualidade dos poços rasos em relação à qualidade da água do rio, foram realizadas análises físicas, químicas e biológicas das amostras de água superficial do rio Capibaribe e dos poços rasos localizados ao longo de sua margem. Após a análise dos dados, foram obtidos resultados satisfatórios, pois as amostras dos poços rasos apresentaram uma melhora significativa em comparação às águas do rio Capibaribe para a grande maioria dos parâmetros. Além disso, nas amostras dos poços rasos, os parâmetros pH, nitrito, nitrato, cloretos e sólidos totais dissolvidos apresentaram valores dentro da faixa permitida pela Norma brasileira de potabilidade. Os níveis de oxigênio dissolvido aumentaram entre as amostras do rio e dos poços, o que não era esperado de acordo com outras pesquisas sobre o assunto. Com relação às análises biológicas, para o parâmetro clorofila a houve uma redução significativa nas amostras dos poços, havendo remoção total em 30% das amostras e apresentando uma taxa de redução acima de 94,3% para todos os pontos analisados. Com relação aos coliformes termotolerantes, verificou-se uma remoção significativa entre os valores encontrados no rio e nos poços rasos, apresentando uma redução em torno de 96,6% e 99,9%. Não foi verificada influência da distância entre os poços e o rio nos resultados obtidos, sendo necessária uma investigação mais profunda e por um período maior de tempo sobre essa variável. Portanto, é possível concluir que a utilização da técnica de FM como tratamento

preliminar de água ao longo das margens do rio Capibaribe é possível, necessitando apenas de alguns cuidados e processos adicionais, considerando o alto índice de poluição encontrada no rio.

Palavras-chave: filtração em margem; Rio Capibaribe; tratamento de água.

## ABSTRACT

The increase in consumption of chemical products, motivated by population growth and processes such as industrialization and urbanization, has generated great concern regarding the pollution of water bodies, as it causes a generation of effluents rich in various types of contaminants, some of which are difficult to remove. Such contaminants are present in water bodies due to improper disposal of solid waste and the low efficiency of conventional processes carried out by Water Treatment Plants, which may compromise the quality of the population's water supply and damage aquatic ecosystems. In this sense, it becomes increasingly necessary to use alternative treatment processes that are effective in removing different types of contaminants. Thus, Riverbank Filtration (RBF) appears as a natural, low-cost, and easy-to-use treatment technique. Based on this problem, the present study aimed to monitor the water quality of shallow wells and analyze the river-aquifer interaction in a stretch along the banks of the Capibaribe River, Metropolitan Region of Recife-PE, Brazil. Three sampling campaigns were carried out during December 2022, January 2023, and February 2023 at five different points along the Capibaribe River. To verify the quality of the shallow wells with the quality of the river water, physical, chemical, and biological data were carried out on samples of surface water from the Capibaribe River and the shallow wells located along its margin. After analyzing the data, satisfactory results were obtained, as the samples from the shallow wells showed a significant improvement in comparison to the waters of the Capibaribe River for the vast majority of parameters. In addition, in samples from shallow wells, the parameters pH, nitrite, nitrate, chlorides, and total dissolved solids showed values within the range allowed by the Brazilian Potability Standard. Dissolved oxygen levels increased between the river and well samples, which was not expected according to other research on the subject. Regarding the biological analyses, for the chlorophyll a parameter there was a significant reduction in the well samples, with total removal in 30% of the samples and presenting a reduction rate above 94.3% for all points analyzed. Regarding thermotolerant coliforms, there was a significant removal between the values found in the river and the shallow wells, showing a reduction of 96.6% and 99.9%. The influence of the distance between the wells and the river on the results obtained was not verified, requiring a deeper investigation and a longer period on this variable. Therefore, it is possible to conclude that the use of the RBF technique as a preliminary treatment of water along the banks of the Capibaribe River is possible, requiring only some care and additional processes, considering the high level of pollution found in the river.

Keywords: riverbank filtration; Capibaribe River; water treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Esquema simplificado da técnica de Filtração em Margem.....	21
Figura 2 –	Esquema de funcionamento do sistema de filtração em margem inversa (FMI) e suas etapas.....	25
Figura 3 –	Diagrama esquemático dos processos que afetam a qualidade da água durante o processo de Filtração em Margem.....	26
Figura 4 –	Relações de fluxo entre as águas subterrâneas e as águas subterrâneas: (a) Fluxo para o manancial superficial, meios conectados; (b) Fluxo para o aquífero freático, meios conectados; (c) Fluxo em direção ao aquífero raso, meios desconectados; (d) Fluxo em direção ao aquífero profundo, meios desconectados.....	43
Figura 5 –	Ilustração da zona ripária.....	46
Figura 6 –	Ilustração da zona hiporreica.....	48
Figura 7 –	Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe, Pernambuco.....	50
Figura 8 –	Macrozonas da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe.....	51
Figura 9 –	Hipsometria da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe.....	51
Figura 10 –	Linhas anuais médias de precipitação na Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe.....	52
Figura 11 –	Linhas anuais médias de evapotranspiração potencial na Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe.....	52
Figura 12 –	Precipitações médias mensais no período 1989 a 2018, na Estação Recife (Curado).....	53
Figura 13 –	Moradias irregulares localizadas nas margens do rio Capibaribe.....	55
Figura 14 –	Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem CB-80, localizada a montante da área de estudo, no ano de 2019.....	57
Figura 15 –	Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem CB-95, localizada a jusante da área de estudo, no ano de 2019.....	58
Figura 16 –	Trecho do rio Capibaribe pertencente à área de estudo e pontos selecionados para desenvolvimento da pesquisa.....	62
Figura 17 –	Jardim Secreto, localizado em Poço de Panela, Recife-PE.....	63
Figura 18 –	Poço de Filtração em Margem localizado no Ponto 1.....	64
Figura 19 –	Perfil litológico da seção paralela ao rio Capibaribe, obtida por meio de	

	amostras de solo do poço do Jardim Secreto.....	65
Figura 20 –	Poço raso localizado no Ponto 2.....	66
Figura 21 –	Localização do Ponto 3, localizado na Avenida Beira Rio, no Bairro Madalena, Recife-PE.....	67
Figura 22 –	Poço raso localizado no Ponto 3.....	68
Figura 23 –	(a) Poço raso localizado no Ponto 4; (b) reservatório das águas do Poço.....	69
Figura 24 –	Reservatório das águas obtidas do Poço raso localizado no Ponto 5.....	70
Figura 25 –	Metodologia realizada em campo na coleta das amostras dos Pontos 1 e 2...	72
Figura 26 –	Metodologia realizada em campo na coleta das amostras dos Pontos 3 e 4...	72
Figura 27 –	Metodologia realizada em campo na coleta das amostras do Ponto 5.....	73
Figura 28 –	Metodologia realizada em campo na coleta das amostras do Rio Capibaribe.....	73
Figura 29 –	Gráfico do monitoramento de pH: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	82
Figura 30 –	Gráfico do monitoramento de turbidez: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	84
Figura 31 –	Gráfico do monitoramento de condutividade elétrica: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	86
Figura 32 –	Gráfico do monitoramento de cor verdadeira: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	88
Figura 33 –	Gráfico do monitoramento de salinidade: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	90
Figura 34 –	Gráfico do monitoramento de nitrito: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	92
Figura 35 –	Gráfico do monitoramento de nitrato: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	93
Figura 36 –	Gráfico do monitoramento de alcalinidade: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	95
Figura 37 –	Gráfico do monitoramento de cloretos: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	97
Figura 38 –	Gráfico do monitoramento de sólidos totais: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	99
Figura 39 –	Gráfico do monitoramento de sólidos suspensos totais: (a) rio Capibaribe;	

	(b) poços localizados próximo de suas margens.....	100
Figura 40 –	Gráfico do monitoramento de sólidos dissolvidos totais: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	101
Figura 41 –	Gráfico do monitoramento de fósforo solúvel: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	103
Figura 42 –	Gráfico do monitoramento de DBO: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	104
Figura 43 –	Gráfico do monitoramento de DQO: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	105
Figura 44 –	Gráfico do monitoramento de oxigênio dissolvido: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	107
Figura 45 –	Gráfico do monitoramento de clorofila a: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens.....	110

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Médias mensais de precipitação no período de 1989 a 2018, na Estação Meteorológica do Recife (Curado).....	53
Tabela 2 –	Coordenadas dos pontos selecionados para desenvolvimento da pesquisa.....	62
Tabela 3 –	Camadas de solo do Poço 2, estimadas a partir do poço do Hospital de Ortopedia e Fraturas.....	66
Tabela 4 –	Camadas de solo do Poço 3, estimadas a partir do poço do Edifício Cecília Meireles.....	68
Tabela 5 –	Camadas de solo do Poço 4, estimadas a partir do poço do Edifício Solar do Capibaribe.....	70
Tabela 6 –	Camadas de solo do poço 5, estimadas a partir do poço do Edifício Thomaz Lobo.....	71
Tabela 7 –	Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas do rio Capibaribe em dezembro de 2022.....	75
Tabela 8 –	Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas do rio Capibaribe em janeiro de 2023.....	76
Tabela 9 –	Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas do rio Capibaribe em fevereiro de 2023.....	77
Tabela 10 –	Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas de poços rasos localizados às margens do rio Capibaribe em dezembro de 2022.....	78
Tabela 11 –	Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas de poços rasos localizados às margens do rio Capibaribe em janeiro de 2023.....	79
Tabela 12 –	Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas de poços rasos localizados às margens do rio Capibaribe em fevereiro de 2023.....	80
Tabela 13 –	Presença de coliformes termotolerantes na água do rio Capibaribe e poços localizados ao longo de suas margens. Resultado em NMP/ 100mL.....	111

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
CPRM	Serviço Geológico Brasileiro
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
ETAs	Estações de Tratamento de Água
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
FM	Filtração em Margem
FMI	Filtração em Margem Inversa
GL	Grupo de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos de Pernambuco
HIDROREC	Estudo Hidrogeológico do Recife, Olinda, Jaboatão dos Guararapes e Camaragibe
OD	Oxigênio Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
MON	Matéria Orgânica Natural
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
PhACs	Compostos Farmaceuticamente Ativos
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RMR	Região Metropolitana do Recife
SECTMA	Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente
UC	Unidade de Cor
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UFV	Universidade Federal de Viçosa
VPM	Valor Máximo Permitido
ZH	Zona Hiporreica
ZR	Zona Ripária

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
2.1	RELEVÂNCIA DO TEMA .....	17
2.2	HIPÓTESE .....	19
2.3	OBJETIVOS.....	20
<b>2.3.1</b>	<b>Objetivo Geral .....</b>	<b>20</b>
<b>2.3.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>20</b>
3	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>21</b>
3.1	FILTRAÇÃO EM MARGEM.....	21
<b>3.1.1</b>	<b>Processos envolvidos.....</b>	<b>25</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Remoção de contaminantes .....</b>	<b>28</b>
3.1.2.1	Remoção de matéria orgânica .....	29
3.1.2.2	Remoção de cianobactérias .....	31
3.1.2.3	Remoção de contaminantes biológicos .....	32
3.1.2.4	Remoção de resíduos farmacêuticos .....	34
3.2	VANTAGENS E DESVANTAGENS DA FM.....	35
3.3	EXPERIÊNCIAS DE APLICAÇÃO DA FM NO CENÁRIO MUNDIAL .....	37
3.4	EXPERIÊNCIAS DE APLICAÇÃO DA FM NO BRASIL.....	40
3.5	INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO .....	41
<b>3.5.1</b>	<b>Zonas de interação água superficial e água subterrânea.....</b>	<b>44</b>
3.5.1.1	Zona ripária .....	45
3.5.1.2	Zona hiporreica.....	46
4	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>50</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	50
<b>4.1.1</b>	<b>Condições meteorológicas.....</b>	<b>52</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Cobertura vegetal .....</b>	<b>54</b>
<b>4.1.3</b>	<b>Ocupação humana.....</b>	<b>54</b>
<b>4.1.4</b>	<b>Qualidade das águas superficiais .....</b>	<b>55</b>
<b>4.1.5</b>	<b>Geologia e hidrogeologia.....</b>	<b>58</b>
4.1.5.1	Bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba .....	59
4.1.5.2	Formação Beberibe.....	59
4.1.5.3	Formação Gramame .....	59
4.1.5.4	Formação Maria Farinha .....	59

4.1.5.5	Formação Barreiras .....	60
4.1.5.6	Sedimentos Quaternários.....	60
4.1.5.7	Embasamento Cristalino.....	60
4.2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE PESQUISA .....	61
<b>4.2.1</b>	<b>Caracterização do Ponto 1.....</b>	<b>62</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Caracterização do Ponto 2.....</b>	<b>65</b>
<b>4.2.3</b>	<b>Caracterização do Ponto 3.....</b>	<b>67</b>
<b>4.2.4</b>	<b>Caracterização do Ponto 4.....</b>	<b>69</b>
<b>4.2.5</b>	<b>Caracterização do Ponto 5.....</b>	<b>70</b>
4.3	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS .....	71
<b>4.3.1</b>	<b>Monitoramento qualitativo da água .....</b>	<b>71</b>
4.3.1.1	Monitoramento físico-químico e biológicos .....	71
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>74</b>
5.1	MONITORAMENTO QUALITATIVO.....	74
<b>5.1.1</b>	<b>Parâmetros físico-químicos .....</b>	<b>81</b>
5.1.1.1	pH.....	81
5.1.1.2	Turbidez.....	83
5.1.1.3	Condutividade elétrica.....	85
5.1.1.4	Cor verdadeira .....	87
5.1.1.5	Salinidade .....	89
5.1.1.6	Nitrito e nitrato .....	90
5.1.1.7	Alcalinidade.....	94
5.1.1.8	Cloretos .....	96
5.1.1.9	Sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais .....	97
5.1.1.10	Fósforo solúvel .....	101
5.1.1.11	Demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio .....	103
5.1.1.12	Oxigênio dissolvido.....	106
<b>5.1.2</b>	<b>Parâmetros biológicos .....</b>	<b>108</b>
5.1.2.1	Clorofila a.....	108
5.1.2.2	Coliformes termotolerantes .....	110
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>112</b>
6.1	CONCLUSÕES .....	112
6.2	RECOMENDAÇÕES.....	113
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>115</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 RELEVÂNCIA DO TEMA

O crescimento populacional atrelado aos processos de industrialização e urbanização, durante muitos anos e até os dias atuais, foram os grandes responsáveis pelo aumento do consumo de produtos químicos e, conseqüentemente, pela poluição dos corpos hídricos, devido ao lançamento de grandes quantidades de efluentes. Esses efluentes quando lançados nos corpos hídricos além de comprometerem de forma significativa o abastecimento seguro de água potável de qualidade, por meio da disseminação de diversas doenças de veiculação hídrica, também causam o desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos (VERAS *et al.*, 2019).

A presença desses contaminantes nos corpos hídricos se dá em razão do descarte inadequado de resíduos sólidos e pela baixa eficiência dos processos convencionais realizados nas Estações de Tratamento de Água (ETAs), que não são capazes de remover todos os contaminantes presentes na água (HEBERER, 2002; SENS *et al.*, 2006). Assim sendo, torna-se cada vez mais necessário o desenvolvimento e utilização de técnicas alternativas de tratamento, que sejam capazes de atenuar ou remover diferentes tipos de contaminantes.

Como exemplo de uma técnica alternativa, sustentável e de baixo custo tem-se a Filtração em Margem (FM), que pode ser definida como uma técnica de tratamento natural de água que utiliza poços instalados às margens de mananciais (rios ou lagos), utilizando o solo próximo a esses como um filtro por meio do qual a água superficial migra até esses poços. A água extraída dos poços dependerá de características importantes do local de aplicação da técnica, como por exemplo, características geológicas do solo, tempo de residência (tempo necessário para uma partícula de água deslocar-se do manancial até os poços de produção dos sistemas de FM), distância entre os poços e as águas superficiais, vazão bombeada, entre outros aspectos (SENS *et al.*, 2006; PAIVA, 2009; BRASIL, 2018).

A técnica de FM utiliza diversos processos que auxiliam no seu bom funcionamento e na obtenção de água de qualidade, tais como: filtração, biodegradação, sedimentação, adsorção, dispersão e mistura entre as águas superficiais e subterrâneas (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; SENS *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2014). Conforme Paiva (2009), durante o processo de FM, cria-se uma diferença de carga hidráulica entre o rio e o aquífero, que induz o fluxo da água do manancial superficial pelo meio poroso até o poço de bombeamento. Ainda segundo o referido autor, a água extraída é correspondente à mistura entre a água subterrânea e a água superficial.

Os sistemas de FM são bastante conhecidos em diversos lugares no mundo, sendo utilizado há mais de 100 anos na Europa para produção de água potável. Além de estar presente em vários países, existem inúmeras investigações sobre sua capacidade de remoção/atenuação de inúmeros tipos de contaminantes, apresentando bons resultados. As experiências de aplicação do método já são uma realidade em países como a Alemanha (MUNZ *et al.*, 2019), China (ZHU *et al.*, 2019), Índia (GLORIAN *et al.*, 2018; SANDHU *et al.*, 2019), Egito (ABDELRAKY *et al.*, 2020; ABOGABAL *et al.*, 2020), Polônia (KRUC-FIJALKOWSKA *et al.*, 2022), Holanda (MEDEMA; STUYFZAND, 2002), Estados Unidos (SAXENA *et al.*, 2021), Áustria (VAN DRIEZUM *et al.*, 2019), entre outras. No Brasil, existem várias experiências de utilização da técnica em pesquisas científicas, cujo objetivo é conhecer melhor a capacidade da técnica na remoção de diversos tipos de contaminantes visando sempre uma futura implementação da técnica no abastecimento público (PAIVA, 2009; FREITAS, 2010; CRUZ, 2019; BERTRAND *et al.*, 2021).

Dentre os contaminantes investigados com o uso da técnica, já existem comprovações de sua eficiência na remoção/atenuação de propriedades físico-químicas, cianobactérias, matéria orgânica, contaminantes biológicos e fármacos (SENS *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2014; ROMERO-ESQUIVEL *et al.*, 2017; KRUC *et al.*, 2019; WAHAAB *et al.*, 2019; ABDELRAKY *et al.*, 2020; JYLHÄ-OLLILA *et al.*, 2020; WALKENHORST *et al.*, 2021; BERTRAND *et al.*, 2021; GHAZAL *et al.*, 2023). Percebe-se, portanto, o alto potencial da técnica na melhoria da qualidade da água, a depender de características do local de aplicação, tornando-se uma técnica possível de ser aplicada em vários locais e implementada nos sistemas públicos de abastecimento em todo o mundo. Apesar de sua alta capacidade de tratamento, Paiva (2009) alerta que dependendo do uso final e do grau de filtração e atenuação dos contaminantes, podem ser necessários tratamentos adicionais e que, no mínimo, a técnica servirá como um pré-tratamento na produção de água potável.

Nesse sentido, considerando os altos índices de poluição de vários mananciais presentes no estado de Pernambuco, principalmente o rio Capibaribe, local investigado no presente estudo, salienta-se a importância de uma maior investigação sobre o comportamento da técnica no estado, de modo a conhecer mais sobre os locais potenciais de aplicação desses sistemas. Dessa forma, tais sistemas podem ajudar a complementar os sistemas convencionais de tratamento no estado, melhorando o tratamento de água e diminuindo os riscos associados devido à presença de contaminantes que apresentam difícil remoção.

Portanto, o presente trabalho busca avaliar as características físicas, químicas e biológicas de poços rasos presentes nas margens do rio Capibaribe, a fim de investigar o

potencial de aplicação da técnica de FM no local e verificar a obtenção de bons resultados com a utilização da técnica na Região Metropolitana do Recife.

## 1.2 HIPÓTESE

Considerando a elevada poluição das águas do rio Capibaribe, na Região Metropolitana do Recife, a técnica de filtração em margem apresenta-se como uma alternativa viável para a remoção de contaminantes físicos, químicos e biológicos de suas águas. Diante disso, é necessário que haja interação entre o rio e o aquífero e o presente estudo foi realizado em torno da seguinte hipótese central:

*Existe interação entre o rio Capibaribe e os poços rasos escavados nas margens e, portanto, a filtração em margem pode ser um tratamento viável para remoção de contaminantes físicos, químicos e biológicos das águas do Rio Capibaribe.*

### 1.3 OBJETIVOS

#### 1.3.1 Objetivo Geral

Analisar a interação rio-aquífero num trecho das margens do Rio Capibaribe, Região Metropolitana do Recife, através de parâmetros de qualidade de água de poços rasos próximos ao rio e da água superficial na planície do Recife.

#### 1.3.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar os parâmetros físicos, químicos e biológicos do rio Capibaribe e de poços localizados próximo de suas margens;
- b) Verificar a influência da distância do poço ao rio na capacidade de melhoria da qualidade de água;
- c) Analisar a possibilidade da técnica de Filtração em Margem na remoção de poluentes e microrganismos ao longo das margens do rio Capibaribe.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

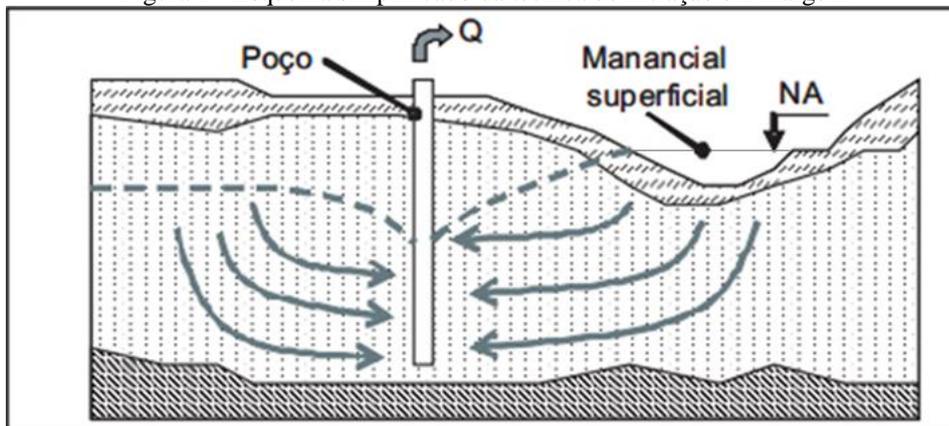
### 2.1 FILTRAÇÃO EM MARGEM

A poluição dos corpos hídricos, influenciada por fatores como a industrialização e a urbanização, tornou ainda maior a necessidade de água potável para abastecimento humano. Nesse sentido, o interesse por técnicas naturais de tratamento de água, como a Filtração em Margem (FM), passou a ser cada vez maior, à medida que são capazes de atenuar ou remover contaminantes das águas superficiais, diminuindo os riscos associados.

A FM é uma alternativa natural de tratamento de água que utiliza poços de bombeamento localizados próximo às margens de mananciais (rios ou lagos), utilizando-as como meio filtrante enquanto as águas superficiais migram até os poços (BRASIL, 2018), conforme apresentado na Figura 1. A água se infiltra aos poucos por muitas camadas diferentes do solo, levando um período de meses ou até anos para que o processo de tratamento seja finalizado. Nesse processo, forma-se um filtro biologicamente ativo proveniente das camadas de areia e cascalho presentes no solo próximo aos mananciais (ADOMAT *et al.*, 2020).

Trata-se de uma técnica eficiente, econômica e sustentável que apresenta como benefícios imediatos de seu uso: diminuição da utilização de produtos químicos na desinfecção e na coagulação das águas superficiais, diminuição dos custos de operação das Estações de Tratamento de água (ETAs) e redução de riscos à saúde humana (SENS *et al.*, 2006). Apresenta-se como uma alternativa para satisfazer a procura crescente por água em todo mundo, tornando-se uma forma de enfrentar sua escassez e melhorar sua qualidade também em locais que possuem climas áridos e semiáridos (HU *et al.*, 2016; WAHAAB *et al.*, 2019; ABDELRAKY *et al.*, 2020; ROSSETTO *et al.*, 2020).

Figura 1 - Esquema simplificado da técnica de filtração em margem



Fonte: Adaptado de Sens *et al.* (2006).

É importante salientar que em alguns locais, o rio pode se apresentar influente de forma natural durante todo ano, ou seja, o rio contribui com suas águas para o abastecimento dos aquíferos. Em outros casos, o rio apresenta-se influente apenas em períodos de cheia, onde seu nível encontra-se elevado e acima do lençol freático. Durante esse processo, os contaminantes presentes nas águas superficiais são filtrados e atenuados, por meio de diversos processos envolvidos, melhorando assim a qualidade das águas. Essa melhora dependerá ainda da presença ou não de contaminantes nas águas subterrâneas, o que pode interferir positivamente ou negativamente nos resultados obtidos com a técnica.

Com a utilização da técnica de Filtração em Margem, há o bombeamento de uma grande quantidade de água por meio dos poços localizados nas margens dos mananciais. Esse bombeamento dos poços cria uma diferença de carga hidráulica entre o manancial e o lençol freático, fazendo com que haja a indução da água do manancial através do meio poroso até o poço (TUFENKJI *et al.*, 2002). A água captada no poço é, geralmente, uma mistura entre as águas superficiais infiltradas através do solo e as águas subterrâneas, que se encontram no aquífero originalmente. A proporção dessa mistura irá depender de algumas variáveis como: distância do poço às margens, da vazão bombeada, das condições hidrogeológicas do local de aplicação, entre outros aspectos (SENS *et al.*, 2006; PAIVA, 2009).

Conforme Sens *et al.* (2006), existem três forças que induzem a forma como a água se move pelo solo, sendo elas: adsorção, que retém uma fina película de água em volta das partículas do solo, por atração molecular; capilaridade, que retém ou move a água em pequenas aberturas, como resultado da tensão superficial; gravidade, que faz com que a água se mova através dos poros maiores pela diferença de carga ou quando existe um gradiente hidráulico. Ainda segundo o referido autor, a resultante dessas três forças vai depender, em parte, do percentual de umidade presente no solo.

A obtenção de bons resultados com a aplicação da técnica irá depender de alguns parâmetros e condições importantes. Esses podem afetar o desempenho do sistema de FM, influenciando significativamente nos resultados obtidos. São eles (SENS *et al.*, 2006):

- A quantidade de água do manancial que será induzida para o aquífero;
- Qualidade da água do manancial;
- Dragagem, quando o rio apresenta fonte de poluição;
- Devem ser observadas as velocidades máxima, média e mínima do corpo hídrico superficial;
- Características do fundo e das margens do manancial;

- Sazonalidade do fluxo do rio;
- Estabilidade do leito do manancial.

A escolha do local de aplicação deve ser feita de forma detalhada e considerando diversos aspectos, sendo eles qualitativos, por meio da obtenção de água de boa qualidade que permita o consumo humano, e quantitativos, por meio da obtenção de volumes consideráveis de água para abastecimento da população.

Com relação aos aspectos quantitativos, devem ser consideradas as características hidrogeológicas do aquífero em questão, sendo elas: formação geológica, granulometria, coeficiente de permeabilidade, entre outras características. Tais aspectos determinam o potencial de produtividade do aquífero (BRASIL, 2018).

Os aspectos qualitativos estão relacionados aos fatores que influenciam a qualidade das águas extraídas por meio do processo de FM. A qualidade dessas águas possui relação direta com o grau de contaminação das águas superficiais e subterrâneas e, além disso, a intensidade de tratamento alcançado pela técnica dependerá do material granular que compõe o aquífero e das interações biogeoquímicas e físico-químicas que ocorrem no meio filtrante (BRASIL, 2018).

Conforme alguns autores, os critérios que devem ser considerados para escolha do local de aplicação da técnica são (SCHÖN, 2006; GRISCHEK *et al.*, 2007; UMAR *et al.*, 2017; BRASIL, 2018):

- **Relevo:** devem ser consideradas regiões relativamente planas, trechos de rio com pouca declividade e depósitos aluviais no entorno. Locais promissores para aplicação da técnica estão situados mais próximos da região da foz do rio
- **Geometria local:** distância entre o rio e o poço de FM, considerando a distância usual para funcionamento do sistema situada na faixa de 10 a 50 m do rio; regiões que possuem meandros são preferenciais para instalação do sistema, por proporcionarem altas taxas de filtração e extração de água de boa qualidade, sobretudo as regiões localizadas dentro das curvas do meandro; comprimento da margem, que influenciará o número de poços instalado. Quanto mais largo e profundo o rio, maior a área de infiltração, melhorando a produção do poço e reduzindo os riscos de colmatção;
- **Propriedades do leito e das margens do rio:** geralmente, os locais escolhidos devem apresentar areia no fundo (preferencialmente média ou fina) ou seixo rolado. Margens de rio arenosas também são boas alternativas, pois favorecem a autolimpeza

das margens e infiltração da água. Não são recomendados locais que apresentam lama ou lodo no fundo e os sedimentos não devem apresentar mau cheiro;

- **Dados topográficos:** bons resultados obtidos com a técnica de FM são apresentados em trechos de rio com declividade na faixa de 0,04 a 1,8 m/km;
- **Dados hidrográficos / hidrológicos:** para a instalação do sistema, deve ser considerada a declividade do rio (gradiente) e a velocidade do escoamento. Preferencialmente, os poços de FM são instalados na porção média do rio. Além disso, é recomendada a instalação do sistema próximo a rios perenes e que possuam uma fácil variação de nível ao longo do ano, de modo a favorecer a autolimpeza da área de infiltração da água;
- **Acesso:** é recomendado o conhecimento do local de aplicação da técnica, evitando locais com uma maior distância e dificuldade de deslocamento de equipamentos e mão de obra, de modo a diminuir os custos associado.

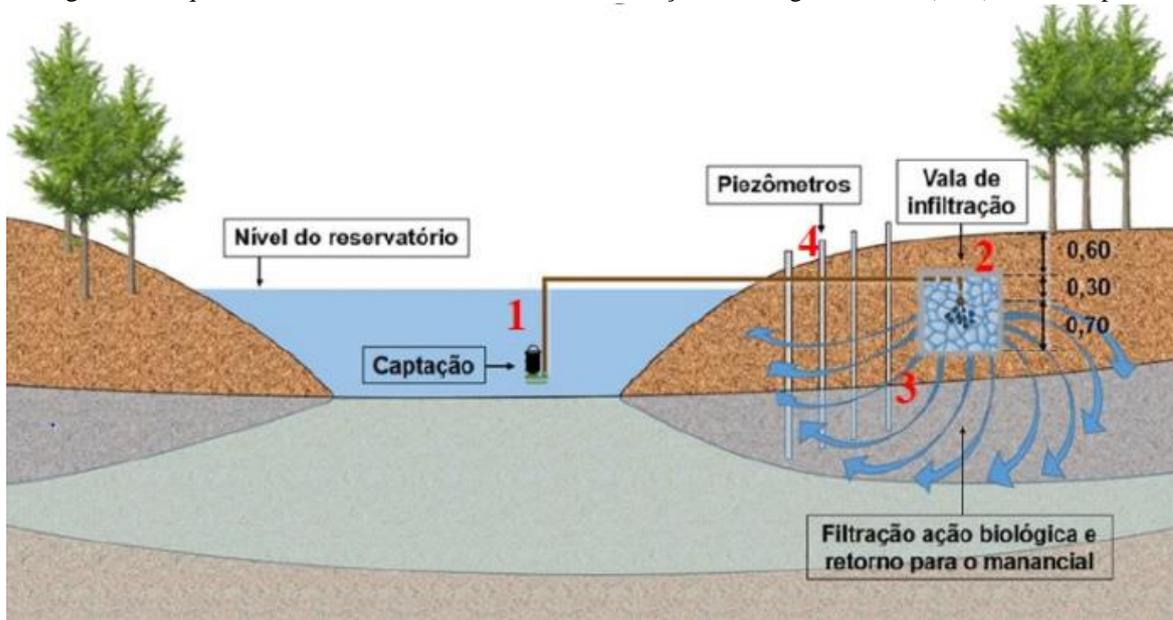
Existem três tipos de poços que têm sido utilizados para o processo de Filtração em Margem desde o início da tecnologia (SENS *et al.*, 2006; PAIVA, 2009):

- **Poços coletores horizontais:** Tipicamente utilizados nos Estados Unidos para produção de água para abastecimento público com fonte na água subterrânea ou na Filtração em margem. Trata-se de uma tubulação central de grande diâmetro, cravada na terra com proteção de poços horizontais laterais cravados no inconsolidado depósito do aquífero;
- **Poço vertical:** Poço perfurado verticalmente para baixo em uma camada suporte da água ou sob o leito de lago ou um córrego;
- **Poço escavado:** Trata-se de um poço raso, escavado manualmente utilizando maquinário de pequeno porte ou ferramentas de mão na maioria das vezes. Geralmente, construído para abastecimento residencial individual.

Assim como o processo de FM, há também uma nova abordagem denominada Filtração em Margem Inversa (FMI), mencionada por Belló (2021), ao analisá-la como uma alternativa de tratamento de ambientes lênticos. Do mesmo modo que a FM, essa tecnologia utiliza o próprio sedimento das margens de mananciais superficiais, sejam rios ou lagos, como meio filtrante por meio do qual a água superficial passa a ser infiltrada, ocorrendo o processo de filtração. Durante a FMI, a água do manancial é captada por meio de uma bomba submersa com funcionamento ininterrupto e conduzida à vala de infiltração com vazão e fluxo constantes. Posteriormente, a água é infiltrada no solo e reconduzida ao corpo hídrico em

zona saturada por meio da ação da gravidade pelo lençol freático, de acordo com as condições hidrogeológicas do local de aplicação (BELLÓ, 2021) (Figura 2).

Figura 2 - Esquema de funcionamento do sistema de filtração em margem inversa (FMI) e suas etapas

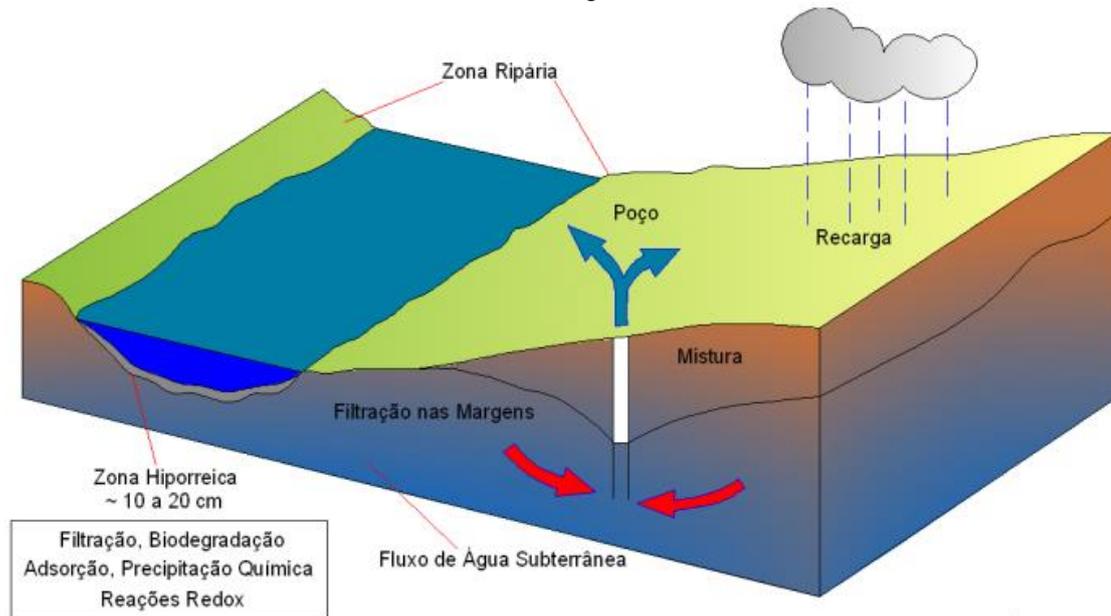


Fonte: Belló (2021).

### 2.1.1 Processos envolvidos

A remoção e/ou atenuação de diversos tipos de contaminantes presentes nas águas superficiais por meio dos sistemas de Filtração em Margem ocorre devido a processos naturais, que ocorrem durante a percolação da água no solo (Figura 3). Esses processos são importantes para o bom funcionamento e obtenção de resultados satisfatórios com a utilização da técnica. As condições específicas de cada local de aplicação da técnica serão determinantes e irão influenciar na ocorrência desses fatores, que dependerão de características como: propriedades dos sedimentos (distribuição no tamanho dos grãos, permeabilidade e porosidade), regime de bombeamento (controle da velocidade de infiltração), distribuição sazonal e espacial da matéria orgânica suspensa na superfície da água, que podem obstruir os sedimentos no leito do rio e influenciar a drenança do sistema (PAIVA, 2009; FREITAS, 2010; ABDELRAKY *et al.*, 2020).

Figura 3 - Diagrama esquemático dos processos que afetam a qualidade da água durante o processo de Filtração em Margem



Fonte: Santos *et al.* (2011).

Dentre os processos naturais que ocorrem no sistema de Filtração em Margem e afetam a qualidade da água obtida por meio da técnica, destacam-se (TUFENKJI *et al.*, 2002; SENS *et al.*, 2006):

- Hidrodinâmicos: Incluem a advecção, dispersão, difusão e diluição;
- Mecânicos: por meio do movimento de partículas nos espaços porosos pelos processos de filtração e colmatação;
- Biológicos: por meio da degradação da matéria orgânica e mineralização de substâncias secundárias;
- Físico-químicos: incluem os processos de sorção, adsorção, precipitação, complexação, oxirredução, trocas iônicas, floculação e coagulação.

Conforme exposto por Paiva (2009), uma das dificuldades de entendimento dos processos que ocorrem em um estudo de FM é a diversidade existente no meio ambiente. Tal fato faz com que haja uma maior incerteza no conhecimento de condições hidrogeológicas, além das inúmeras variações do próprio ecossistema de cada local. Ainda segundo o referido autor, a implantação de um sistema de filtração em margem pode ser dificultada devido aos caminhos preferenciais que podem acabar com os modelos conceituais propostos na técnica, tornando-se um dos maiores complicadores dentro do método.

A remoção do material que se encontra em suspensão é realizada por meio da filtração mecânica, que além desses removem também as substâncias orgânicas hidrofóbicas

adsorvidas ou os sólidos em suspensão (SENS *et al.*, 2006). Além disso, conforme Freitas (2010), esse conteúdo que é filtrado permanece em contato com o material sólido do aquífero, durante o processo de transporte pelo subsolo, sendo capaz de iniciar à adsorção dos compostos orgânicos.

O grau de adsorção será influenciado pelas características dos compostos e do tipo de material sólido que está presente na água a ser filtrada. Geralmente, quando há escoamentos longos de água entre o manancial superficial e os poços de captação há aumento no processo de adsorção. Além disso, a mistura (diluição) entre a água subterrânea e a água filtrada (água superficial) pode diminuir as concentrações de poluentes e reduzir os picos dessas concentrações, dependendo da qualidade da água subterrânea em questão (SENS *et al.*, 2006).

Outro fator importante na remoção e/ou atenuação de compostos presentes na água superficial por meio do processo de FM é o tempo de retenção ou tempo de residência, também chamado em alguns estudos de tempo de viagem. Tal fator pode ser definido como sendo o tempo necessário para uma partícula de água migrar do rio aos poços de produção da técnica (TUFENKJI *et al.*, 2002). A relação entre o grau de eficiência da técnica de FM e o tempo de residência no processo é comprovada por inúmeros estudos, como por exemplo, o realizado por Handl *et al.* (2023), que confirmou a importância da avaliação do tempo de retenção na obtenção de bons resultados com a utilização desse tipo de tratamento.

Alguns exemplos dos tempos de viagem utilizados em alguns locais no mundo podem ser apresentados, como ao longo do rio Danúbio, em Budapeste (Hungria), no qual foi relatado um tempo de viagem entre 6 a 14 dias (KÁRMÁN *et al.*, 2014); em um local ao sul de Viena (Áustria), entre 11 e 47 dias (VAN DRIEZUM *et al.*, 2018) e na Alemanha, que segundo Paiva (2009), determina-se um tempo de viagem mínimo de 50 dias. Vale salientar que essa característica importante no processo de FM é fortemente influenciada pela operação e taxa de bombeamento dos poços de produção da técnica. Outros fatores como alterações na temperatura da água, também podem influenciar as condições de fluxo, modificando o tempo de retenção, ao alterar também a sua viscosidade (DES TOMBE *et al.*, 2018; WAHAAB *et al.*, 2019).

Considerando que muitos processos biogeoquímicos são extremamente sensíveis, tais mudanças na temperatura, sejam elas sazonais ou diurnas, podem provocar a diminuição das atividades microbianas. Nesse sentido, pelas condições dinâmicas naturais e processos na interação entre a água superficial e água subterrânea, sugere-se que estudos sobre sistemas de FM sejam conduzidos por um período maior de tempo, de modo a conhecer melhor as condições ambientais (PAIVA, 2009; VERAS, 2011).

Com relação a essas mudanças de temperatura, nota-se que entre as águas superficiais e as águas subterrâneas, há uma maior variação nas águas superficiais, quando comparada à variação existente nas águas subterrâneas, que possuem uma temperatura relativamente constante. Além disso, Freitas (2010) afirma que também existem casos de variação de temperatura nas águas presentes nos poços de produção e esse fato pode ser justificado, provavelmente, por meio diversas variáveis, tais como: o bombeamento, a posição do ponto de monitoramento, distância do rio ao poço, construção do próprio poço ou outros fatores hidrogeológicos locais.

Além da temperatura, outro problema que pode afetar a velocidade de infiltração e assim, impactar negativamente o sistema é a colmatação, ou seja, o entupimento da camada de topo dos sedimentos por processos que resultam na diminuição do volume dos poros e consequentemente, a diminuição da permeabilidade do leito do manancial. Tal processo pode ocorrer não só na superfície do leito do rio (colmatação externa), mas também dentro de meios porosos (colmatação interna) (CUNNINGHAM *et al.*, 1987; HUSTON; FOX, 2015). A colmatação externa é causada pela deposição de sólidos em suspensão e a colmatação interna é caracterizada pela intrusão de partículas menores ou sólidos dissolvidos nos poros dos meios porosos (HU *et al.*, 2022).

Durante o processo de FM, a sorção mecânica, a reação química (por exemplo, reação redox, troca iônica) e o processo microbiano (por exemplo, atividade microbiana, degradação, crescimento de biofilme) podem ser responsáveis pelo aumento no tamanho do grão ou as áreas superficiais específicas das partículas e, consequentemente, na diminuição dos poros e das condutividades hidráulicas (SCHUBERT, 2006; SAKELLARIOU-MAKRANTONAKI *et al.*, 2016; GUTIÉRREZ *et al.*, 2018; CUI *et al.*, 2021).

### **2.1.2 Remoção de contaminantes**

Milhares de compostos químicos, sejam de origem industrial ou natural, são lançados no ambiente todos os anos (HOLLENDER *et al.*, 2019). Pensando nisso, a técnica de Filtração em Margem é capaz de remover vários tipos desses contaminantes, dentre eles os contaminantes químicos constituídos por quatro grupos principais, sendo eles: inorgânicos, orgânicos sintéticos, matéria orgânica natural, resíduos farmacêuticos e outros químicos emergentes. Além desses contaminantes, existem os contaminantes biológicos que incluem protozoários, bactérias e vírus. Dentre esses, os protozoários patogênicos *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*, que são parasitas intestinais, e muitos outros.

De uma forma geral, os sistemas de FM são capazes de remover completamente parâmetros físicos como a cor e a turbidez da água, além de remover parâmetros biológicos como a matéria orgânica natural, vírus e bactérias (HU *et al.*, 2016; UMAR *et al.*, 2017).

#### 2.1.2.1 Remoção de matéria orgânica

A Matéria Orgânica Natural (MON) trata-se de uma matriz complexa formada por compostos químicos orgânicos provenientes de fontes naturais, como por exemplo, atividade biológica, secreções de atividades metabólicas e excreções de peixes ou outros organismos aquáticos (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Está presente em todos os corpos de água, sejam superficiais ou subterrâneos, onde sua concentração varia conforme as estações do ano, características da bacia e fluxo da água.

Compreende uma combinação de compostos que variam de macromoléculas a moléculas menores, sendo formada por duas porções, uma hidrofóbica, composta por ácidos húmicos e fúlvicos, e outra hidrofílica, também chamada de não húmica, formada por proteína, carboidratos e aminoácidos (RODRÍGUEZ *et al.*, 2007; CHEN *et al.*, 2016; LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018). A MON formada por substâncias húmicas é originada, principalmente, na vegetação e no solo ao redor do manancial e a MON originada no próprio manancial é formada principalmente pela ação de algas e bactérias, possuindo, em sua maioria, características não húmicas (ROMERO-ESQUIVEL, 2012).

A presença dos compostos orgânicos nas águas superficiais é considerada uma das principais causas de sua contaminação, uma vez que afetam diretamente a qualidade da água captada dos mananciais, sendo considerada uma grande preocupação para os fornecedores de água potável. A remoção de tais contaminantes não é realizada de forma simples, pois necessita de tratamentos especializados, o que encarece o processo. Apesar disso, sua remoção é de grande importância, considerando que quando combinada com o cloro, como por exemplo, nas Estações de Tratamento de Água (ETA), formam um subproduto, como o trihalometano (THM) e os ácidos haloacéticos (HAA), que podem ser potencialmente cancerígenos (ALBUQUERQUE, 2015).

A maior parte da remoção desses contaminantes orgânicos, durante a FM, ocorre em torno da interface rio-aquífero por meio de processos físicos e bioquímicos. Nos primeiros metros de infiltração, ocorrem os processos biológicos, que são responsáveis por sua eliminação. Com relação à fração biodegradável, essa pode ser removida por meio de bactérias, enquanto a fração refratária é removida por adsorção (MARMONIER *et al.*, 1995). Apesar disso, a remoção total da MON com a utilização da FM não é garantida, uma vez que

irá depender da composição química e granulométrica do aquífero e da meiofauna da zona hiporreica.

Ressalta-se a importância da remoção da MON, pois sua presença pode aumentar a mobilidade de contaminantes nos aquíferos (KIM *et al.*, 2003), causando ainda mais danos a qualidade das águas para consumo. De acordo com os estudos realizados por Enfield *et al.* (1989), os compostos orgânicos hidrofóbicos podem atravessar o solo rapidamente quando presentes na MON, além de possuírem maior afinidade e moverem-se mais rápido em sua presença (MAGEE *et al.*, 1991).

Uma das grandes preocupações com relação à presença de MON na água é o fato de que as concentrações de ferro (Fe) nas águas subterrâneas na presença de altas concentrações orgânicas é geralmente maior que na ausência de orgânicos (LIU *et al.*, 2020). Conforme os estudos realizados por Xia *et al.* (2023), a presença de matéria orgânica pode aumentar acentuadamente a quantidade de Fe lixiviado no sedimento de FM e a concentração de Fe na água. Além disso, ainda segundo seus estudos, diferentes tipos de MON causaram diferentes mudanças na estrutura da comunidade microbiana, sendo possível concluir que aumentos anormais nas concentrações de Fe nas águas subterrâneas são influenciados fortemente por emissões de poluentes orgânicos, reforçando a importância de sua remoção.

Com relação aos resultados obtidos com a FM na remoção da MON e seus precursores, como por exemplo, o THM, nos estudos realizados por Romero-Esquivel *et al.* (2017), na Lagoa do Peri, em Santa Catarina/Brasil, o sistema de FM demonstrou uma boa remoção da MON e THM, com uma melhor remoção do THM, em torno de 52% de remoção. Além desse estudo apresentado, conforme as observações de Jylhä-Ollila *et al.* (2020) realizadas na Finlândia, constatou-se que a FM é uma solução eficaz na remoção de MON a longo. Em suas análises, obteve-se um percentual de remoção de MON correspondente a 44-46% nos primeiros metros de infiltração e durante um tempo de retenção de 7 a 15 dias, sendo a remoção total obtida após um período de retenção de 1 ano.

Apesar disso, nas investigações de Abdelrady *et al.* (2020), nas margens do rio Nilo, no Egito, observou-se um aumento da matéria orgânica na água produzida pelo sistema de FM, sendo justificado devido a dissolução desses compostos no solo ou em razão da mistura da água filtrada com as águas subterrâneas poluídas. Tais fatos evidenciam a importância de levar em consideração as características locais na avaliação da técnica na remoção de diferentes contaminantes.

### 2.1.2.2 Remoção de cianobactérias

As cianobactérias, que constituem um grupo diverso de organismos procarióticos, desenvolvem-se em todos os ambientes aquáticos iluminados conhecidos, contribuindo com pelo menos 25% da produtividade primária em todo o mundo. Podem ser terrestres, de água doce, salobra ou marinha, ocupando habitats com condições ambientais e climáticas extremas. São seres que possuem certa importância nos ciclos de carbono e nutrientes, sendo agentes geoquímicos essenciais (BULLERJAHN; POST, 2014).

Apesar da importância das cianobactérias, essas são motivo de grande preocupação para as companhias de abastecimento público. Essa preocupação se dá devido sua capacidade de produzir e liberar toxinas (cianotoxinas) na água, capazes de afetar a saúde humana, e devido à dificuldade de remoção desses organismos pelas Estações de Tratamento de Água (ETAs), por meio de métodos convencionais. Tornam-se, portanto, uma preocupação global e crescente à medida que as águas superficiais são, cada vez mais, afetadas pela poluição antropogênica, rica em nutrientes, e pelas mudanças climáticas (SENS *et al.*, 2006; BULLERJAHN; POST, 2014; ALMEIDA; AMÉRICO-PINHEIRO, 2018).

As cianotoxinas produzidas podem ser classificadas de acordo com suas características químicas e suas propriedades toxicológicas. São produzidas principalmente a partir de eventos de florações de cianobactérias, que podem provocar desequilíbrios ecológicos, se acumular em outros organismos que compõem a comunidade aquática e, inclusive, serem transferidas para outros níveis tróficos (TURNER *et al.*, 2018; CAMPOS; VASCONCELOS, 2010). Além desses problemas, conforme Cheung *et al.* (2013), a formação de florações desses organismos no ambiente aquático pode causar hipóxia, que se trata de um fenômeno de baixa concentração de oxigênio, interrompendo as cadeias alimentares no ecossistema aquático.

Os impactos negativos na saúde humana podem ser causados pela exposição a essas toxinas por meio da água potável e por vários outros tipos de contato (ABBAS *et al.*, 2020), podendo provocar, dependendo das concentrações, diversas complicações como problemas gastrointestinais, dermatológicos e até mesmo problemas neurológicos (MÜLLER *et al.*, 2010). Tais fatos evidenciam a importância de promover estratégias de controle das florações desses contaminantes, de modo a evitar os transtornos, obtidos por meio da exposição e consumo desses, no ambiente e na saúde humana.

A técnica de FM mostra-se bastante efetiva na eliminação e/ou atenuação de microalgas e cianobactérias. Pode ser utilizada, inclusive, como um método de remoção eficiente para evitar que a água bruta chegue contaminada por células de cianobactérias e com

toxinas dissolvidas às ETAs e à população que irá consumi-la. Ressalta-se que, apesar disso, é necessário ter cuidado com a capacidade de adsorção do solo com relação à remoção desses contaminantes, pois ao sobrecarregar o potencial de adsorção, as toxinas excedentes podem ser capazes de chegar ao poço de produção de FM (SENS *et al.*, 2006).

Vários estudos demonstram a eficiência da técnica de FM na remoção das cianobactérias e, conseqüentemente, de suas toxinas. Walkenhorst *et al.* (2021) avaliaram um sistema de FM quanto a remoção de cianotoxinas sob diferentes níveis de nutrientes. A partir disso, houve a confirmação da capacidade da técnica de remover as cianotoxinas e, além disso, verificou-se que tal remoção se dá primeiramente pelo processo de biodegradação e em segundo grau pelo processo de sorção. As remoções de cianotoxinas foram acima de 70% independente dos níveis de nutrientes e de cianotoxinas, sendo recomendado um tempo de retenção maior que 7 dias para garantir e aumentar a remoção desses contaminantes.

Outro exemplo importante sobre a remoção das cianobactérias por meio da FM é apresentado por Freitas *et al.* (2012), que ao investigar o potencial da técnica as margens do rio Beberibe, no estado de Pernambuco-Brasil, obtiveram resultados satisfatórios. Na referida pesquisa, a técnica utilizada demonstrou alta capacidade de remoção de tais contaminantes, resultando em uma eliminação de 100 % das cianobactérias, ou seja, essas foram encontradas apenas na água superficial do rio Beberibe e não no poço de produção do sistema utilizado. Sens *et al.* (2006) também apresentaram bons resultados do método na eliminação desses organismos na Lagoa de Peri, localizada em Santa Catarina-Brasil.

### 2.1.2.3 Remoção de contaminantes biológicos

Frequentemente, as águas superficiais são contaminadas com microorganismos patogênicos, que podem ser excretados pelos seres humanos, gados e diversos outros tipos de animais, sejam domésticos ou selvagens. Tal contaminação é consequência, principalmente, do lançamento de esgotos e efluentes provenientes de atividades agrícolas. Ressalta-se que a contaminação biológica das águas superficiais pode ser provocada pela presença de protozoários, sendo *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum* os principais, vírus e bactérias. Destaca-se, ainda, a presença dos coliformes totais e fecais, que são bactérias monitoradas periodicamente por órgãos ambientais e pela vigilância sanitária (SENS *et al.*, 2006; PAIVA, 2009).

Dentre os contaminantes biológicos citados, é possível destacar os protozoários patogênicos *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*, que segundo Lechevallier *et al.*

(1991), são seres extremamente resistentes aos meios convencionais de desinfecção biológica utilizados pelas Estações de Tratamento de Água (ETAs).

Conforme Ghazal *et al.* (2023), a técnica de FM é capaz de reduzir, significativamente, os riscos de contaminantes microbianos presentes na água superficial, à medida que são retidos nas camadas de solo existente. A remoção/atenuação desses organismos é realizada a partir de diversos processos que incluem a adsorção ao material que compõe o aquífero e a inativação. Apesar disso, essa remoção torna-se ainda mais eficiente quando a velocidade de percolação for lenta e o aquífero for composto por material granular com espaço suficiente ao redor dos grãos para que a água escoe e aumente o contato dos microorganismos com a superfície do grão (SENS *et al.*, 2006).

Fatores como o tempo de viagem e a distância entre os poços e o manancial podem ser considerados como principais fatores para o transporte de microorganismos, pois tempos de viagem mais curtos podem reduzir a eficiência do método e conseqüentemente, reduzir a taxa de remoção desses organismos (KNABE *et al.*, 2023). Conforme Wang *et al.* (2022), estudos anteriores e esquemas de proteção de água bruta recomendam um tempo médio de viagem de 10 a 60 dias para garantir uma eficiente remoção de vírus e bactérias patogênicas. Ainda segundo o referido autor, a remoção eficiente de patógenos ocorre na passagem inicial do sedimento.

No estudo realizado por Freitas *et al.* (2017) no rio Beberibe, em Pernambuco-Brasil, constatou-se a remoção completa de organismos patogênicos como os protozoários *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum* e bactérias denominadas coliformes totais e fecais. Por meio de seus dados, comprova-se a eficiência do método na remoção/atenuação desses contaminantes. Além disso, resultados semelhantes foram obtidos nas investigações realizadas por Ghazal *et al.* (2023), a partir das quais verificaram que todas as concentrações de organismos patogênicos (coliformes totais e fecais) encontradas nas águas do rio Al-Kufa, no Iraque, foram superiores as concentrações dos mesmos organismos nas águas dos poços de produção de FM. Outra avaliação foi realizada por Wang *et al.* (2022), que constataram uma redução nas concentrações de indicadores fecais e adenovírus entre as águas do rio Reno, na Alemanha e poços de FM, havendo uma remoção completa do adenovírus nos poços mais distantes.

Ressalta-se que para que o poço de FM seja capaz de produzir água de qualidade é importante que os poços utilizados sejam mantidos em operação contínua e supervisionados periodicamente, de modo a garantir a eficiência da técnica. Além disso, avaliações microbiológicas regulares dos poços supervisionados devem ser realizadas e seus

responsáveis orientados sobre a importância de mantê-los cobertos e longe de dejetos humanos e animais (GHAZAL *et al.*, 2023).

#### 2.1.2.4 Remoção de resíduos farmacêuticos

Os micropoluentes orgânicos são diariamente lançados no ambiente aquático provenientes de efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), que não são capazes de removê-los totalmente por meio de processos convencionais de tratamento, e por meio de resíduos oriundos de atividades agrícolas e industriais (PETRIE *et al.*, 2015; BAI *et al.*, 2018; HOLLENDER *et al.*, 2018). Dentre esses contaminantes, destacam-se os Compostos Farmaceuticamente Ativos (PhACs), que passaram a receber atenções globais na última década devido às suas enormes quantidades de produção e uso. Esses são persistentes no meio aquático, causando preocupação crescente sobre o seu efeito ecológico, em razão de sua atividade biológica intrínseca e suas implicações de risco à saúde humana e seus efeitos no ambiente (ELLIS, 2006; FENT *et al.*, 2006; MA *et al.*, 2017).

Carvalho Filho *et al.* (2022), ao investigar sobre a remoção/atenuação do diclofenaco por meio da FM, afirmam que é necessário que características importantes do local de aplicação da técnica sejam observadas, tais como: condições aeróbias, temperaturas mais altas na zona hiporreica, o que pode contribuir para o aumento na densidade microbiana e, conseqüentemente, para a degradação desses contaminantes, potencial de hidrogênio (pH) próximo à neutralidade e sedimentos com frações heterogêneas. Resultados semelhantes foram observados por Munz *et al.* (2019) ao constatarem que as taxas de degradação de vários tipos de micropoluentes durante a FM são controladas por condições redox e a temperatura presente em cada local de aplicação, sendo essas características específicas de cada região ou variando fortemente com o tempo.

No estudo realizado por Kruć *et al.* (2019) em um local de FM próximo ao rio Warta, na Polônia, verificou-se que em poços localizados a menos de 38 m do rio não foi possível obter uma remoção satisfatória de fármacos, em contrapartida, observou-se uma maior taxa de remoção em locais com uma distância variando entre 64-82 m do rio (taxa de remoção de 70 a 80%). Por meio de suas investigações, a FM foi capaz de remover completamente alguns fármacos, como iopromida, diclofenaco, iohexol, clindamicina, fexofenadina e valsartana. O número de produtos farmacêuticos detectados em cada ponto diminuiu com o aumento das distâncias entre os poços e o rio e, além disso, ainda segundo os referidos autores, taxas significativas de atenuação de produtos farmacêuticos podem ser alcançadas com tempos de viagem variando entre 40 a 50 dias e distâncias entre 60 a 80 m.

Outra avaliação sobre a capacidade da técnica de FM para remover de PhACs foi realizada por Kondor *et al.* (2020), em Budapeste-Hungria, por meio da qual perceberam que sua eficiência não é influenciada pelas concentrações de fármacos encontrada no manancial. Além disso, em suas análises, alguns fármacos como carbamazepina, lidocaína, tramadol e lamotrigina foram parcialmente removidos, demonstrando baixa eficiência da técnica na remoção desses (remoção menor que 50%). Apesar disso, para a maioria dos PhACs analisados, houve uma eficiência maior que 95%, demonstrando uma boa aplicabilidade do método na remoção desses compostos.

No Brasil, Bertrand *et al.* (2021) realizaram uma investigação sobre o comportamento de anti-inflamatórios durante a técnica de FM no rio Beberibe, localizado em Pernambuco-Brasil. Durante o monitoramento realizado, composto por 6 campanhas, foram obtidos resultados de remoção, na maioria das amostras, maiores que 90% para o diclofenaco e, na água dos poços de produção, não foi detectado o paracetamol, indicando seu desaparecimento total na maior parte do tempo e remoção de 100% por meio do método. Tais dados demonstram a alta capacidade da FM na remoção desses compostos, a depender das condições hidrogeológicas de cada local.

## 2.2 VANTAGENS E DESVANTAGENS DA FM

Conforme observado por Bertrand *et al.* (2021), a técnica de FM é muito relevante para o abastecimento de diversas regiões. Nesse sentido, apresenta diversas vantagens que podem motivar o seu desenvolvimento e uso em diversos outros locais no mundo. Tal método é capaz de diminuir os custos de investimentos, de operação e de manutenção das ETAs, além de trazer benefícios à qualidade da água e à saúde, por meio da remoção de diversos tipos de contaminantes, que não são removidos por outros tipos de tratamento mais usuais (SENS *et al.* 2006).

Com relação aos sistemas de FM, várias vantagens podem ser citadas, tais como (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; SENS *et al.*, 2006; PAIVA, 2009; SANDHU *et al.*, 2019):

- Eliminação de sólidos suspensos, partículas, compostos biodegradáveis, bactérias, vírus e parasitas;
- Equilíbrio temporal da temperatura e concentrações de compostos na água;
- Eliminação de resíduos farmacêuticos e outros compostos orgânicos;
- Eliminação parcial de compostos adsorvíveis e metais pesados;

- Proximidade com as águas superficiais garante boa recarga e taxa de bombeamento;
- Minimização a quantidade de produtos químicos utilizados durante os processos de coagulação, pré-oxidação/desinfecção e no tratamento de lodo de ETAs;
- Na maioria dos casos, pode ser utilizado como único tratamento, necessitando apenas de uma desinfecção ao final do tratamento e, dependendo o tipo de solo da região onde a técnica é aplicada, não há necessidade de tratamento adicional, pois a água obtida por meio do método já estará dentro dos padrões de potabilidade exigidos;
- Em casos em que há a necessidade de tratamento, os processos a serem utilizados diminuem, pois a técnica de FM já funciona como um pré-tratamento;
- Diminuição dos riscos de formação de subprodutos da oxidação quando há a aplicação de oxidantes, por exemplo, a adição de cloro, pois durante a FM há a diminuição da matéria orgânica presente na água;
- Diminuição dos riscos à saúde humana;
- Por ser um tratamento natural, há a diminuição de danos ambientais ocasionados pela retirada de água diretamente dos mananciais, evitando o arraste de plantas aquáticas e peixes, que são destruídos pela passagem das bombas.

Além das vantagens citadas, Sandhu *et al.* (2010) considera, ainda, a combinação do fácil acesso a grandes volumes de água superficial com o benefício da filtração natural durante a passagem do aquífero como um ponto positivo importante obtido com a utilização do método. Do mesmo modo, outros autores mencionam que a técnica apresenta como vantagem principal o fato de fornecer serviços ecossistêmicos durante a remoção efetiva de diversos contaminantes (SANDHU; GRISCHEK, 2012).

Como desvantagens do método de FM no tratamento de água tem-se o aumento nas concentrações de parâmetros como a dureza, amônia, ferro e manganês dissolvidos e a formação de sulfeto de hidrogênio e outros compostos de enxofre, que são capazes de causar mau cheiro, resultantes da mudança nas condições redox (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

Sens *et al.* (2006) citam alguns outros problemas que podem ser obtidos com a utilização desses sistemas, como:

- Durante a técnica, há a mistura entre a água filtrada nas margens do manancial e a água subterrânea, tornando a água obtida com a utilização da FM vulnerável a possíveis contaminações existentes na água do aquífero;

- Nos locais escolhidos para implantação do sistema de FM pode haver riscos de enchentes, o que pode prejudicar a qualidade da água obtida. Esses problemas ocorrem, principalmente quando a captação ocorre em locais com cotas mais baixas.

Outro efeito indesejável com a utilização desses sistemas é a ocorrência de entupimentos, também conhecido como processo de colmatação, que se trata de uma impermeabilização na interface entre a água superficial e subterrânea, impedindo sua passagem. Esse problema pode ocorrer devido ao depósito de partículas finas e ao crescimento excessivo de matéria orgânica, diminuindo a condutividade hidráulica e os poros no leito do rio (HU *et al.*, 2022).

Além dos problemas citados, alguns autores mencionam como desvantagens da FM o fato de apresentar dificuldades no monitoramento dos processos envolvidos (SOARES, 2009; SANTOS *et al.*, 2011). A partir disso, torna-se necessário que haja o levantamento de dados e investigações mais detalhadas sobre o local onde será implantada a FM, de modo a evitar possíveis transtornos ocasionados pelas rápidas mudanças ecológicas e de exigências relacionadas ao ciclo hidrológico.

### 2.3 EXPERIÊNCIAS DE APLICAÇÃO DA FM NO CENÁRIO MUNDIAL

A técnica de Filtração em Margem é bastante conhecida e utilizada em países europeus desde o século XIX, quando os primeiros projetos foram instalados com o objetivo de melhorar a qualidade das águas superficiais. Nessa época, devido à presença de microorganismos patogênicos na água, seu consumo direto tornou-se um risco a saúde, necessitando, assim, de algum tipo de tratamento antes de seu consumo (CRUZ, 2019).

A utilização da técnica de FM em alguns países europeus já tem se tornado bastante comum há mais de 100 anos, sendo utilizada para obtenção de água potável, a partir de poços localizados nas margens de rios e lagos. Países como a Suíça (80%), França (50%), Finlândia (48%), Hungria (40%), Alemanha (16%) e Holanda (7%) já incorporaram a técnica como meio de abastecimento e produção de água potável para a população, alguns a utilizando em larga escala. (JARAMILLO, 2012).

Na Alemanha, por exemplo, 16% do abastecimento público é proveniente da FM. Se destacarmos apenas sua capital, Berlim, cerca de 75% do abastecimento de água potável é resultante da FM e da recarga artificial de aquífero (SCHMIDT *et al.*, 2003). Ainda sobre a FM na Alemanha, os referidos autores realizou uma das investigações sobre o desempenho

desses sistemas no país, por meio da qual constatou a capacidade da técnica na remoção de metais pesados e contaminantes biológicos, tais como bactérias, vírus e protozoários. Da mesma forma, também foi relatada a sua eficiência na remoção de matéria orgânica.

Munz *et al.* (2019) também avaliaram o potencial da técnica na remoção do nitrato e atenuação de micropoluentes orgânicos na Alemanha. Seus estudos foram realizados a partir da coleta e análise de amostras de água superficial e subterrânea realizadas uma vez por mês no período de dezembro de 2015 a julho de 2017. A partir disso, relataram que a FM é capaz de remover de forma eficiente o nitrato e que cinco dos dez micropoluentes orgânicos investigados foram completamente removidos pela técnica. Destacou, ainda, a importância de investigações adicionais, como simulações, incluindo a temperatura espacialmente e temporalmente variável e condições redox dos locais de FM, para o refinamento da estimativa dos parâmetros de degradação.

Zhu *et al.* (2019) realizaram investigações importantes sobre a segurança hídrica do sistema de FM localizado próximo ao rio Songhua, no nordeste da China, com relação ao seu nível de água, qualidade e capacidade de abastecimento. Com base nisso, relataram o potencial do método no fornecimento sustentável de água de qualidade, apresentando-se como um pré-tratamento eficaz, capaz de simplificar os processos de um pós-tratamento do sistema hidráulico e reduzir custos. Na referida pesquisa, foi possível comprovar a capacidade da técnica na remoção de turbidez e substâncias orgânicas, obtendo uma melhoria de 95% e 40%, respectivamente. Observou-se, também, a melhoria nas concentrações de principais cátions e ânions (exceto  $CA^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ) e uma eficiência limitada na remoção/atenuação de contaminantes inorgânicos.

Em Uttarakhand, Uttar Pradesh e Nova Deli, na Índia, Glorian *et al.* (2018) realizaram o monitoramento de parâmetros gerais de qualidade de água e micropoluentes orgânicos em poços localizados as margens dos rios Yamuna, Ganges e seus afluentes entre 2015 e 2018. Assim, apresentaram bons resultados com relação aos micropoluentes, destacando a capacidade da FM na sua remoção, pois a concentração média desses nas águas dos poços foi menor em comparação com a água do rio. Sandhu *et al.* (2019) também apresenta bons resultados na Índia, ao relatar a eficiência do método na remoção de substâncias orgânicas e micropoluentes orgânicos, apresentando faixas de remoção de 50% e 13%-99%, respectivamente.

Abogabal *et al.* (2020) realizaram investigações sobre o potencial na técnica na produção de água potável de alta qualidade no Egito, ao coletar amostras do rio Nilo e dos poços de produção de FM em Al-Edwah, província de El Menyia. Esses relataram que a

técnica é capaz de remover compostos inorgânicos poluentes como o nitrito e nitrato e que, no entanto, sua eficiência na remoção de poluentes orgânicos é altamente dependente da temperatura, apresentando bons resultados de remoção em temperaturas mais elevadas. Os autores recomendam, ainda, que a técnica passe a ser mais utilizada no país, considerando a obtenção de bons resultados na remoção de contaminantes químicos e sua eficiência na produção de água de alta qualidade.

Nos Estados Unidos, a “indústria” responsável pelo fornecimento de água classifica e considera o conceito regulamentar que a água proveniente da técnica de FM trata-se de “água sob influência direta de águas superficiais” (groundwater under the direct influence of surface water – GWUDI). Tal conceito é definido e executado de acordo com as condições de cada Estado ou agente regulamentador (HISCOCK; GRISCHEK, 2002). Wang (2003) avaliou um local de FM as margens do rio Lousville, Kentucky, nos Estados Unidos, e apresentou resultados de remoção de Matéria Orgânica e precursores de subprodutos de desinfecção por meio da técnica (remoção de 50%). O método mostrou-se eficaz na remoção de partículas presentes em água superficial, além de reduzir o potencial de contaminação microbiana. Ainda segundo seus estudos, a eficiência da FM aumenta conforme a profundidade de filtração, sendo a maior parte da remoção obtida no primeiro metro de filtração.

Em Ohio, também nos Estados Unidos, a técnica de FM é utilizada no rio Miami, possuindo 10 poços de produção que fornecem água para os residentes da cidade de Cincinnati. Em investigações de campo realizadas no sudoeste de Ohio, com o objetivo de avaliar o sistema de FM implantado, foram analisados parâmetros importantes como nível de água, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido, medidos em intervalos de 1 hora, em um posto fluviométrico de vazões e nos poços de monitoramento e poços de produção próximos (SHEETS *et al.*, 2002).

Kruc-Fijalkowska *et al.* (2022) ao investigar o potencial da técnica de FM na remoção de fármacos às margens do rio Warta, na Polônia, entre novembro de 2019 e junho de 2020, relataram maiores concentrações desses compostos na água superficial e verificaram que a redução desses aumenta à medida que os pontos de amostragem se afastam do rio. Alguns compostos farmacêuticos apresentaram maiores taxas de remoção, enquanto outros se mostraram persistentes. Os autores constataram, ainda, que a taxa de remoção foi maior em poços verticais, quando comparada à taxa de remoção obtida com os poços horizontais.

Na Holanda, os sistemas de FM correspondem a 7% da água potável distribuída no país, por meio de 26 campos de poços. O primeiro sistema foi implantado às margens do rio

Reno em 1879 (PAIVA, 2009). Medema e Stuyfzand (2002) avaliaram a técnica de FM, na Holanda, com relação a sua capacidade de remoção de microorganismos. A partir de suas avaliações, relataram que solos arenosos mostraram-se como barreira eficaz para todos os tipos de microorganismos, sendo esses removidos nos primeiros 1-6 metros de passagem no solo.

#### 2.4 EXPERIÊNCIAS DE APLICAÇÃO DA FM NO BRASIL

Apesar da técnica de FM ser bastante conhecida em vários outros países no mundo, ainda não há registro de abordagem técnico-científica sobre sua aplicação para abastecimento público no Brasil. Muitas pesquisas têm sido desenvolvidas ao longo dos anos, como por exemplo, na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), que é pioneira em pesquisas sobre a técnica no país, com o experimento piloto nas margens da lagoa do Peri, em Florianópolis (SENS *et al.*, 2006).

Assim como a UFSC, a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) também começou a estudar a FM, com seu projeto piloto instalado às margens do rio Beberibe, na divisa entre as cidades de Olinda e Recife. Tal projeto teve como objetivo avaliar experimentalmente o desempenho do método nas condições hidrológicas e geológicas do local de aplicação, gerando importantes contribuições por meio de pesquisas científicas relevantes sobre a FM (PAIVA, 2009).

Paiva (2009) foi o primeiro pesquisador a estudar a possibilidade de implantação da técnica na região de Pernambuco. Seus resultados mostraram-se bastante satisfatórios, motivando o desenvolvimento de diversas pesquisas no local de estudo até os dias atuais, sempre objetivando incluir a técnica ao sistema de abastecimento de água no estado. Assim como o referido autor, Freitas *et al.* (2017) também avaliaram o sistema de FM com relação a sua capacidade na remoção de parasitas intestinais patogênicos, como *Cryptosporidium spp.* e *Giardia spp.*, presentes nas águas do rio Beberibe. Por meio dos seus estudos, houve a comprovação da eficiência do método na redução ou eliminação desses organismos.

Em Minas Gerais, Rocha e Marques (2016) realizaram uma avaliação a partir de um projeto piloto, implantado em 2013, às margens da Barragem da Universidade Federal de Viçosa (UFV), objetivando caracterizar o aquífero, analisar a interação entre a água subterrânea e superficial e, por fim, constatar a viabilidade de utilização do sistema de FM no local. Nesse sentido, os resultados mostraram que a hidrogeologia do local favorece a

implantação da técnica, comprovando que essa pode ser utilizada como uma alternativa de baixo custo para captação de água.

Guedes *et al.* (2019) também realizaram investigações sobre a implantação da técnica, abordando a escolha do local e seu desempenho no tratamento de água, no município de Orleans, estado de Santa Catarina. A partir disso, foi constatado que o local escolhido demonstrou características satisfatórias para a aplicação da FM, em termos de granulometria do material do aquífero e do leito do rio, assim como em relação à condição de fluxo do manancial. Além disso, a técnica foi eficiente na atenuação dos picos de turbidez e cor aparente do rio, apresentando-se como uma alternativa de tratamento de água, capaz de produzir água de qualidade simplificada em locais que não possuem abastecimento público de água.

Outro estudo foi realizado por Cruz (2019) às margens do rio Capibaribe, em Recife-PE, com o objetivo de avaliar a eficiência da FM na remoção de fármacos específicos como o diclofenaco, ibuprofeno, paracetamol e dipirona. A partir de suas investigações, a técnica apresentou resultados satisfatórios, à medida que reduziu as concentrações do ibuprofeno em até 67%, dipirona (95,59%), diclofenaco (95%) e paracetamol (100%).

Nascimento (2021) realizou uma análise preliminar sobre o potencial de aplicação da FM, visando complementar o abastecimento de comunidades difusas no semiárido pernambucano. Por meio de suas investigações, foi possível concluir que a região às margens do rio São Francisco na cidade de Petrolândia possui potencial para implantação da técnica, por apresentar uma camada espessa de solo arenoso.

Santos *et al.* (2014) avaliaram a possibilidade de implantação da FM na cidade de Garanhuns, no agreste pernambucano, como alternativa de utilização da água que percola a barragem de terra do reservatório Mundaú, poluído por efluentes domésticos e por constantes florações de cianobactérias. Diante disso, foram obtidos bons resultados com a técnica, de modo que essa foi capaz de eliminar as cianobactérias e melhorar alguns parâmetros físico-químicos presentes na água. Além disso, mostrou-se como uma boa alternativa para abastecer um total de 20 famílias, necessitando apenas de uma simples desinfecção.

## 2.5 INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO

A Filtração em Margem caracteriza-se pela interação rio-aquífero, pois a água bombeada até os poços de produção é uma mistura da água superficial que infiltra pelas margens do manancial e a água subterrânea, originada no aquífero.

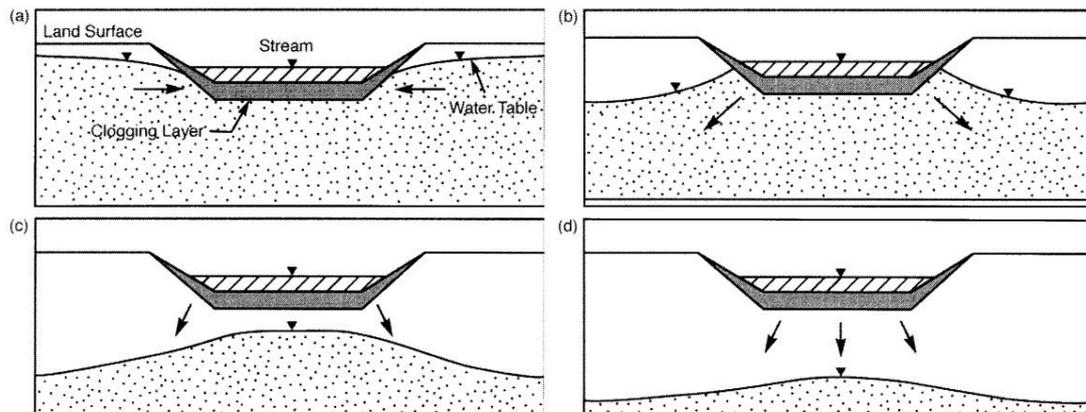
Para que haja o melhor entendimento sobre essa complexa interação faz-se necessária uma compreensão de vários fatores hidrogeológicos como o clima, relevo e geologia e também fatores bióticos, de modo a formar uma visão hidrogeoecológica estruturada (SCHUBERT, 2002). Tais aspectos devem ser avaliados em conjunto com sua sustentabilidade e suscetibilidade à contaminação, para um gerenciamento efetivo dos recursos hídricos (PAIVA, 2009).

Essa interação relaciona-se diretamente aos componentes do ciclo hidrológico, que orientam a amplitude da descarga e recarga no sistema hídrico em um local. Compreender essa dinâmica é muito importante para o equilíbrio do ambiente superficial e a sustentabilidade das águas subterrâneas. Outras influências podem ser obtidas por meio das atividades antrópicas, como por exemplo, as operações de barragens, construção de poços de bombeamento, etc., essas são capazes de influenciar fortemente a dinâmica e o potencial de recarga e descarga entre os mananciais (WANG *et al.*, 2021; GUO *et al.*, 2023).

Segundo Freitas (2010), a interação entre as águas superficiais e as águas subterrâneas é orientada primeiramente pela posição que o manancial se encontra em relação ao sistema de fluxo subterrâneo; segundo, é orientada pelas características geológicas de suas margens; e por fim, pelo clima da região. Ainda segundo a referida autora, existem outras questões que podem ser importantes nessa interação como as perspectivas geomorfológicas da área, que permitem avaliar se o fluxo ocorre das águas superficiais para as águas subterrâneas ou o contrário, declividades das margens, sinuosidade, largura, profundidade do rio e ocorrência de sistemas de deposição fluvial/lagunar.

Existem duas situações distintas pelas quais as águas superficiais influenciam as águas subterrâneas: a afluyente, na qual as águas superficiais contribuem para o fluxo de subsuperfície; e a condição efluente, na qual as águas subterrâneas alimentam o manancial superficial por meio do leito/margem do aquífero. Nesse sentido, as relações rio-aquífero podem ocorrer de duas formas diferentes, podendo existir conexão direta entre os meios superficiais e subterrâneos, um alimentando o outro, sendo esse o sistema hidraulicamente conectado em condições influente ou efluente; ou não existindo conexão entre os meios, podendo existir alimentação do manancial superficial para um aquífero freático raso ou até mesmo um aquífero mais profundo (Figura 4) (SOPHOCLEOUS, 2002; BOUWER, 2002; KWON *et al.*, 2020). Ressalta-se que tais formas de interação entre os meios podem se modificar constantemente por influências de variações sazonais ou interferências externas.

Figura 4 - Relações de fluxo entre as águas superficiais e as águas subterrâneas: (a) Fluxo para o manancial superficial, meios conectados; (b) Fluxo para o aquífero freático, meios conectados; (c) Fluxo em direção ao aquífero raso, meios desconectados; (d) Fluxo em direção ao aquífero profundo, meios desconectados



Fonte: Adaptado de Peterson e Wilson (1988) apud Sophocleous (2002).

Comumente, a caracterização dos rios se dá de modo distinto, de acordo com sua interação. Assim, podem ser classificados como rio influente, quando a água superficial contribui para o fluxo subsuperficial ou como rio efluente, quando esse recebe as águas subterrâneas.

Com a ocorrência de eventos de inundação, o rio perde água por meio do processo de infiltração em suas margens, reduzindo o nível de inundação e recarregando o aquífero. O volume obtido por esse armazenamento de água nas margens irá depender de algumas variáveis, tais como duração do evento de inundação, altura e forma do seu hidrograma, além de ser influenciado por características do próprio aquífero, como sua transmissividade e capacidade de armazenamento (FREITAS, 2010).

A carga hidráulica influencia a direção dos processos de troca que ocorrem entre as águas superficiais e subterrâneas e o fluxo (volume/unidade de tempo) depende da condutividade hidráulica dos sedimentos. Em contrapartida, variações no regime de fluxo podem alterar a condutividade hidráulica do sedimento por meio de processos de erosão e deposição, podendo afetar a intensidade da interação entre as águas superficiais e subterrâneas. Além desses fatores, eventos de precipitação e padrões sazonais também são capazes de alterar a carga hidráulica, induzindo mudanças na direção de fluxo (SOPHOCLEOUS, 2002).

O comportamento dinâmico do nível do rio pode influenciar não só o movimento e depósito de sedimentos, caracterizando a camada de colmatação, como também é capaz de influenciar o fluxo dos fenômenos de transporte, que possui relação direta com a qualidade da água, tanto do rio como da água do poço de produção (ALBUQUERQUE, 2015).

Conforme Brunke e Gonser (1997), a colmatagem, que se trata do entupimento da camada superior dos sedimentos no canal, inclui todos os processos que resultam na redução do volume dos poros, o que pode levar a diminuição da permeabilidade do leito do rio e, conseqüentemente, dificulta o processo de troca entre as águas superficiais e subterrâneas.

O fluxo estimado do sistema conectado entre o rio e o aquífero é caracterizado pela função entre o nível do rio e a carga do aquífero, considerando ser controlado pela drenagem por meio do substrato semipermeável, baseado na lei de Darcy. De modo a tornar mais simples as análises, alguns modelos consideram que o fluxo varia linearmente com a diferença de carga, mas existem equações não lineares que representam essa interação (PAIVA, 2009). Conforme Sophocleous (2002), ao avaliar a interação rio-aquífero, tanto os métodos analíticos quanto os numéricos precisam de aprimoramento contínuo por meio de simulações mais realistas das condições observadas no campo.

Além dos fatores citados, as interações rio-aquífero também podem ser influenciadas pelas mudanças climáticas, que podem alterar as águas subterrâneas, principalmente por meio de mudanças na recarga, levando a alterações nos seus níveis de água. Tais modificações podem fazer com que o fluxo entre água superficial e subterrânea seja revertido em alguns setores do manancial, levando ao aumento ou diminuição da descarga de água subterrânea. Assim, é possível afirmar que as mudanças climáticas podem alterar os padrões espaço-temporais da interação rio-aquífero (GUEVARA-OCHOA *et al.*, 2020).

É importante destacar que a água subterrânea e a água superficial podem estar intimamente ligadas mesmo quando estão espacialmente separadas. Apesar de fazerem parte do mesmo ciclo, sua interação é extremamente complexa e necessita de vários fatores para seu entendimento (ALBUQUERQUE, 2015).

### **2.5.1 Zonas de interação água superficial e água subterrânea**

A zona de mistura das águas subterrâneas e superficiais é criada pelo fluxo de água entre os interstícios dos bancos de sedimentos das margens e leito dos mananciais com os aquíferos. As regiões responsáveis por essa relação são chamadas zona ripária e zona hiporreica. Essas são caracterizadas e detalhadas a seguir.

### 2.5.1.1 Zona ripária

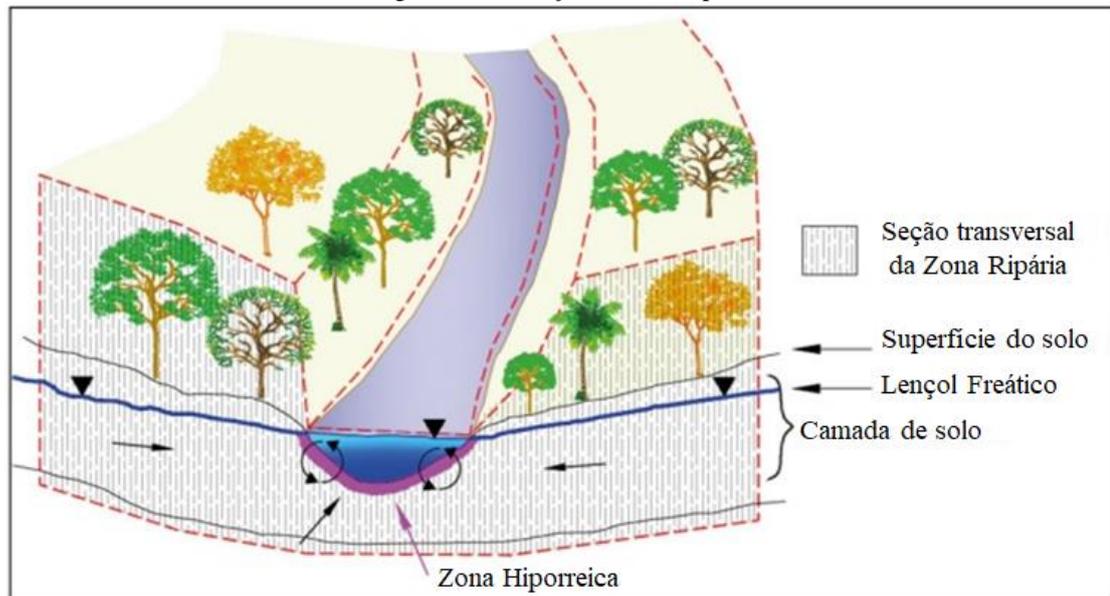
A zona ripária (ZP) é uma das zonas de interação entre as águas subterrâneas e superficiais e possui um importante papel na manutenção dos recursos hídricos em relação à vazão e qualidade de água, bem como o ecossistema aquático (ALBUQUERQUE, 2015). Essa zona forma um tampão natural entre a terra circundante e os cursos de água, sendo importante para a gestão e proteção de áreas próximas aos rios e riachos. Assim, suas contribuições geram implicações importantes para a qualidade da água e a biodiversidade desses ecossistemas (RENOUF; HARDING, 2015).

Segundo Gregory e Ashkenas (1990), o termo “ripária” (riparian) é derivado do latim e significa banco de areia ou de terra depositada junto à margem dos rios e/ou terra próximo da água. Refere-se, apenas a área que se encontra próxima ao corpo de água. Nesse sentido, a vegetação ripária possui a importante função de controlar os regimes de inundação, e assim proteger contra grandes movimentos de massa (KOBİYAMA *et al.*, 2020).

A ZR pode ser caracterizada como uma área de saturação hídrica da microbacia, encontradas principalmente ao longo das margens e nas cabeceiras da rede de drenagem, podendo ocorrer também em partes mais elevadas das encostas, dependendo da topografia e das condições de transmissividade do solo (ATTANSIO *et al.*, 2012).

Kobiyama *et al.* (2020) definem, ainda, a ZR como sendo um espaço tridimensional, que contém vegetação, solo e rio, que possui extensão horizontal até o alcance da inundação e vertical da parte inferior da camada do solo até o topo da copa da floresta. Ainda segundo os referidos autores, ao considerar o sistema como um todo, seus processos e mecanismos, recomenda-se utilizar o termo “ecossistema ripário”, sendo esse considerado ecótono entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Figura 5).

Figura 5 - Ilustração da zona ripária



Fonte: Adaptado de Kobiyama *et al.* (2020).

Devido às mudanças ambientais sazonais e a condições geográficas específicas, a ZR desempenha funções ecológicas essenciais, como a estabilização das margens dos reservatórios, a diminuição da erosão do solo e a prevenção da entrada de contaminantes nos ambientes aquáticos (MANDER *et al.*, 2005; SCHILLING *et al.*, 2017; BING *et al.*, 2019). Considerada uma área essencial para a resiliência da microbacia, conforme Attansio *et al.* (2012), a estimativa dos riscos de degradação dos recursos naturais, no mínimo, será deficiente se não incorporar a manutenção da integridade do ecossistema ripário.

Vale ressaltar que os processos que acontecem no ambiente ripário refletem diretamente nas características hidrológicas da região. Nesse sentido, projetos de filtração em margem devem estar associados ao gerenciamento, manutenção e proteção de zonas ripárias, considerando sua importância para um bom funcionamento dos sistemas (PAIVA, 2009; ALBUQUERQUE, 2015).

Segundo Kobiyama (2003), o curso de água possui, além do fluxo superficial, o fluxo que ocorre por meio dos interstícios dos sedimentos do leito e das suas margens, onde é gerada a zona de mistura entre a água superficial e a água do aquífero. Tais ambientes são interligados por uma área conhecida como zona hiporreica.

#### 2.5.1.2 Zona hiporreica

A zona hiporreica (ZH) é considerada um ecótono, ou seja, é a região de contato entre dois ambientes, sendo esses as águas subterrâneas e as águas superficiais. Embora seu termo, por vezes, seja usado como sinônimo de leito de rio, trata-se de uma zona de transição, onde

ocorre a mistura entre as águas desses dois meios, possuindo características próprias e não pertencendo a nenhum desses (VERAS *et al.*, 2017; CARVALHO FILHO, 2019; LEWANDOWSKI *et al.*, 2019). Considerada um habitat único, é uma zona interfacial importante para muitos processos e organismos.

Devido à grande área de superfície de grãos de sedimentos no leito do rio e à alta atividade microbiana existente na ZH, essa desempenha um papel fundamental como zona reativa, transformando poluentes e solutos naturais, além de fornecer um habitat para comunidades bentônicas (BOANO *et al.*, 2014). Na ZH, as atividades biogeoquímicas são intensas, sendo o principal local de troca de água, migração de solutos, metabolismo e coleta de poluentes, além de ser uma área ativa de transformação biológica e não bioquímica (SONG *et al.*, 2018).

Conforme Febria *et al.* (2012), a ZH do rio fornece microrganismos com vários habitats e desenvolve comunidades microbianas complexas, chegando a apresentar uma diversidade de microrganismos maior que nos corpos d'água. Tais microrganismos tornam-se uma parte indispensável dos ecossistemas fluviais, desempenhando um papel vital na ecologia na ZH. Assim sendo, estudos têm mostrado que contaminantes de rios e águas subterrâneas podem ser transformados e degradados por meio de atividades metabólicas diretas ou indiretas de comunidades microbianas presentes nos sedimentos da ZH (NING *et al.*, 2021).

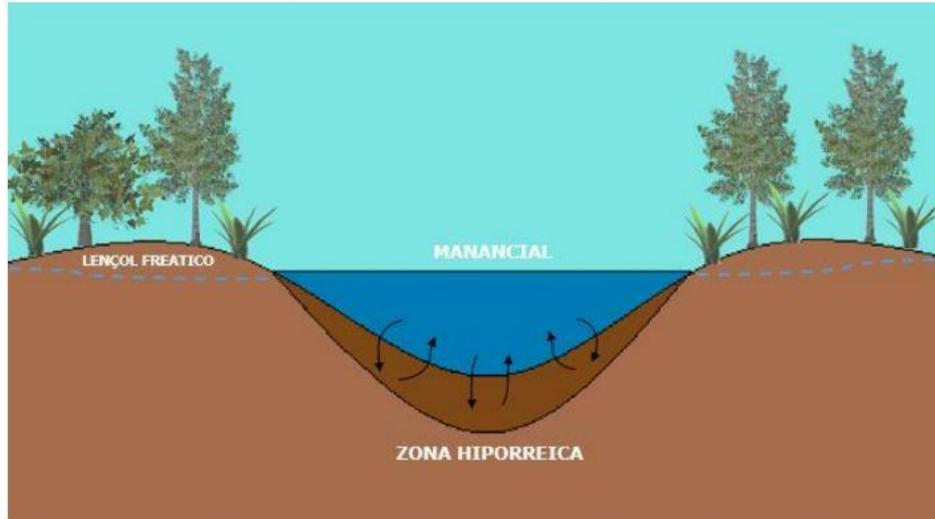
A profundidade em que a ZH se estende pode variar conforme o tempo, devido às flutuações do nível e da velocidade do fluxo da água superficial, do nível do lençol freático e da temperatura da água que afetam os caminhos do fluxo subterrâneo. Diferentemente do seu limite inferior, seu limite superior é claramente definido pela superfície do sedimento (LEWANDOWSKI *et al.*, 2019).

Essa zona pode atuar como uma fonte de matéria orgânica dissolvida, a depender do volume e direção do fluxo, concentrações de carbono orgânico e atividade biótica. Dependendo da estação, o armazenamento das partículas de matéria orgânica é influenciado, principalmente, pela distribuição do tamanho dos grãos e pela importação ou exportação de matéria sobre o leito do rio. Os interstícios da ZH possuem uma função importante para as zonas ribeirinhas e freáticas, atuando como um refúgio contra condições adversas (PAIVA, 2009).

Sabendo que todo solo é resultado de decomposição de rochas por ações de intempéries, na ZH não é diferente, pois os processos erosivos podem vir a ocorrer na bacia hidrográfica como um todo, afetando também seu leito e/ou sua margem. Ressalta-se que

todos os processos como erosão, transporte e sedimentação são importantes para o entendimento da formação da zona hiporreica, que é resultado desse mecanismo, caracterizando-se como um volume de sedimentos localizados no leito do rio (Figura 6) (CARVALHO FILHO, 2019).

Figura 6 - Ilustração da zona hiporreica



Fonte: Carvalho Filho (2019).

Conforme Brunke e Gonser (1997), a ZH realiza um papel importante na interação rio-aquífero, além de funcionar como um regulador no fluxo de água e ser considerada como um filtro natural, capaz de atenuar e desacelerar os processos físico-químicos que afetam tanto o ambiente de água superficial, como o meio subterrâneo.

Apesar de ser um ambiente extremamente importante, a integridade ecológica dos sistemas fluviais e subterrâneos sofre com as consequências das atividades humanas diariamente, que podem causar danos em sua estrutura. Budianta (2021) relata que uma das contaminações mais importantes na ZH é a causada pela presença dos metais pesados, caracterizada por ser de fácil acumulação, difícil degradação, ser persistente e possuir alta toxicidade, podendo afetar o ecossistema e a saúde humana por meio da cadeia alimentar. Alguns estudos mostram que a poluição por metais pesados tem um impacto significativo e de longo prazo na comunidade microbiana (LI *et al.*, 2017).

Diante disso, tanto a zona ripária quando a zona hiporreica é considerada como um ecótono, onde ocorre a mistura entre as águas presentes nos ambientes superficiais e subterrâneos. Tais zonas de interação fazem parte de um ambiente único e dinâmico, que são responsáveis por atividades de grande importância para a manutenção do equilíbrio hidroecológico desses ambientes.

A técnica de Filtração em Margem é desenvolvida no contexto dessas duas importantes zonas de transição, que possuem características específicas que atuam no tratamento natural de água que ocorre durante o sistema de FM.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo da presente pesquisa está situada na Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe, conforme apresentado na Figura 7, localizada na porção norte-oriental do estado de Pernambuco, entre as coordenadas  $07^{\circ} 41' 20''$  e  $08^{\circ} 19' 30''$  de latitude sul, e  $34^{\circ} 51' 00''$  e  $36^{\circ} 41' 58''$  de longitude oeste. Tal bacia hidrográfica apresenta a uma área de 7.454,88 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 7,58% da área do estado de Pernambuco, abrangendo 42 municípios. Limita-se ao norte com o estado da Paraíba, a bacia do rio Goiana e grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 1 (GL1), ao sul com a bacia do rio Ipojuca e o grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 2 (GL2), a leste com o Oceano Atlântico e os grupos GL1 e GL2 e, a oeste, com o estado da Paraíba e a bacia do rio Ipojuca (APAC, 2022). A área da presente pesquisa está indicada na Figura 7, correspondente ao trecho da Bacia do rio Capibaribe que está situada na Região Metropolitana do Recife (RMR), mais precisamente na região do baixo Capibaribe.

Figura 7 - Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe, Pernambuco

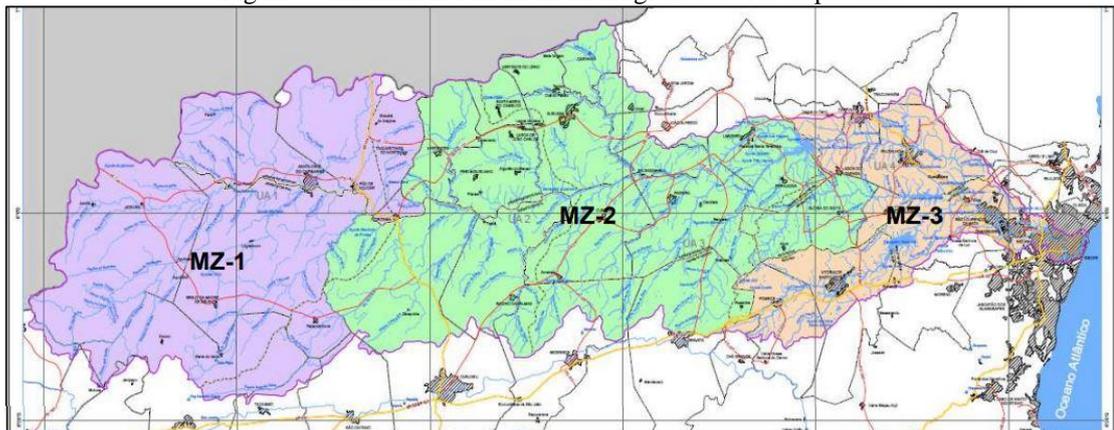


Fonte: A Autora (2023).

A bacia do Capibaribe está subdividida em três macrozonas: Alto (MZ-1), Médio (MZ-2) e Baixo (MZ-3) Capibaribe (Figura 8). As regiões do Alto e Médio Capibaribe

apresentam déficit hídrico, estando situadas no agreste pernambucano. Essas localidades apresentam a necessidade de importação de água, principalmente do rio São Francisco, por meio de canais e adutoras. Com relação ao Baixo Capibaribe, que está localizado na Zona da Mata do estado, o balanço hídrico é positivo, apresentando a quantidade anual de chuvas suficientes para alimentar mananciais e atender aos usos múltiplos da água, necessitando apenas de uma boa gestão dos recursos hídricos (BRAGA *et al.*, 2015).

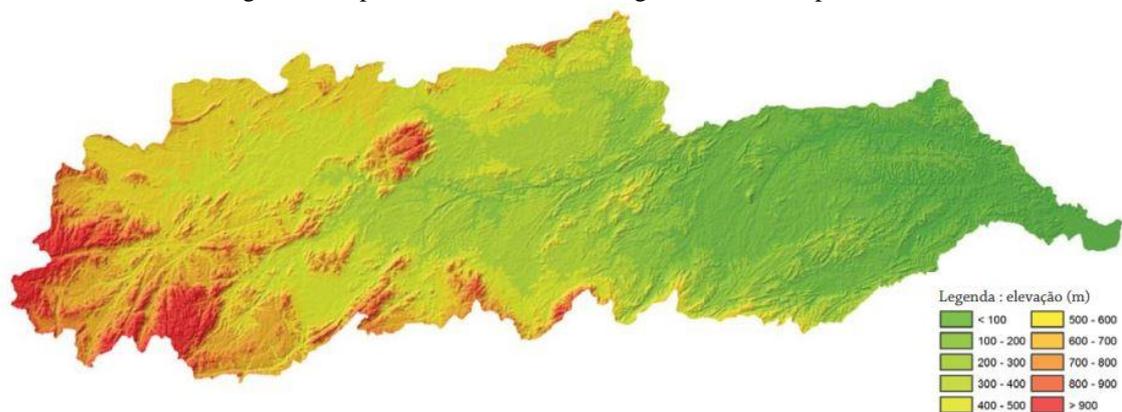
Figura 8 - Macrozonas da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe



Fonte: Pernambuco (2010).

No que se refere ao relevo da bacia, destacam-se as declividades mais acentuadas na região do Alto Capibaribe, apresentando altitudes maiores que 900 metros, diminuindo conforme se aproxima da região da Zona da Mata do estado, apresentando altitudes menores que 100 metros (Figura 9). Ainda sobre o relevo, destacam-se os processos de erosão e assoreamento, como consequências das declividades elevadas, dos solos não coesivos e da vegetação mais rarefeita do Alto Capibaribe. Já na região do Baixo Capibaribe, destacam-se os movimentos de massa, especialmente os deslizamentos (PERNAMBUCO, 2010).

Figura 9 - Hipsometria da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe

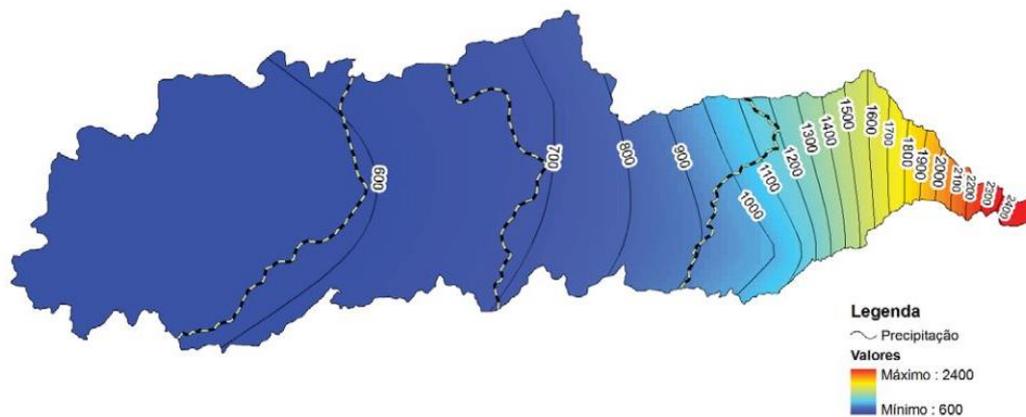


Fonte: Pernambuco (2010).

### 3.1.1 Condições meteorológicas

Com relação às características climáticas, a bacia do rio Capibaribe apresenta uma alta variabilidade de precipitação pluviométrica, na magnitude de 600 a 2400 mm/ano, aumentando à medida que se aproxima do litoral, conforme apresentado na Figura 10. Essa variabilidade espacial de chuvas está relacionada à influência da Zona de Convergência Intertropical e Ondas do Leste, que se tratam dos dois principais sistemas atmosféricos que ocorrem na região de interesse (PERNAMBUCO, 2010; BRAGA *et al.*, 2015).

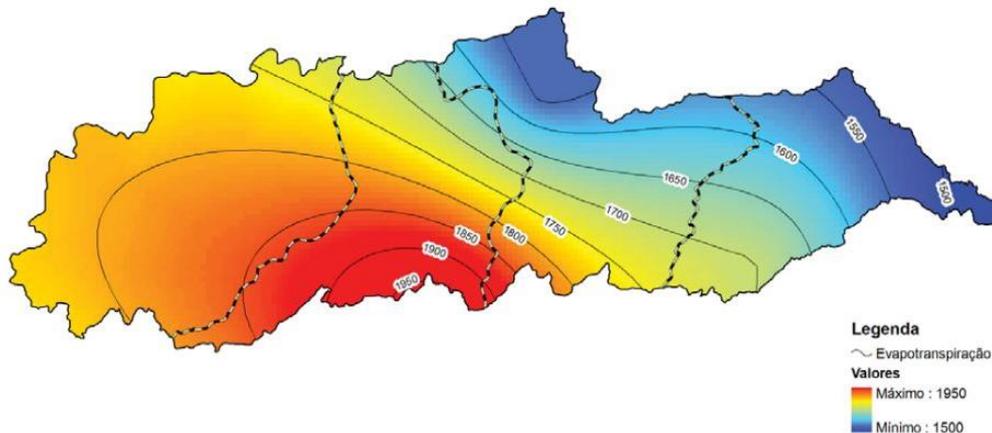
Figura 10 - Linhas anuais médias de precipitação na Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe



Fonte: Pernambuco (2010).

Com relação à evapotranspiração potencial, que depende do sol e do vento e que acontece se houver água suficiente no ambiente, varia de 1500 a 1900 mm/ano (Figura 11), com uma tendência inversa à precipitação, apresentando valores maiores no Agreste e menores no Litoral (PERNAMBUCO, 2010; BRAGA *et al.*, 2015).

Figura 11 - Linhas anuais médias de evapotranspiração potencial na Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe



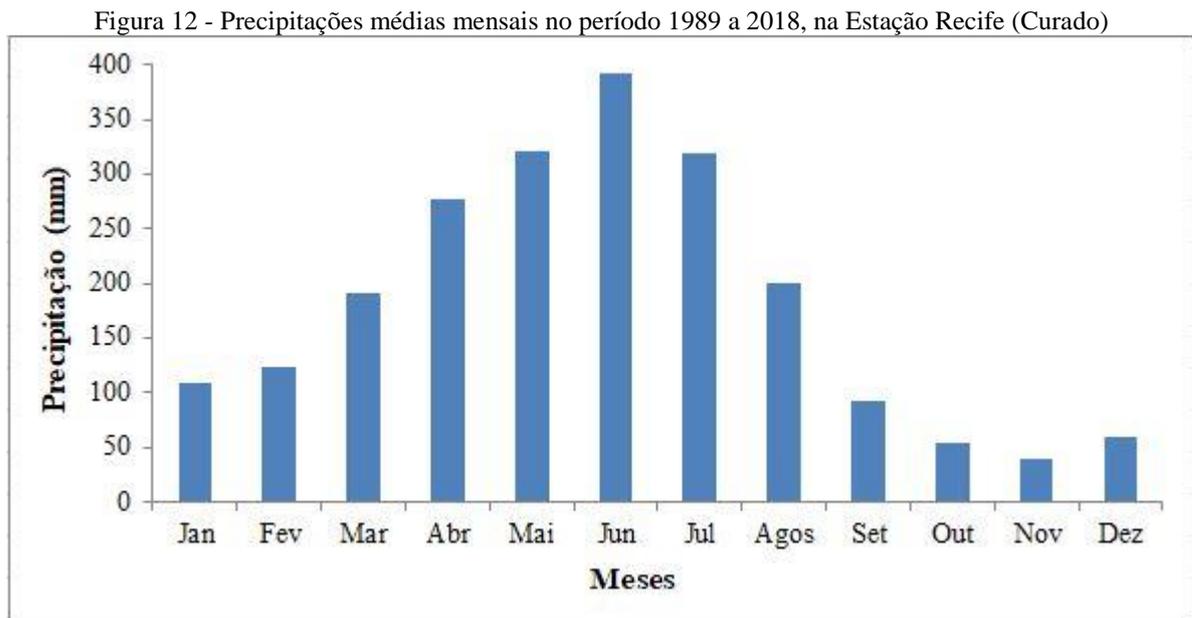
Fonte: Pernambuco (2010).

A precipitação média anual da bacia do rio Capibaribe foi de 2.181,18 mm/ano (Tabela 1), correspondente a uma série histórica de 30 anos, compreendida entre os anos de 1989 e 2018, como pode ser visualizado na Figura 12. Tais dados pluviométricos foram obtidos a partir do posto pluviométrico de Recife (Curado), localizado próximo à área de estudo e pertencente à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Tabela 1 - Médias mensais de precipitação no período de 1989 a 2018, na Estação Meteorológica do Recife (Curado)

<b>Mês</b>	<b>Precipitação (mm)</b>
Janeiro	108,50
Fevereiro	123,35
Março	190,26
Abril	277,22
Mai	321,61
Junho	392,27
Julho	319,91
Agosto	200,63
Setembro	92,60
Outubro	54,28
Novembro	40,28
Dezembro	60,27
<b>Média Mensal</b>	<b>181,76</b>
<b>Total Anual</b>	<b>2181,18</b>

Fonte: ANA (2022).



Fonte: ANA (2022).

Conforme a série histórica analisada (1989 a 2018), a área de estudo apresenta um período de seis meses com maiores índices pluviométricos, sendo o mês de junho o mais chuvoso, apresentando uma precipitação média de 392,27 mm. Além disso, apresenta um período mais seco, correspondente aos seis meses que vão de setembro a fevereiro, com valor mínimo de precipitação no mês de novembro igual a 40,3 mm.

### **3.1.2 Cobertura vegetal**

Segundo Cruz (2019), a bacia do rio Capibaribe possui bastante variação em seus tipos de cobertura vegetal, apresentando desde a Caatinga a Mata Atlântica, à medida que se afasta do semiárido pernambucano ao litoral do estado. Ainda segundo o mesmo autor, na região do Agreste é possível notar uma vegetação de transição, onde as características misturam-se com as características da Mata Atlântica na porção mais oriental e misturam-se com as da Caatinga na porção mais ocidental.

Apesar de toda riqueza original existente nos biomas do Nordeste brasileiro, há uma elevada degradação pelas intervenções humanas, o que não é diferente do observado para a bacia do rio Capibaribe. Ressalta-se que há o predomínio de áreas que tiveram suas características originais modificadas por meio do uso agrícola, especialmente de pastos e de cana de açúcar. A vegetação arbórea nativa, somados os remanescentes de Caatinga e de Mata Atlântica, corresponde a 13,2 % da área total da bacia (BRAGA *et al.*, 2015).

### **3.1.3 Ocupação humana**

A população na bacia hidrográfica do rio Capibaribe está localizada, em sua maioria, nas áreas urbanas, apresentando uma maior concentração de moradias irregulares nas margens do rio, principalmente na Região Metropolitana do Recife (RMR). Esses aglomerados humanos são ocupados por pessoas de baixa renda, que vivem em situações de vulnerabilidade e sem atendimento em infraestrutura urbana (Figura 13).

Figura 13 - Moradias irregulares localizadas nas margens do rio Capibaribe



Fonte: Alcântara (2022).

Conforme o Plano Estadual de Recursos Hídricos, a população urbana da bacia cresceu a taxas anuais de 1,6% entre 2010 e 2019, tendo este crescimento atenuado para 0,8% de 2015 a 2019. Além disso, entre 2000 e 2019, a taxa de urbanização cresceu entre 80% e 90%, como consequência dessas evoluções populacionais (PERNAMBUCO, 2022). Tais percentuais podem explicar a rápida e desordenada ocupação, que teve início no período colonial e ocorreu de forma espontânea e sem qualquer planejamento, resultando em problemas de má distribuição de serviços essenciais, como saneamento básico e, na degradação ambiental devido ao lançamento direto de esgoto no rio (CAMPOS, 2003).

Nesse sentido, são perceptíveis os problemas causados pela urbanização desordenada que acaba por degradar o rio Capibaribe ao longo dos anos e, além disso, agrava ainda mais a qualidade de vida de parte da população que passa a viver de forma precária e sem qualquer assistência. Ressalta-se, ainda, a degradação ambiental em termos da redução das matas ciliares devido às construções irregulares, que vem aumentando principalmente na RMR.

### **3.1.4 Qualidade das águas superficiais**

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe apresenta diversos usos da água, dentre eles o abastecimento público, recepção de efluentes domésticos e recepção de efluentes industriais e agroindustriais. Além disso, são diversas as atividades industriais desenvolvidas na bacia, tais como: produtos alimentícios, minerais não-metálicos, têxteis, metalúrgica, química, produtos

farmacêuticos/veterinários, sucroalcooleira, couros, matéria plástica, perfumes/sabões/velas, bebidas, mecânica, material elétrico/comunicação, material de transporte e madeira (CPRH, 2019).

Todas essas atividades realizadas no entorno da bacia contribuem significativamente para a degradação da qualidade de suas águas superficiais, comprometendo, principalmente, o abastecimento público de qualidade. As Figuras 14 e 15 apresentam os resultados obtidos pelo monitoramento trimestral realizado pela Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) no ano de 2019 nas estações de amostragem CB-80 e CB-95, localizadas a montante e a jusante da área de interesse do presente estudo, respectivamente.

Ao analisar os resultados da estação CB-80 (Figura 14), localizada a montante da área de estudo, é possível perceber que os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Cor, Amônia, Fósforo Total, Coliformes Termotolerantes estão todos em desconformidade com a Resolução CONAMA 357/05. Além disso, a qualidade das águas superficiais nessa estação é considerada muito poluída (MP), podendo comprometer os usos da água e a qualidade de vida dos que dela necessitam para viver. Com relação à estação CB-95 (Figura 15), localizada a jusante da área de estudo, resultados semelhantes à estação CB-80 foram obtidos, significando um alto grau de comprometimento das águas do rio Capibaribe nessa região.

Figura 14 - Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem CB-80, localizada a montante da área de estudo, no ano de 2019

Parâmetro	Unid.	Data e Hora das Coletas											
		22/05						14/08					
Temperatura	°C					25				22			
pH	-					7,1				7,1			
OD	mg/L					<u>≤0,5</u>				<b>1,1</b>			
DBO	mg/L					<b>13,2</b>				<b>7,2</b>			
Turbidez	UNT					20				20			
Cor	Pt/Co					<b>100</b>				<b>150</b>			
Condutividade Elétrica	µS/cm					492				361			
Amônia	mg/L					<b>5,2</b>				0,65			
Fósforo Total	mg/L					<b>0,54</b>				<b>0,31</b>			
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL					<b>14000</b>				<b>13000</b>			
Salinidade	ups					0,2				0,2			
Classe na CONAMA 357/05													
Classe	-					2				2			
Índices e Indicadores de qualidade													
OD saturação	%					6				13			
Qualidade	-					MP				MP			
IET – rio	-					SE(66)				SE(64)			
IQA	-												
Risco de Salinidade	-					B				B			
Pluviometria em Recife (Várzea -30) - Fonte APAC													
Total mensal	mm	144	111	160	281	205	463	306	183	110	60	4	22
Média histórica	mm	99	144	<b>233</b>	<b>291</b>	<b>316</b>	<b>352</b>	<b>351</b>	<b>186</b>	118	63	33	68

Avaliação de qualidade: NC=não comprometida, PC=pouco comprometida, MC=moderadamente comprometida, P= poluída e MP= muito poluída

IQA: OT= ótima, BO= boa, AC= aceitável, RU= ruim e PE= péssima

IET: UO= ultraoligotrófico, OL= oligotrófico, ME= mesotrófico, EU= eutrófico, SE= supereutrófico e HE= hipereutrófico

Ecotoxicidade: NT=não tóxica, T=tóxica

Risco de salinidade do solo: B=baixo, M=médio, A=alto, MA=muito alto

Período chuvoso em negrito. Fonte: PERH

Valores em negrito e sublinhado não conformes com a classe de enquadramento segundo a Resolução CONAMA Nº 357/05

Fonte: CPRH (2019).



### 3.1.5.1 Bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba

A bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba, que possui idade que vai do Cretáceo ao Paleoceno, limita-se ao sul pelo Lineamento Pernambuco, na cidade do Recife e estende-se até o vale do rio Camaratuba, ao norte de João Pessoa. Sua largura média é de 25 km e sua espessura em torno de 400 metros, sendo constituída pelas formações: Beberibe (na base), Gramame e Maria Farinha (no topo) (PERNAMBUCO - SECTMA, 1998; DNPM, 2022).

### 3.1.5.2 Formação Beberibe

A formação Beberibe é composta por uma sequência de arenitos continentais quartzosos de granulações variáveis, com intercalações conglomeráticas e componentes argilosos na base e arenitos finos, duros e compactos, com abundante cimento calcíferos (fáceis litorânea), com intercalações de siltito e argilas no topo. Subdivide-se em aquífero Beberibe Superior, composto por arenitos calcíferos, e aquífero Beberibe Inferior, de caráter arenoso, com algumas intercalações de silte e argila. Possui uma espessura média de 200 m e máxima de 300 m, assumindo um importante papel no abastecimento da RMR (PERNAMBUCO - SECTMA, 1998).

### 3.1.5.3 Formação Gramame

Conforme Pernambuco – SECTMA (1998), a formação Gramame possui origem marinha e é composta, em sua maioria, por calcários margosos e está subdividida em três fácies, sendo elas: na base, predominam calcários arenosos fossilíferos e fosforita e no topo, calcários biomicríticos argilosos. Sua espessura máxima, na Planície do Recife, não ultrapassa 70 m. Para norte, sua espessura pode atingir mais de 100 m.

### 3.1.5.4 Formação Maria Farinha

A formação Maria Farinha possui idade do Terciário e está constituída de calcários detríticos com coloração que varia de cinzentos a creme, com intercalações de níveis de argila, que se tornam mais arenosas e mais magnesianos até tornar-se dolomítico em direção ao topo. Possui uma espessura máxima conhecida de 35 m e uma fauna abundante, apresentando gastrópodes, lamelibrânquios, equinodermos, o que evidencia um ambiente de sedimentação marinho pouco profundo e relativamente próximo à costa (DNPM, 2022).

#### 3.1.5.5 Formação Barreiras

A formação Barreiras constitui-se de sedimentos de granulometria variada, caracterizados por uma mistura de areias e argilas, com horizontes de seixos sub-horizontais (GUSMÃO FILHO, 1998 *apud* CAMPOS, 2003). Ocorre em toda área que circunda a planície de Recife, ocupando mais de 50% da área da Região Metropolitana do Recife Norte, recobrando discordantemente e imprecisamente o cristalino e as formações cretáceas e terciárias da Bacia PE-PB. Apesar de não possuir grande potencial hidrogeológico, provavelmente apresenta contribuição de fluxo sub-superficial para os aquíferos da planície (PAIVA, 2009; PERNAMBUCO, 2015).

#### 3.1.5.6 Sedimentos Quaternários

Os sedimentos quaternários são formados por areias variadas, argilas, limos e vasas, de origem continental ou marinha, ocorrendo nos vales dos rios, ao longo das praias e em zonas de mangues. Tais sedimentos ocorrem em toda a RMR e são particularmente desenvolvidos na Planície do Recife. Tais sedimentos se sobrepõem aos sedimentos cretácicos e terciários das duas bacias sedimentares que ocorrem na área e possuem uma espessura média na região norte da RMR, em torno de 50 m e máxima em torno de 90 m (PERNAMBUCO, 2015).

Conforme Pernambuco (2015), embora os sedimentos quaternários possam constituir bons armazenadores de água subterrânea localmente, sua importância como aquífero é comprometida na Planície do Recife, devido à sua vulnerabilidade à contaminação por águas salinizadas e/ou poluídas.

#### 3.1.5.7 Embasamento Cristalino

O Embasamento Cristalino é constituído pelos Complexos Salgadinho, Vertentes e Surubim- Caroolina no Terreno Rio Capibaribe; pelo Complexo Belém do São Francisco e a Suíte Intrusiva Itaporanga, a Suíte Leucocrática Peraluminosa, e os Granitoides Indiscriminados Brasileiros, no Terreno Pernambuco- Alagoas (CPRM, 2022). Conforme Batista (1984) *apud* Cruz (2019), o embasamento cristalino apresenta-se predominante na bacia hidrográfica do rio Capibaribe, mas com ocorrência de rochas sedimentares no Baixo Capibaribe, principalmente nas áreas próximas ao litoral. Ainda segundo o mesmo autor, as rochas do embasamento cristalino afloram na porção oeste da RMR ao longo de toda a borda

sedimentar, apresentando um suave mergulho para leste (declividade de topo), com inclinação na ordem de 28 m/km.

Tais rochas apresentam-se como reservatórios de baixa potencialidade de água subterrânea, servindo como substrato impermeável das rochas da bacia, sendo representadas por granitos, granodioritos, gnaisses e migmatitos (PAIVA, 2009).

### 3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE PESQUISA

A área de estudo da presente pesquisa corresponde ao trecho da bacia do rio Capibaribe que está situada na Região Metropolitana do Recife (RMR), mais precisamente na região do baixo Capibaribe, conforme ilustrado na Figura 16. Tal região apresenta altos índices de urbanização e, conseqüentemente, sofre diariamente com a descarga de esgotos domésticos em sua extensão, o que acarreta na deterioração das águas do rio Capibaribe nessa localidade. Os bairros que lançam efluentes na área delimitada para o presente estudo são: Poço de Panelas, Casa Forte, Parnamirim, Jaqueira, Torre, Graças e Madalena, que apresentam tanto comunidades de baixa renda, como também de classe média alta e média de Recife. Foram selecionados cinco pontos para o desenvolvimento dos trabalhos de campo (Figura 16 e Tabela 2), selecionados a partir da existência de poços rasos e localizados a diferentes distâncias das margens do Capibaribe.

Vale salientar que o Ponto 4 foi selecionado a partir de dados do Estudo Hidrogeológico da RMR – HIDROREC I, realizado em 1998 (COSTA *et al.*, 1998). Os Pontos 2 e 5 foram selecionados a partir de dados da avaliação hidrogeológica realizada pelo Projeto HIDROREC II nos municípios de Recife, Olinda, Camaragibe e Jaboatão dos Guararapes no ano de 2002 (COSTA *et al.*, 2002) e os demais (Pontos 1 e 3) foram pontos conhecidos previamente a partir de trabalhos realizados anteriormente nos locais.

Figura 16 - Trecho do rio Capibaribe pertencente à área de estudo e pontos selecionados para desenvolvimento da pesquisa

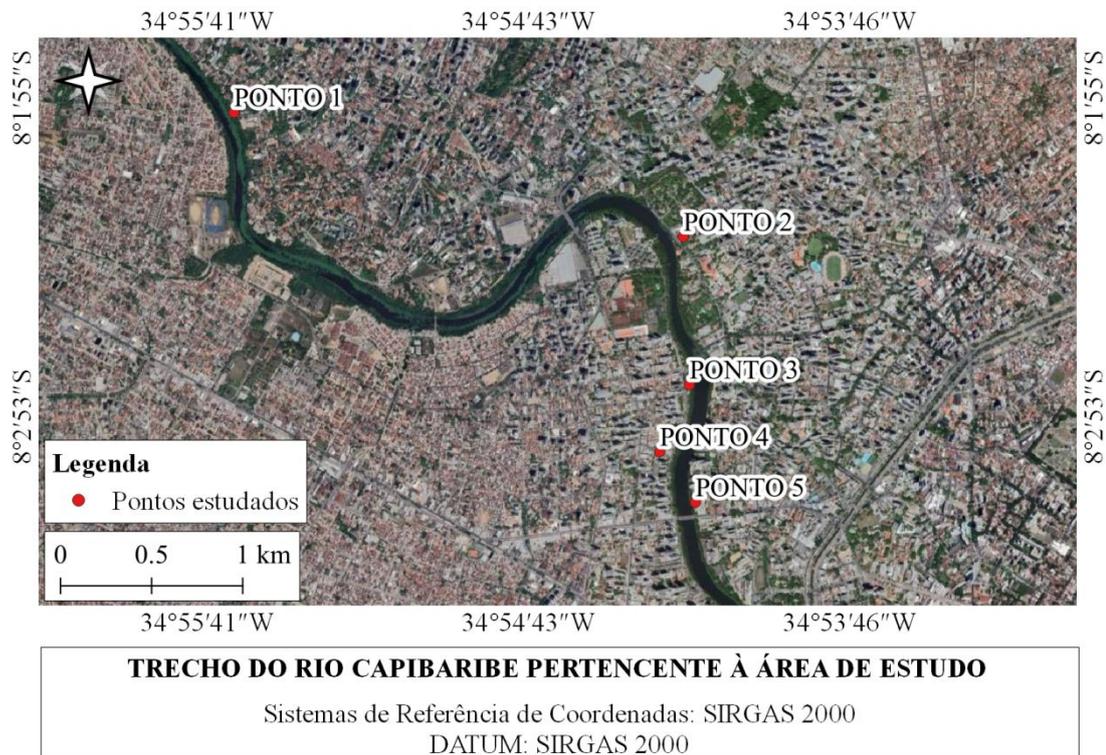


Tabela 2 - Coordenadas dos pontos selecionados para desenvolvimento da pesquisa

Identificação	Bairro	Distância até o rio (m)	Profundidade (m)	Latitude	Longitude
Ponto 1	Poço de Panela	28	8,5	8° 1'57,76"S	34°55'36,04"O
Ponto 2	Graças	25	12	8° 2'20,23"S	34°54'15,49"O
Ponto 3	Madalena	6	16	8° 2'46,92"S	34°54'14,41"O
Ponto 4	Torre	83	10	8° 2'59,04"S	34°54'19,72"O
Ponto 5	Graças	16	27	8° 3'8,18"S	34°54'13,33"O

Fonte: Costa *et al.* (1998), Costa *et al.* (2002) e Google Earth (2022).

### 3.2.1 Caracterização do Ponto 1

O Ponto 1, denominado Jardim Secreto, está localizado no bairro Poço de Panela. Trata-se de um espaço comunitário que foi construído pelos próprios moradores locais, que escolheram seu nome e tornaram o espaço mais agradável (Figura 17). Anteriormente a esse feito, o local era considerado um terreno baldio, onde a população jogava lixo.

Figura 17 - Jardim Secreto, localizado em Poço de Panela, Recife-PE



Fonte: Diário de Pernambuco (2022).

Conforme Cruz (2019), inicialmente, o local foi pensado para ser uma horta comunitária, mas com o passar do tempo, a área ganhou finalidades diversas, tornando-se um espaço multicultural que integra a sociedade independente de sua classe social. O projeto contou com a iniciativa privada da empresa Villa Garden Paisagismo, por meio da doação do gramado para o palco, da empresa Solace Energia com o painel solar e da Steel Decor, por meio da doação do suporte em aço dos bancos e do bicicletário. Com relação ao apoio obtido da comunidade, o projeto contou com o Condomínio Villa Pasárgada, por meio do fornecimento da energia para o funcionamento do poço, que serve para regar as plantas diariamente (CRUZ, 2019).

O poço raso, localizado no Ponto 1 (P1) de coleta, possui uma profundidade de 8,5 m e está situado a 28 m das margens do rio Capibaribe e bem próximo ao muro do Condomínio Villa Pasárgada, conforme apresentado na Figura 18. Suas águas são utilizadas exclusivamente para a rega das plantas do Jardim Secreto, realização de atividades de manutenção e limpeza do local.

Figura 18 - Poço de Filtração em Margem localizado no Ponto 1

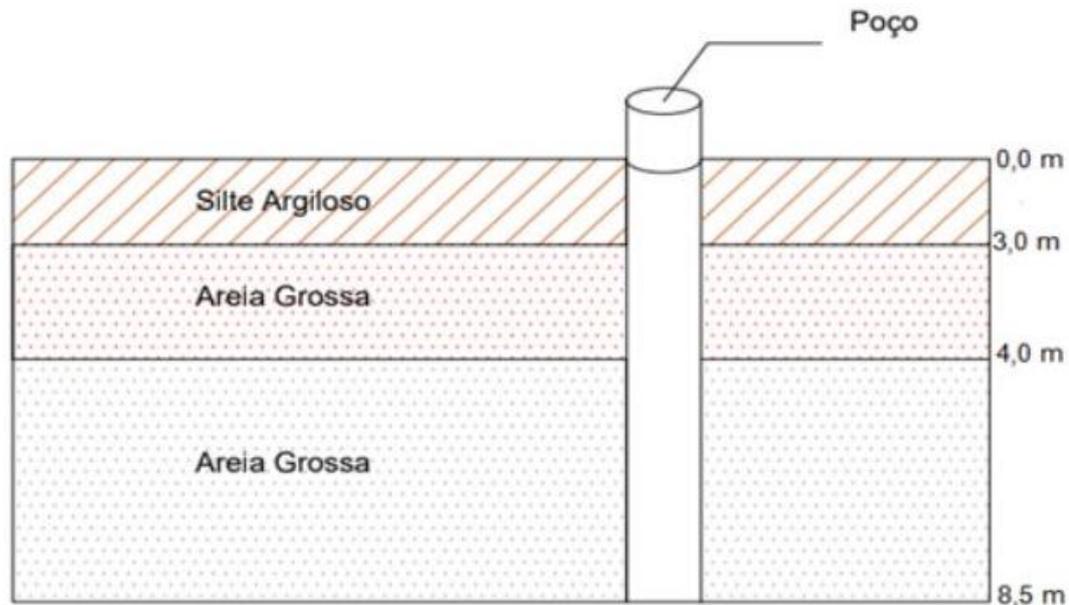


Fonte: A Autora (2023).

O poço em questão foi perfurado a trado manual pelos moradores da comunidade de Iputinga, localizada na margem do rio oposta ao Jardim Secreto. Com relação às camadas geológicas do poço Jardim Secreto, Cruz (2019) realizou um estudo granulométrico a partir de amostras recolhidas em três profundidades diferentes, que posteriormente foram encaminhadas ao Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco para realização dos ensaios de caracterização.

Cruz (2019) utilizou o ensaio de sedimentação de Stokes, que se trata de um método empregado quando os solos são compostos por argilas e siltes. Esse ensaio de caracterização, juntamente com o ensaio de peneiramento, compõe a análise granulométrica dos solos. Nesse sentido, a partir dos percentuais de areia, silte e argilas obtidos no ensaio de granulometria, o referido autor pôde classificar as camadas do solo utilizando o diagrama triangular de FERET e, a partir disso, determinar o perfil litológico do poço Jardim Secreto, conforme apresentado na Figura 19.

Figura 19 - Perfil litológico da seção paralela ao rio Capibaribe, obtida por meio de amostras de solo do poço do Jardim Secreto



Fonte: Cruz (2019).

A partir da análise do perfil litológico do poço do Jardim Secreto, é possível perceber que no topo da seção, o solo é composto por material mais fino (Silte argiloso) e que as demais camadas (3,0 m - 8,5 m), são compostas por material mais grosso e arenoso. Tais características, segundo Brasil (2018), são promissoras para o desenvolvimento da técnica de FM, pois a presença de formações arenosas facilita o processo de erosão e contribuem para a autolimpeza das margens e infiltração da água.

### 3.2.2 Caracterização do Ponto 2

O segundo ponto fica localizado na Avenida Rui Barbosa, no Bairro das Graças, em Recife. Trata-se de uma residência unifamiliar situada em uma avenida bastante urbanizada, movimentada e muito conhecida na cidade. Em suas imediações há a presença de hospital, restaurantes, centro de línguas, etc.

O poço raso (Figura 20), localizado no Ponto 2 (P2), situado nesta residência foi identificado por meio de uma pesquisa realizada em materiais resultantes da avaliação hidrogeológica realizada pelo Projeto HIDROREC II nos municípios de Recife, Olinda, Camaragibe e Jaboatão dos Guararapes no ano de 2002 (COSTA *et al.*, 2002). Está localizado a aproximadamente 25 m das margens do rio Capibaribe e possui uma profundidade de 12 m. A utilização das águas do poço de produção pelos moradores é apenas para regar o jardim presente na residência e para atividades de limpeza e manutenção local.

Figura 20 - Poço raso localizado no Ponto 2



Fonte: A Autora (2023).

O poço em questão foi construído há muitos anos e não se tem informações sobre o seu perfil litológico, apesar disso, o Serviço Geológico do Brasil (CPRM) disponibiliza por meio do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) informações importantes dos perfis geológicos de poços cadastrados em sua base de dados. Dessa forma, ao consultar o SIAGAS (CPRM, 2023), foi possível verificar a existência de um poço próximo à área de estudo referente ao segundo poço, distante aproximadamente 70 m. Trata-se do poço existente no Hospital de Ortopedia e Fraturas, cujas camadas de solo estão apresentadas na Tabela 3, por meio das quais é possível estimar as possíveis camadas do solo onde o Poço 2 está localizado.

Tabela 3 - Camadas de solo do Poço 2, estimadas a partir do poço do Hospital de Ortopedia e Fraturas

Profundidade		Tipo de solo
De (m)	Até (m)	
0	6	Areia média
6	8	Argila
8	10	Areia média
10	13	Argila
13	22	Arenito calcífero

Fonte: CPRM (2023).

Por meio da Tabela 3, é possível perceber que o solo em questão relacionado ao poço raso localizado no Ponto 2, assim como o Poço 1, possui a predominância de material arenoso e baixo teor de argila, apresentando característica favorável à obtenção de bons resultados com o desenvolvimento da técnica.

### 3.2.3 Caracterização do Ponto 3

O Ponto 3 (Figura 21) está situado na Avenida Beira Rio, no Bairro da Madalena, em Recife. Trata-se de uma região bastante urbanizada, sendo utilizada por várias pessoas como local para praticar atividades físicas, por ser um espaço onde está localizada uma academia pública da cidade. Há, também, a presença de um ambiente reservado para criação de gatos abandonados nas imediações da praça, razão pela qual recebeu o nome “Praça dos Gatos”.

Figura 21 - Localização do Ponto 3, localizado na Avenida Beira Rio, no Bairro Madalena, Recife-PE



Fonte: Google Maps (2023).

O poço raso localizado no Ponto 3 (P3) está situado a 6 m das margens do rio Capibaribe e possui uma profundidade de 16 m (Figura 22). Sua utilização é exclusivamente para atender as demandas da praça, como para fins de rega do jardim e servir como abastecimento das instalações hidráulicas do banheiro da academia da cidade, que está bem próximo ao poço. Ressalta-se que o Poço 3 se encontra fechado devido a furtos dos materiais da bomba que estavam ocorrendo no local. Desse modo, não foi possível realizar a coleta diretamente no poço, sendo essa realizada em uma torneira próxima localizada no banheiro da academia da cidade.

Figura 22 - Poço raso localizado no Ponto 3



Fonte: A Autora (2023).

Assim como o poço localizado no Ponto 2 do presente estudo, não foi possível a obtenção de informações sobre o perfil geológico do Poço 3, sendo necessário a utilização de dados do SIAGAS pertencente a CPRM. Nesse caso, verificou-se a existência do poço localizado no Edifício Cecília Meireles, situado a aproximadamente 100 m da área em estudo, a partir do qual foi possível estimar as possíveis camadas do solo onde o Poço 3 está instalado, conforme apresentado na tabela 4.

Tabela 4 - Camadas de solo do Poço 3, estimadas a partir do poço do Edifício Cecília Meireles

<b>Profundidade</b>		<b>Tipo de solo</b>
<b>De (m)</b>	<b>Até (m)</b>	
0	12	Arenoso
12	18	Areno-argiloso
18	21	Argila arenosa
21	24	Arenito grosso

Fonte: CPRM (2023)

A partir disso, é possível compreender que o solo onde o Poço 3 está localizado apresenta alto teor de materiais arenosos, com pouca presença de argila, apresentando características oportunas para bons resultados com a FM.

### 3.2.4 Caracterização do Ponto 4

O Ponto 4 (Figura 23) está localizado em um dos anexos pertencentes a um Colégio, situado na Rua Demóstenes de Olinda, no Bairro da Torre, em Recife. O poço raso localizado no Ponto 4 (P4) está locado a aproximadamente 50 m do rio Capibaribe e possui uma profundidade de 10 m. Tal poço encontra-se desativado há algum tempo, pois o local foi adquirido pelo Colégio recentemente. Segundo dados do Estudo Hidrogeológico da RMR – HIDROREC I, havia um restaurante no local, antes de pertencer proprietário atual (COSTA *et al*, 1998).

Figura 23 - (a) Poço raso localizado no Ponto 4; (b) reservatório das águas do Poço



Fonte: A Autora (2023).

Assim como os poços anteriores, por se tratar de um poço antigo, não há informações sobre o seu perfil geológico, sendo necessária a estimativa por meio de dados de poços localizados próximos a área de estudo e cadastrados pelo SIAGAS-CPRM. A partir disso, identificou-se a presença de um poço localizado no Edifício Solar do Capibaribe, distante aproximadamente uns 130 m do poço em questão. Seu perfil geológico está apresentado na Tabela 5, a partir do qual foi possível estimar a possível formação do solo do Poço 4.

Tabela 5 - Camadas de solo do Poço 4, estimadas a partir do poço do Edifício Solar do Capibaribe

Profundidade		Tipo de solo
De (m)	Até (m)	
0	42	Arenito argiloso
42	54	Arenito médio
54	63	Arenito argiloso

Fonte: CPRM (2023).

Assim como os demais, há a predominância de material arenoso, com algumas presenças de argila, conferindo características importantes para obtenção de bons resultados com a utilização da técnica de FM.

### 3.2.5 Caracterização do Ponto 5

O quinto ponto (Figura 24) analisado está localizado em um dos anexos de uma faculdade particular, situada na Rua Joaquim Nabuco, no Bairro das Graças. O poço raso localizado no ponto 5 (P5) está situado a aproximadamente 16 m do rio Capibaribe e possui uma profundidade de 27 m. O reservatório que recebe as águas do Poço raso está situado em uma praça de alimentação dentro da própria faculdade, sendo utilizado para diversos fins, desde abastecimento a atividades de manutenção do local. Ressalta-se que o acesso ao poço não foi possível, sendo as águas coletadas diretamente no reservatório que recebe suas águas.

Figura 24 - Reservatório das águas obtidas do Poço raso localizado no Ponto 5



Fonte: A Autora (2023).

O poço em questão possui datação antiga e, por esse motivo, não foi possível a obtenção de informações mais completas sobre o mesmo, como dados de seu perfil litológico. Nesse sentido, tornou-se necessário a obtenção de dados aproximados a partir de poços próximos, por meio de dados do SIAGAS-CPRM. Identificou-se um poço distante aproximadamente 200 m do P5, localizado no Edifício Thomaz Lobo. Seu perfil geológico

está apresentado na Tabela 6, a partir do qual foi possível estimar a possível formação do solo do Poço 5.

Tabela 6 - Camadas de solo do poço 5, estimadas a partir do poço do Edifício Thomaz Lobo

Profundidade		Tipo de solo
De (m)	Até (m)	
0	12	Areia média
12	18	Argila
18	22	Areia média
22	26	Argila

Fonte: CPRM (2023).

Assim como os demais, há a predominância de areia, com uma pequena presença de argila, demonstrando importantes características para obtenção de bons resultados com a utilização da técnica de FM.

### 3.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A seguir, serão apresentados os procedimentos metodológicos utilizados durante a realização desta pesquisa.

#### 3.3.1 Monitoramento qualitativo da água

##### 3.3.1.1 Monitoramento físico-químico e biológicos

O monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foi realizado nos cinco poços localizados em diferentes distâncias de suas margens (P1, P2, P3, P4, P5) e em cinco pontos ao longo do rio Capibaribe (PR1, PR2, PR3, PR4, PR5), sempre próximos a cada poço. O período de amostragem foi compreendido entre os meses de dezembro de 2022 a fevereiro de 2023. As amostras foram coletadas em diferentes recipientes, higienizados e disponibilizados pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e posteriormente encaminhados ao Laboratório Prof. Aducto da Silva Teixeira, pertencente à CPRH, onde foram realizadas as análises. Tais análises foram realizadas de acordo com a metodologia estabelecida pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, da American Public Health Association (APHA, 2017). Os principais parâmetros analisados foram: pH, oxigênio dissolvido, turbidez, clorofila a, cor verdadeira, condutividade elétrica a 20° C, salinidade, cloretos, alcalinidade, nitrito, nitrato, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), coliformes termotolerantes, sólidos totais a 105° C, sólidos suspensos totais a 105° C, sólidos totais dissolvidos, fósforo solúvel.

A Figura 25 ilustra a metodologia de campo realizada nos Pontos 1 e 2, já as Figuras 26 e 27 ilustram as metodologias utilizadas nos Pontos 3 e 4 e Ponto 5, respectivamente. A metodologia utilizada para a coleta das águas superficiais do rio Capibaribe está apresentada na Figura 28.

Figura 25 - Metodologia realizada em campo na coleta das amostras dos Pontos 1 e 2



Fonte: A Autora (2023).

Figura 26 - Metodologia realizada em campo na coleta das amostras dos Pontos 3 e 4



Fonte: A Autora (2023).

Figura 27 - Metodologia realizada em campo na coleta das amostras do Ponto 5



Fonte: A Autora (2023).

Figura 28 - Metodologia realizada em campo na coleta das amostras do Rio Capibaribe



Fonte: A Autora (2023).

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A seguir, são apresentados os resultados e discussão do presente trabalho.

### **4.1 MONITORAMENTO QUALITATIVO**

O monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos fornece informações importantes, sendo esse realizado a fim de se conhecer melhor as características das águas, tornando-se possível analisar sua qualidade e definir se essas estão dentro do padrão de potabilidade definido pela legislação vigente. Sendo assim, conforme apresentado na metodologia, no presente estudo realizou-se a análise das águas em diferentes pontos do rio Capibaribe (PR1, PR2, PR3, PR4, PR5) e em poços localizados em diferentes distâncias de suas margens (P1, P2, P3, P4, P5).

Nas tabelas a seguir estão apresentados os resultados gerais das análises das águas do rio Capibaribe (Tabelas 7, 8 e 9) e poços localizados próximo de suas margens (Tabelas 10, 11 e 12).

Tabela 7 - Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas do rio Capibaribe em dezembro de 2022

<b>DEZEMBRO - RIO CAPIBARIBE</b>						
<b>Parâmetros</b>	<b>Unid.</b>	<b>PR1</b>	<b>PR2</b>	<b>PR3</b>	<b>PR4</b>	<b>PR5</b>
<b>Temperatura do ar</b>	°C	29,8	27,4	26,8	28,7	28,3
<b>Temperatura da água</b>	°C	30,0	28,9	29,3	29,8	29,6
<b>pH (potenciométrico)</b>	-	7,55	7,02	6,72	7,04	7,35
<b>Turbidez</b>	NTU	20,00	60,00	25,00	60,00	75,00
<b>Cor verdadeira</b>	UC	40,0	35,0	40,0	35,0	30,0
<b>Condutividade elétrica a 20° C</b>	µS/cm	3480	10360	10820	2423	26050
<b>Salinidade</b>	-	1,8	6,0	6,1	1,2	15,6
<b>Nitrito</b>	mg/L	0,153	0,066	0,055	0,214	<0,05
<b>Nitrato</b>	mg/L	0,258	0,102	0,088	0,349	<0,08
<b>Alcalinidade total</b>	mg/L	115,88	129,14	130,11	112,79	136,41
<b>Cloretos</b>	mg/L	849,42	-**	-**	570,02	-**
<b>Sólidos totais a 105° C</b>	mg/L	1952	6359	6214	1380	17340
<b>Sólidos suspensos totais a 105° C</b>	mg/L	73,8	81,6	65,6	89,0	95,0
<b>Sólidos totais dissolvidos</b>	mg/L	1878,2	6277,4	6148,4	1291,0	17245,0
<b>Fósforo solúvel</b>	mg/L	0,457	0,449	0,807	0,921	0,690
<b>Oxigênio dissolvido</b>	mg/L	5,21	4,24	2,98	2,90	3,60
<b>Oxigênio dissolvido (% Saturação)</b>	-	57,60	59,30	40,20	39,00	52,00
<b>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)</b>	mg/L	12,43	11,16	8,91	19,10	14,31
<b>Demanda química de oxigênio (DQO)</b>	mg/L	82,76	79,15	80,72	48,03	-**
<b>Clorofila a</b>	µg/L	210,12	346,37	262,80	-*	251,42
<b>Coliformes termotolerantes</b>	NMP/100 ml	160000	160000	>160000	>160000	>160000

Fonte: A Autora (2023).

\*Análise cancelada (Volume filtrado &lt; 300 mL);

\*\*Análise cancelada (Interferência da salinidade).

Tabela 8 - Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas do rio Capibaribe em janeiro de 2023

<b>JANEIRO - RIO CAPIBARIBE</b>						
<b>Parâmetros</b>	<b>Unid.</b>	<b>PR1</b>	<b>PR2</b>	<b>PR3</b>	<b>PR4</b>	<b>PR5</b>
<b>Temperatura do ar</b>	°C	29,1	28,3	27,1	27,5	28,9
<b>Temperatura da água</b>	°C	29,9	30,4	29,5	29,0	28,7
<b>pH (potenciométrico)</b>	-	6,89	6,83	6,22	6,85	6,74
<b>Turbidez</b>	NTU	27,50	22,60	18,00	7,25	30,00
<b>Cor verdadeira</b>	UC	42,8	31,6	32,9	30,0	30,0
<b>Condutividade elétrica a 20° C</b>	µS/cm	1039	9890	10660	6270	8420
<b>Salinidade</b>	-	0,6	7,8	8,3	4,4	6,5
<b>Nitrito</b>	mg/L	0,196	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
<b>Nitrato</b>	mg/L	2,833	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
<b>Alcalinidade total</b>	mg/L	95,49	116,01	120,27	116,69	118,60
<b>Cloretos</b>	mg/L	222,48	-*	-*	2093,77	-*
<b>Sólidos totais a 105° C</b>	mg/L	714	10708	11211	6856,6	9607
<b>Sólidos suspensos totais a 105° C</b>	mg/L	72,0	17,0	15,0	19,0	13,0
<b>Sólidos Totais Dissolvidos</b>	mg/L	642,0	10691,0	11196,0	6837,6	9594,0
<b>Fósforo solúvel</b>	mg/L	0,625	0,897	1,215	1,219	1,239
<b>Oxigênio dissolvido</b>	mg/L	2,80	2,80	2,90	1,41	1,59
<b>Oxigênio dissolvido (% Saturação)</b>	-	37,00	39,00	40,00	18,60	27,50
<b>Demanda bioquímica de Oxigênio</b>	mg/L	10,31	8,16	9,21	9,91	9,11
<b>Demanda química de oxigênio</b>	mg/L	44,40	-*	-*	-**	-*
<b>Clorofila a</b>	µg/L	124,67	172,37	135,59	153,56	184,74
<b>Coliformes termotolerantes</b>	<b>NMP/100 ml</b>	54000	160000	>160000	>160000	>160000

Fonte: A Autora (2023).

\*Análise cancelada (Interferência da salinidade);

\*\*Análise cancelada (Valor de cloretos acima do limite aceitável pelo método).

Tabela 9 - Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas do rio Capibaribe em fevereiro de 2023

<b>FEVEREIRO - RIO CAPIBARIBE</b>						
<b>Parâmetros</b>	<b>Unid.</b>	<b>PR1</b>	<b>PR2</b>	<b>PR3</b>	<b>PR4</b>	<b>PR5</b>
<b>Temperatura do ar</b>	°C	26,6	27,6	27,4	29,1	28,4
<b>Temperatura da água</b>	°C	28,8	28,9	28,9	28,9	28,8
<b>pH (potenciométrico)</b>	-	6,82	6,17	6,12	7,12	6,77
<b>Turbidez</b>	NTU	64,10	61,10	53,80	24,50	160,00
<b>Cor verdadeira</b>	UC	115	51,2	50,9	39,8	63,4
<b>Condutividade elétrica a 20° C</b>	µS/cm	452	6020	7100	709	372
<b>Salinidade</b>	-	0,2	3,8	4,5	0,4	0,2
<b>Nitrito</b>	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	0,204	0,279
<b>Nitrato</b>	mg/L	<0,08	0,15	0,122	0,368	0,435
<b>Alcalinidade total</b>	mg/L	75,77	88,08	92,18	84,25	69,24
<b>Cloretos</b>	mg/L	69,11	1801,11	2108,68	132,16	52,78
<b>Sólidos totais a 105° C</b>	mg/L	337	5145	6012	495	307
<b>Sólidos suspensos totais a 105° C</b>	mg/L	20,0	45,0	12,0	23,0	54,0
<b>Sólidos totais dissolvidos</b>	mg/L	317,0	5100,0	6000,0	472,0	253,0
<b>Fósforo solúvel</b>	mg/L	0,688	0,802	0,885	0,494	0,237
<b>Oxigênio dissolvido</b>	mg/L	1,07	1,01	0,74	2,13	2,09
<b>Oxigênio dissolvido (% Saturação)</b>	-	28,50	39,40	31,20	49,70	35,20
<b>Demanda bioquímica de oxigênio</b>	mg/L	23,50	23,50	23,50	13,21	11,91
<b>Demanda química de oxigênio</b>	mg/L	<25,00	43,98	-*	41,15	109,23
<b>Clorofila a</b>	µg/L	12,83	16,73	18,48	67,72	32,67
<b>Coliformes termotolerantes</b>	<b>NMP/100 ml</b>	>160000	>160000	>160000	>160000	160000

Fonte: A Autora (2023).

\* Análise cancelada (Interferência da salinidade).

Tabela 10 - Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas de poços rasos localizados às margens do rio Capibaribe em dezembro de 2022

<b>DEZEMBRO - POÇOS</b>							<b>Portaria GM/MS nº 888/2021</b>
<b>Parâmetros</b>	<b>Unid.</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	
<b>Temperatura do ar</b>	°C	27,0	30,4	29,7	28,7	28,3	-
<b>Temperatura da água</b>	°C	27,6	29,4	29,1	28,4	29,8	-
<b>pH (potenciométrico)</b>	-	6,42	6,97	6,32	7,72	6,43	6 - 9
<b>Turbidez</b>	NTU	65,00	75,00	0,50	70,00	0,50	5
<b>Cor verdadeira</b>	UC	10	10	10	5	5	-
<b>Condutividade elétrica a 20° C</b>	µS/cm	545	666	636	247	726	-
<b>Salinidade</b>	-	0,3	0,4	0,3	0,1	0,4	-
<b>Nitrito</b>	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1
<b>Nitrato</b>	mg/L	3,786	0,127	0,919	<0,08	<0,08	10
<b>Alcalinidade total</b>	mg/L	19,52	71,15	40,49	36,39	168,21	-
<b>Cloretos</b>	mg/L	78,87	157,11	132,42	31,48	125,35	250
<b>Sólidos totais a 105° C</b>	mg/L	413	416	393	198	421	-
<b>Sólidos suspensos totais a 105° C</b>	mg/L	28,0	37,2	0,2	34,4	0,2	-
<b>Sólidos totais dissolvidos</b>	mg/L	385,0	378,8	392,8	163,6	420,8	500
<b>Fósforo solúvel</b>	mg/L	0,096	0,109	<0,03	0,048	1,513	-
<b>Oxigênio dissolvido</b>	mg/L	3,54	3,64	3,84	2,50	3,80	-
<b>Oxigênio dissolvido (% Saturação)</b>	-	40,70	37,60	36,40	32,00	50,00	-
<b>Demanda bioquímica de oxigênio</b>	mg/L	4,31	4,71	5,60	5,16	1,47	-
<b>Demanda química de oxigênio</b>	mg/L	<25,00	<25,00	<25,00	<25,00	<25,00	-
<b>Clorofila a</b>	µg/L	ND*	0,27	0,49	ND*	0,76	-
<b>Coliformes termotolerantes</b>	NMP/100 ml	45	20	20	<180	1100	-

Fonte: A Autora (2023).

\*ND = Não detectável

Tabela 11 - Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas de poços rasos localizados às margens do rio Capibaribe em janeiro de 2023

<b>JANEIRO - POÇOS</b>							<b>Portaria GM/MS nº 888/2021</b>
<b>Parâmetros</b>	<b>Unid.</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	
<b>Temperatura do ar</b>	°C	31,0	29,9	28,8	27,8	27,8	-
<b>Temperatura da água</b>	°C	29,1	29,4	29,2	28,1	29,2	-
<b>pH (potenciométrico)</b>	-	7,38	6,57	6,41	7,71	7,70	6 - 9
<b>Turbidez</b>	NTU	11,50	24,90	0,50	130,00	5,00	5
<b>Cor verdadeira</b>	UC	4,9	5,6	3,2	10	120	-
<b>Condutividade elétrica a 20° C</b>	µS/cm	523	724	645	251	750	-
<b>Salinidade</b>	-	0,3	0,4	0,3	0,1	0,4	-
<b>Nitrito</b>	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1
<b>Nitrato</b>	mg/L	0,334	0,288	0,758	0,194	<0,08	10
<b>Alcalinidade total</b>	mg/L	10,87	68,31	41,04	38,78	169,51	-
<b>Cloretos</b>	mg/L	71,96	141,55	106,84	33,52	121,02	250
<b>Sólidos totais a 105° C</b>	mg/L	375	529	410	171	520	-
<b>Sólidos suspensos totais a 105°C</b>	mg/L	2,0	22,0	<0,1	26,0	2,0	-
<b>Sólidos totais dissolvidos</b>	mg/L	373,0	507,0	410,0	145,0	518,0	500
<b>Fósforo solúvel</b>	mg/L	0,047	0,119	<0,03	0,039	1,359	-
<b>Oxigênio dissolvido</b>	mg/L	2,50	2,30	3,60	3,48	2,17	-
<b>Oxigênio dissolvido (% Saturação)</b>	-	33,00	30,00	47,00	33,70	51,70	-
<b>Demanda bioquímica de oxigênio</b>	mg/L	1,66	2,96	4,36	2,11	1,81	-
<b>Demanda química de oxigênio</b>	mg/L	<25,00	<25,00	<25,00	<25,00	36,99	-
<b>Clorofila a</b>	µg/L	0,25	ND*	0,25	0,76	0,25	-
<b>Coliformes termotolerantes</b>	NMP/100 ml	<180	330	20	1100	1700	-

Fonte: A Autora (2023).

\*ND = Não detectável

Tabela 12 - Resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos por meio do monitoramento nas águas de poços rasos localizados às margens do rio Capibaribe em fevereiro de 2023

<b>FEVEREIRO - POÇOS</b>							<b>Portaria GM/MS nº 888/2021</b>
<b>Parâmetros</b>	<b>Unid.</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	
<b>Temperatuda do ar</b>	°C	28,0	28,2	28,6	29,6	28,3	-
<b>Temperatuda da água</b>	°C	27,7	28,9	28,5	28,1	29,3	-
<b>pH (potenciométrico)</b>	-	5,64	6,05	6,57	7,13	6,77	6 - 9
<b>Turbidez</b>	NTU	11,30	23,40	0,33	68,30	0,92	5
<b>Cor verdadeira</b>	UC	10,4	12,6	12,8	4,9	2,6	-
<b>Condutividade elétrica a 20° C</b>	µS/cm	482	781	648	260	748	-
<b>Salinidade</b>	-	0,3	0,4	0,3	0,1	0,4	-
<b>Nitrito</b>	mg/L	0,274	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1
<b>Nitrato</b>	mg/L	0,711	3,165	2,035	<0,08	<0,08	10
<b>Alcalinidade total</b>	mg/L	<9,00	76,40	40,53	42,16	171,22	-
<b>Cloretos</b>	mg/L	68,61	141,48	100,11	33,53	116,58	250
<b>Sólidos totais a 105° C</b>	mg/L	397	466	488	167	517	-
<b>Sólidos suspensos totais a 105° C</b>	mg/L	<0,1	8,0	2,0	9,0	<0,1	-
<b>Sólidos totais dissolvidos</b>	mg/L	397,0	458,0	486,0	158,0	517,0	500
<b>Fósforo sóluvel</b>	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	1,47	-
<b>Oxigênio dissolvido</b>	mg/L	3,50	3,10	3,94	2,64	3,92	-
<b>Oxigênio dissolvido (% Saturação)</b>	-	42,50	41,30	63,50	45,60	67,70	-
<b>Demanda bioquímica de oxigênio</b>	mg/L	4,15	8,40	9,80	2,16	7,01	-
<b>Demanda química de oxigênio</b>	mg/L	<25,00	<25,00	<25,00	<25,00	<25,00	-
<b>Clorofila a</b>	µg/L	ND*	0,53	1,04	0,25	-**	-
<b>Coliformes termotolerantes</b>	NMP/100 ml	1700	330	5400	3500	330	-

Fonte: A Autora (2023).

\*ND = Não detectável;

\*\*Análise cancelada (Volume filtrado < 300 mL).

A seguir, são apresentados os gráficos de cada parâmetro analisado, de modo a comparar os resultados obtidos por meio das amostras do rio Capibaribe e dos poços localizados em suas margens. Para alguns parâmetros limitados pela legislação vigente, foram levados em consideração os valores máximos permitidos (VMP) pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2021).

#### **4.1.1 Parâmetros físico-químicos**

##### **4.1.1.1 pH**

A definição do pH é uma importante ferramenta nas investigações sobre a qualidade e potabilidade das águas, principalmente no que se refere ao seu uso para consumo humano. Tal parâmetro torna-se relevante também pela sua capacidade de sorção de contaminantes do solo, considerando que seus íons  $H^+$  podem controlar o balanço de cargas na superfície dos grãos, tornando-o um importante fator a ser observado nos estudos sobre a técnica de FM (MESTRINHO, 2008).

A Figura 29 apresenta o comportamento do pH nas águas dos pontos do rio e poços estudados, sendo possível perceber certa similaridade entre seus valores. A grande maioria das amostras, tanto do rio quanto dos poços, não ultrapassou o padrão determinado pela Portaria do Ministério da Saúde, que estabelece a faixa de 6,0 a 9,0 como limites de potabilidade. Seus valores variaram entre 6,12 e 7,55 para os pontos de rio e entre 5,64 e 7,72 para os pontos de poços. Percebe-se, também, que em apenas uma das amostras de água de poço, mais especificamente a amostra do mês de fevereiro do Ponto 1, esteve abaixo da faixa de potabilidade, fato esse que também foi observado por Paiva (2009) e Freitas (2010) para algumas amostras de água de poço analisadas.

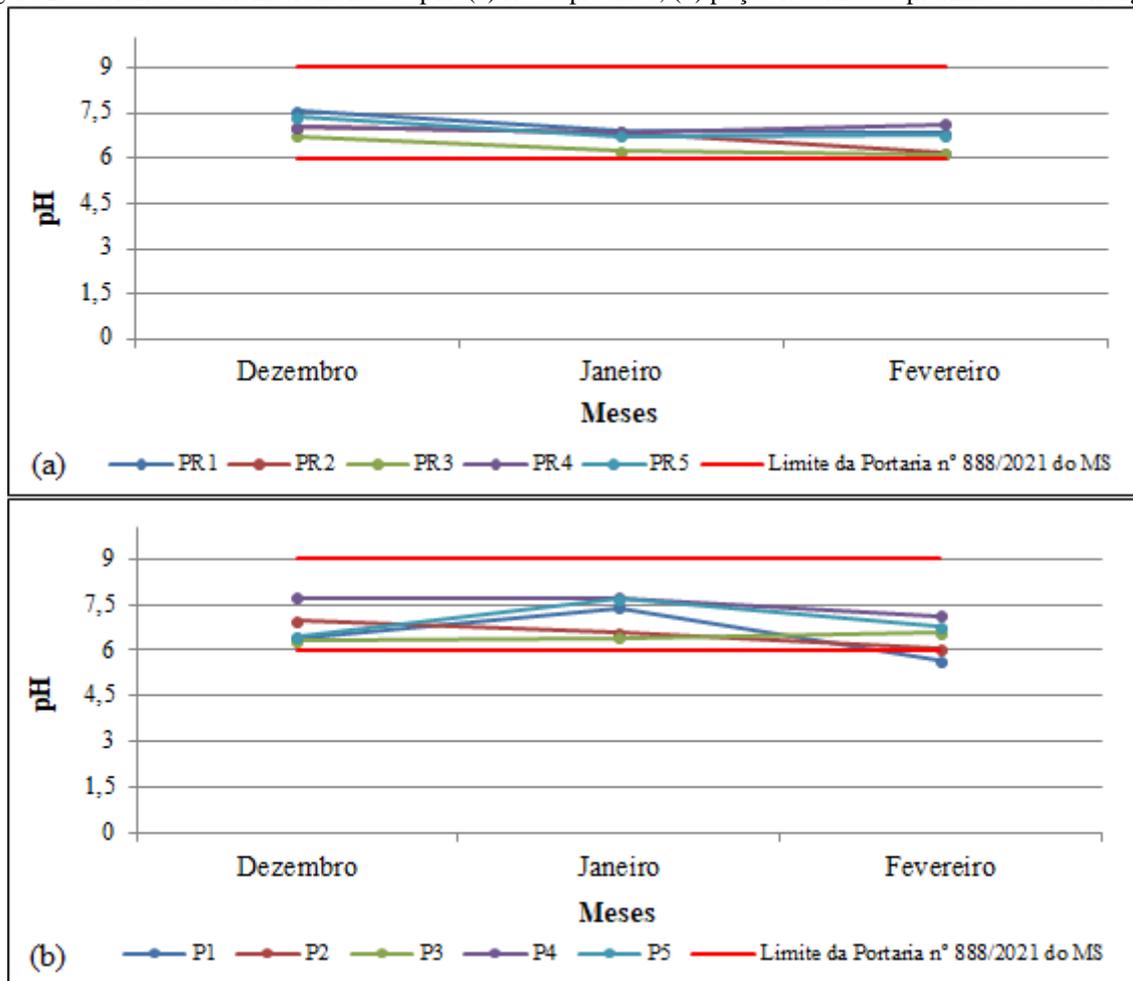
Conforme Nascimento (2021), caso venham ocorrer valores de pH inferiores aos estabelecidos pelas Normas brasileiras em locais de FM, é possível realizar o ajuste do parâmetro por meio da adição de produtos alcalinizantes antes da distribuição e consumo da população.

Destaca-se, ainda, a importância desse parâmetro nas reações que ocorrem durante a degradação da matéria orgânica, enquanto ocorre a passagem da água no solo. Esse processo causa a redução do pH devido à reação da água com o gás carbônico, formando ácido hidrogenocarbonato (SHAMSUDDIN *et al.*, 2014). Em metade das amostras coletadas, observou-se que os índices de pH foram menores nas águas dos poços em comparação com os valores encontrados nas águas do rio, independente de sua distância até o rio. Essa redução

também foi observada em outros estudos para a água de corpos hídricos e poços, como os realizados por Wahaab *et al.* (2019), Nagy-Kovács *et al.* (2019) e Ghodeif *et al.* (2022).

Entretanto, no estudo realizado por Abdelrady *et al.* (2020), ao avaliar a qualidade da água do corpo superficial e poços localizados próximos de suas margens no Egito, observou-se um ligeiro aumento nos valores de pH obtidos entre as águas do corpo superficial e dos poços analisados. Do mesmo modo, salienta-se que na água do poço localizado no Ponto 4, à distância de 83 m do rio, a maior entre os poços analisados, observou-se um aumento do seu pH em relação a água do rio. Esse episódio ocorreu durante as três campanhas de amostragem e acredita-se que esteja associado com o fato de esse poço estar desativado a algum tempo, não possuindo bombeamento, caracterizando-se, possivelmente, apenas como água do aquífero e não como uma mistura entre as águas do meio superficial e subterrâneo.

Figura 29 - Gráfico do monitoramento de pH: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

#### 4.1.1.2 Turbidez

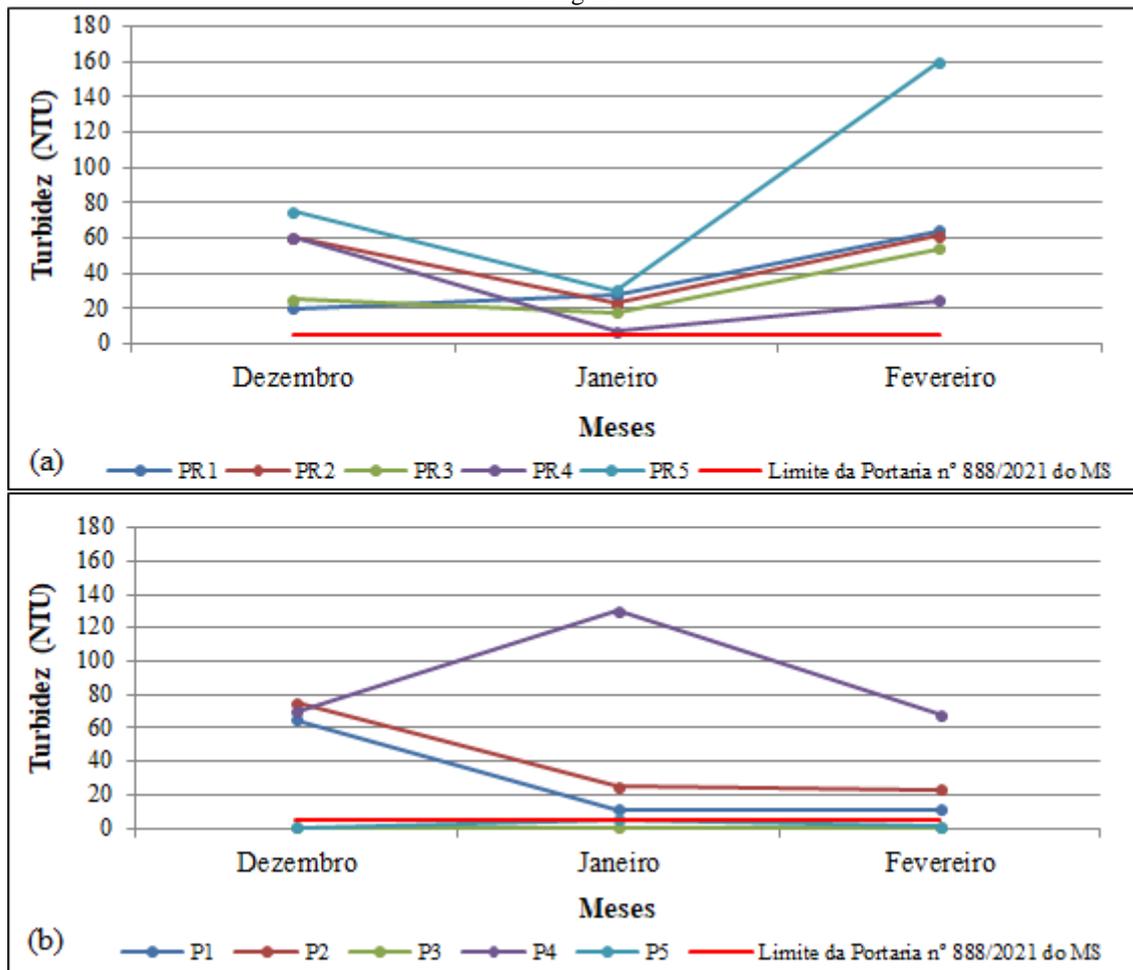
A turbidez trata-se de um parâmetro físico de qualidade que indica o grau de interferência que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. Sua fonte principal é a erosão dos solos, além do lançamento de esgotos e efluentes industriais, que também são importantes fontes que causam aumento considerável dos níveis de turbidez da água (ANA, 2023).

Os índices de turbidez encontrados na água dos pontos coletados ao longo do rio Capibaribe e em poços rasos localizados ao longo de suas margens estão apresentados na Figura 30. Percebe-se que apenas os poços localizados nos pontos 3 e 5 mostraram-se de acordo com a Portaria do Ministério da Saúde, que determina o limite de 5 NTU de turbidez para que a água seja considerada potável. Tais pontos mostraram-se dentro do padrão para as três campanhas de amostragem, demonstrando serem confiáveis para consumo humano, tendo em vista unicamente esse parâmetro.

Com relação aos demais pontos, tanto as águas dos poços como as do rio, apresentaram-se acima do padrão determinado pela Norma brasileira de potabilidade. No entanto, evidencia-se que em torno de 60% das amostras houve uma diminuição da turbidez dos poços em relação às amostras do rio, ilustrando a capacidade de atenuação durante a passagem da água superficial pelas camadas do solo, conforme também observado por Nagy-Kovács *et al.* (2019) e Noh *et al.* (2022).

Os valores de turbidez obtidos no Ponto 4 mostraram-se bastante expressivos, sobressaindo-se entre os demais, principalmente na terceira amostragem, no mês de fevereiro, no qual apresentou um valor de 160 NTU. Isso pode ser justificado devido à existência de uma obra nas dependências onde o poço está localizado. Por esse motivo, as poeiras e resíduos gerados pelos materiais de construção podem estar contaminando a água do poço, que se encontrava descoberto durante as coletas. Além disso, suas águas não estavam sendo aproveitadas durante as coletas, não possuindo bombeamento.

Figura 30 - Gráfico do monitoramento de turbidez: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

Conforme Gutiérrez *et al.* (2017), a concentração de sólidos suspensos na água superficial pode ser um elemento importante na capacidade de atenuação desses materiais pela técnica de FM. Segundo os referidos autores, a maior concentração desses sólidos pode aumentar a eficiência dos sistemas de filtração, devido ao desenvolvimento de diferentes zonas redox. Ainda assim, os mesmos autores alertam para que seja oferecida uma maior atenção a esses níveis, pois esses também são capazes de gerar problemas como colmatção, prejudicando o processo de tratamento.

Diversos estudos relatam êxito na remoção de turbidez em locais que utilizam os sistemas de FM como tratamento de água, como por exemplo, os realizados por Zhu *et al.* (2019) na China, que obtiveram bons resultados de remoção da turbidez, sendo capaz de remover 95% da turbidez encontrada na água do rio. Freitas *et al.* (2017) também mencionam a remoção de turbidez durante o processo de FM em poços localizados nas margens do rio Beberibe, em Recife-PE. Durante suas análises, o parâmetro mencionado variou de 16,3 a 158

NTU nas águas do rio e de 0,05 a 0,3 NTU para as águas dos poços rasos, resultando em uma remoção de 99,8%.

Apesar desse estudo não ter apresentado certa influência da distância dos poços até o rio na variação dos níveis de turbidez da água, Hu *et al.* (2022) demonstraram uma faixa de declínio da turbidez em torno 59,4 a 96,9%, aumentando conforme o aumento da distância de infiltração.

#### 4.1.1.3 Condutividade elétrica

A Condutividade Elétrica (CE) trata-se de um parâmetro que serve como referência para o entendimento, mesmo que superficial, sobre a qualidade dos corpos hídricos. Com relação às águas subterrâneas, representa um modo relativamente fácil e rápido de caracterização do meio. Reflete a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, sendo uma característica importante na comparação com a quantidade de sais presentes. As águas subterrâneas que possuem níveis elevados de CE também expõem maiores quantidades de sais (cátions e ânions) (VASCONCELOS *et al.*, 2019). Embora não seja um parâmetro limitado pela Norma brasileira de potabilidade das águas, conforme Cruz (2019), trata-se de uma informação importante, uma vez que está diretamente relacionada com a quantidade de sólidos totais dissolvidos presentes na água em forma de íons. A unidade usual desse parâmetro é o microsiemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

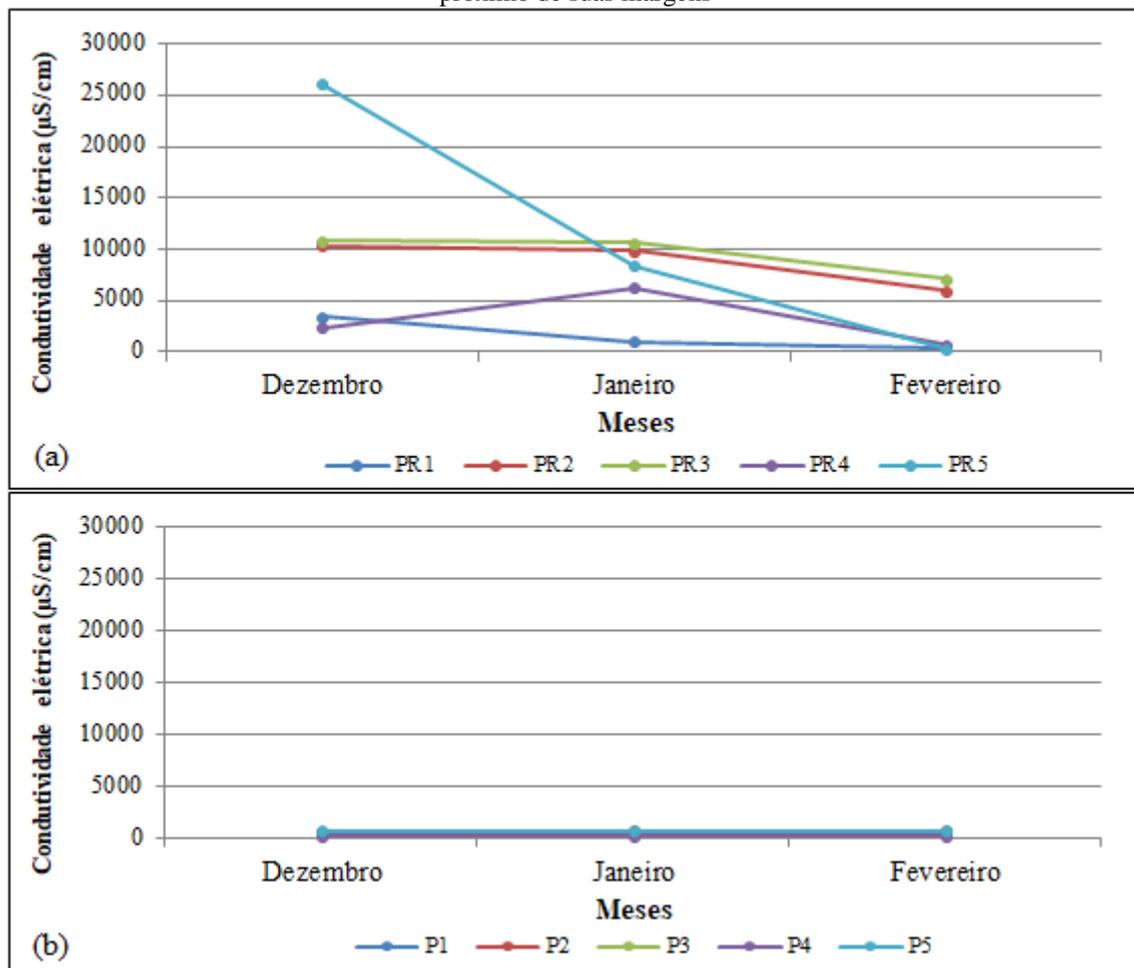
Os índices de CE dos locais analisados podem ser vistos na Figura 31. Baseado nisso, torna-se possível perceber que os valores obtidos para as águas do rio Capibaribe mostraram-se bem maiores que os obtidos para as águas dos poços. As amostras dos poços não apresentaram grandes variações, revelando valores próximos. Freitas *et al.* (2017) também obtiveram valores maiores para as águas do rio, ao avaliar a FM quanto à remoção de alguns contaminantes. Seus valores médios foram de  $247 \pm 63,0 \mu\text{S}/\text{cm}$  para as águas do rio Beberibe, em Pernambuco, e de  $233 \pm 30$  e  $236 \pm 11$  para os poços.

Além dos autores citados, Cruz (2019) também obteve maiores valores de CE para o rio Capibaribe em duas de suas coletas, exibindo valores de  $5440 \mu\text{S}/\text{cm}$  para o Ponto 1 e  $7860 \mu\text{S}/\text{cm}$  para o Ponto 2. O autor justifica essa diferença entre os valores do rio e poços devido à ocorrência de maré alta durante o período de coleta, o que influencia os resultados em razão do avanço do mar ao encontro do rio, tornando a água mais salina. Diante disso, ao analisar as condições das marés em Recife durante os dias de coleta do presente estudo, verificou-se que a maioria das coletas também ocorreu em dias de maré alta, o que também

pode ter gerado influência nos resultados obtidos. Outro fator que pode ter sido determinante para a obtenção de valores elevados de CE nas águas do rio Capibaribe é a grande quantidade de lançamentos de resíduos que são despejados no manancial (VERAS, 2011).

Vale salientar que a distância dos poços até o rio pode ter influenciado nos valores de CE dos poços, pois o poço mais distante e que se encontra desativado (Ponto 4) exibiu os menores valores, na faixa de 247 - 260  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para as três coletas, assim como o poço localizado no Ponto 1 (28 m até o rio), o qual apontou valores entre 482 - 545  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Os Pontos 2, 3 e 5 (distâncias entre 6 a 25 m do rio), exibiram os maiores valores, na faixa de 666 - 781  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Assim sendo, Sahu *et al.* (2019) afirmam que a CE pode aumentar com o tempo de detenção e operação dos poços, com o aumento da porcentagem de partículas finas no solo, aumento da profundidade do leito do solo e diminuição do gradiente hidráulico.

Figura 31 - Gráfico do monitoramento de condutividade elétrica: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

Apesar dos resultados terem ocorrido conforme exposto, há vários trabalhos que mostram o comportamento da condutividade elétrica diferente dos apresentados neste estudo,

ou seja, seus valores aumentam da água do rio para a água do poço de produção de FM (FREITAS *et al.*, 2012; GUEDES *et al.*, 2019; NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019; WAHAAB *et al.*, 2019; ABDELRAKY *et al.*, 2020; GHODEIF *et al.*, 2022). De acordo com Thakur *et al.* (2012), esse fato ocorre devido à absorção de alguns solutos pela água ao passar pelas camadas do solo, o que pode causar o aumento da condutividade elétrica e da alcalinidade durante a FM.

#### 4.1.1.4 Cor verdadeira

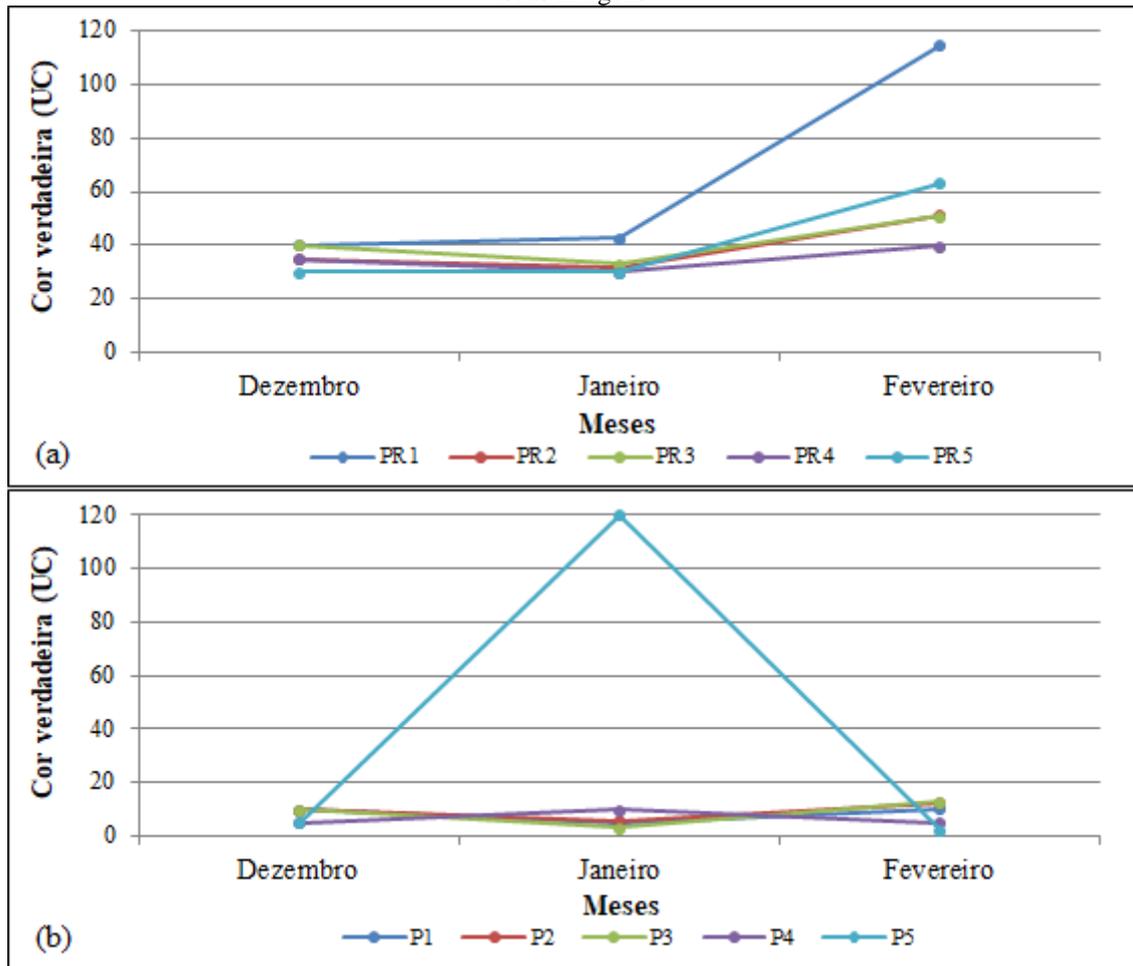
A cor da água é produzida pela reflexão da luz em partículas minúsculas e dispersas, que podem ser de origem orgânica, pela presença de ácidos húmicos e fúlvicos, ou de origem mineral, devido à presença de resíduos industriais, compostos de ferro e manganês. Para fins de abastecimento, sua caracterização é feita distinguindo-se a cor aparente, na qual são consideradas as partículas suspensas da água, da cor verdadeira, sendo essa obtida após centrifugação da amostra (BRASIL, 2006). De acordo com a Norma brasileira de potabilidade, a água deve apresentar intensidade de cor aparente inferior a 15 unidades para atender ao padrão estabelecido (BRASIL, 2021). Já a cor verdadeira, essa não é um parâmetro limitado pelo padrão de potabilidade brasileiro.

A presença de substâncias dissolvidas ou em suspensão, considerando a concentração e a natureza do material presente, pode modificar a cor da água na maioria das vezes. Assim, a origem das partículas que atribuem cor nas águas será determinante na escolha do tipo de tratamento e remoção a ser utilizada nas estações de tratamento (VERAS, 2011). A unidade usual para expressar esse parâmetro utilizada neste estudo foi a uC (Unidade de Cor), que corresponde a uma unidade Hazen (uH), correspondente a 1 mg Pt Co/L.

Os níveis de cor verdadeira obtidos durante o monitoramento estão ilustrados na Figura 32. Percebe-se que na grande maioria das amostras houve uma diminuição significativa de seus valores ao passar do rio para os poços, com exceção do ponto 5 durante a coleta de janeiro, que pode ter acontecido devido à forma de utilização da própria água do poço, ou até mesmo, pelo carreamento de partículas devido à ocorrência de uma pequena precipitação antes da coleta. Os níveis de cor verdadeira variaram entre 30 e 115 uC para as águas do rio Capibaribe e entre 2,6 e 120 uC para as águas dos poços. Salienta-se que das amostras dos poços, apenas uma esteve acima de 15 uC, demonstrando um valor elevado e correspondente a 120 uC. Todas demais amostras de poço exibiram valores abaixo de 15 uC.

Os resultados alcançados para as águas do rio Capibaribe podem ser justificados devido a grande quantidade de despejos no manancial e quantidade de matéria orgânica oriunda de fragmentos de vegetação, que também aumentam significativamente o nível de cor, em razão de sua decomposição nas águas (VERAS, 2011).

Figura 32 - Gráfico do monitoramento de cor verdadeira: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

Percebe-se, ainda, que a distância entre o rio e os poços não teve influência nos resultados de cor verdadeira expostos, pois houve redução significativa do parâmetro independente desse fator. Durante suas investigações, Freitas *et al.* (2017) alcançaram resultados semelhantes aos obtidos neste estudo, ao exibir um valor médio de cor para a água do rio Beberibe-PE correspondente a  $169,1 \pm 93,1$  e de  $27,0 \pm 2,9$  e  $1,8 \pm 1,3$  para os poços rasos, resultando em uma remoção de 98,41% por meio do processo de absorção. Assim como os autores mencionados, Dragon *et al.* (2018) observaram uma significativa redução da cor durante a passagem das águas superficiais aos poços de FM, exibindo uma taxa correspondente à 42-47% em poços localizados a distâncias de 60 - 80 m.

Outros trabalhos comentam sobre uma elevada atenuação dos níveis de cor aparente por meio dos sistemas de FM, como por exemplo, os executados por Guedes *et al.* (2019) em Santa Catarina, no Brasil, que alcançaram valores entre 56 - 468 uH para a água bruta do rio Belo e entre 0 - 6 uH para as águas tratadas do poço de FM. Suas análises revelaram níveis de acordo com o valor máximo permitido pela Norma brasileira de potabilidade, correspondente a 15 uH.

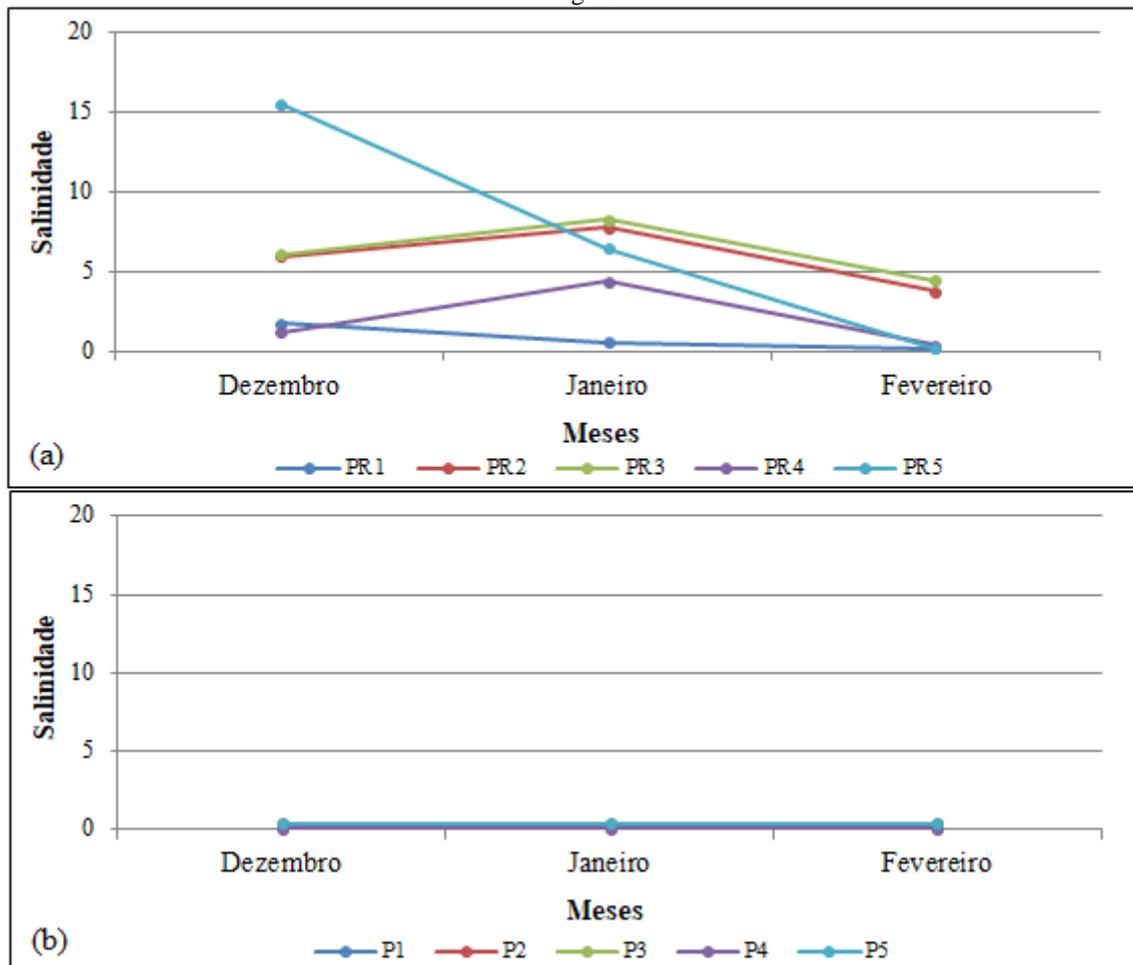
#### 4.1.1.5 Salinidade

A salinidade está relacionada à quantidade de sais dissolvidos nas águas, apresentando índices diretamente associados aos seus valores de condutividade elétrica (PAIVA, 2009). Os níveis de salinidade presentes nas águas do rio Capibaribe e em poços localizados próximo às suas margens estão demonstradas na Figura 33. De acordo com seus dados, é possível perceber que há uma redução nos valores encontrados nas águas dos poços em comparação às águas do rio para a maioria das amostras. Tal efeito já era esperado, à medida que foi observado um comportamento semelhante nos índices de condutividade elétrica para as amostras de água dos poços e do rio.

Os altos índices de salinidade encontrados nos pontos de rio podem ser justificados, tanto pela interferência da maré alta durante a maioria das coletas, como pelo lançamento de grandes quantidades de resíduos, efluentes domésticos e industriais que ocorre diariamente no rio Capibaribe.

De acordo com os resultados, as amostras do rio variaram entre 0,2 - 15,6 e as dos poços entre 0,1 - 0,4. Como já era esperado, assim como os índices de condutividade elétrica, os menores valores de salinidade foram encontrados nas águas do poço localizado no Ponto 4, que se encontra mais distante do rio. As amostras de fevereiro dos poços localizados nos Pontos 1 e 5 tiveram um ligeiro aumento, assim como nos índices de condutividade elétrica encontrados para ambos.

Figura 33 - Gráfico do monitoramento de salinidade: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

#### 4.1.1.6 Nitrito e nitrato

O nitrogênio é considerado um dos contaminantes mais importantes presentes nas águas residuais. Ocorre de várias formas e estados de oxidação, podendo chegar aos diferentes corpos hídricos na forma de amônia, nitrito e nitrato. Tais compostos podem ser responsáveis por diversos problemas de toxicidade à fauna e à flora aquática, pela diminuição de oxigênio dissolvido, pelo processo de eutrofização, além de outros problemas que podem afetar a saúde humana (HULTH *et al.*, 2005; HE *et al.*, 2009).

O nitrito e o nitrato ocorrem de forma natural, como parte integrante do ciclo de nitrogênio, sendo o primeiro comumente utilizado como conservantes de alimentos e o segundo em fertilizantes inorgânicos. Conforme Paiva (2009), as concentrações de nitrato nas águas superficiais e subterrâneas geralmente são baixas, podendo atingir valores elevados como consequência do processo de lixiviação ou escoamento superficial proveniente de terras

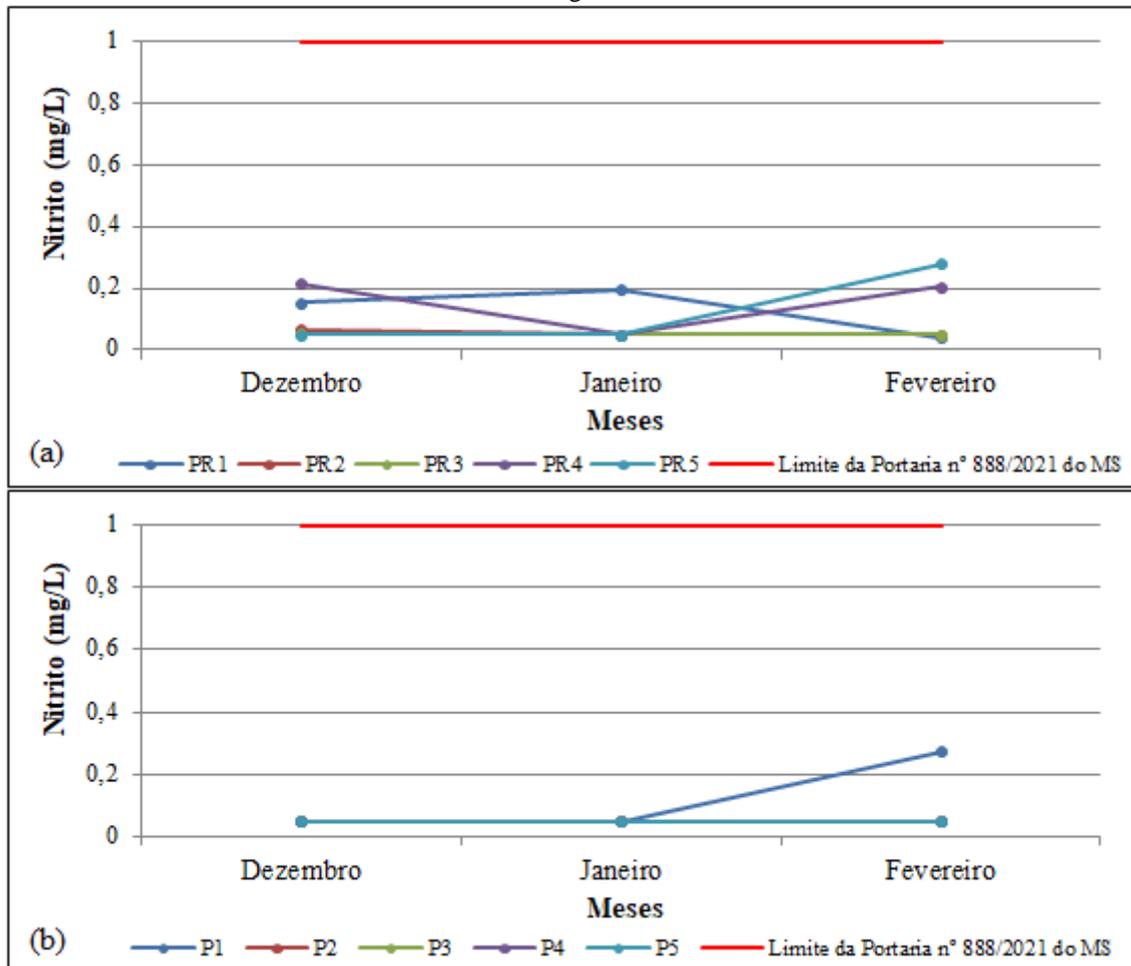
usadas para agricultura ou contaminadas por dejetos humanos ou de animais, como efeito da oxidação da amônia.

Os níveis de nitrito e nitrato alcançados a partir do monitoramento realizado nesta investigação estão expostos nas Figuras 34 e 35, respectivamente. Percebe-se, portanto, que todos os valores, tanto de nitrito como de nitrato, dos pontos de poços e rio estão dentro do VMP pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que corresponde a 1 mg/L para o nitrito e a 10 mg/L para o nitrato (BRASIL, 2021).

Identifica-se, ainda, no que diz respeito aos índices de nitrito, que esses apresentaram uma elevada redução nos valores encontrados nos poços em comparação aos do rio Capibaribe e que a grande maioria das amostras de poço exibiram uma quantia igual ao limite de quantificação do parâmetro, equivalente a 0,05 mg/L, com exceção de uma amostra, a do mês de fevereiro do poço localizado no Ponto 1. Nessa, houve um ligeiro aumento em comparação à amostra do rio, passando de 0,04 mg/L no rio para 0,274 mg/L no Poço 1. Esse comportamento pode ser explicado pela alta precipitação que ocorreu no dia anterior à coleta, carreando partículas e contaminantes presentes no solo, como dejetos de animais, pois a área do jardim serve como local de passeio de animais domésticos e recreação.

Considerando o nitrito como parâmetro, percebe-se que não foi encontrada similaridade entre os níveis das águas do rio e poços e que, além do mais, a distância entre esses não exibiu uma forte influência nos números encontrados, pois a atenuação ocorreu independente desse fator.

Figura 34 - Gráfico do monitoramento de nitrito: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

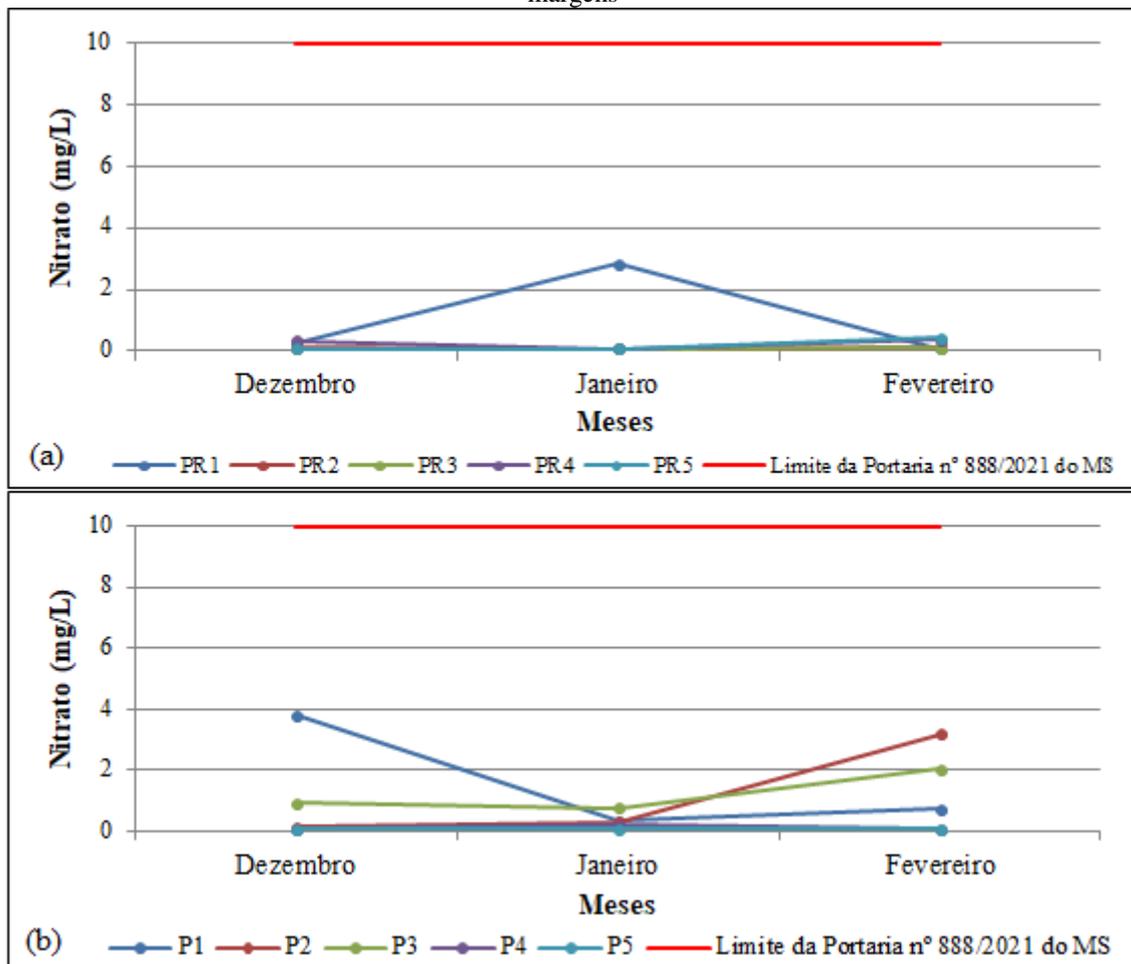
No que se refere aos índices de nitrato alcançados durante o monitoramento, algumas amostras dos poços demonstraram menores níveis em comparação as do rio Capibaribe. Apesar disso, em 60% das amostras dos poços houve um aumento, mesmo que discreto de seus índices. Fato também observado durante as investigações feitas por Paiva (2009) e Freitas (2010) em algumas de suas amostras. Assim como nos valores de nitrito, não foi observada influência da distância entre poços e rio nos valores alcançados.

Os níveis de nitrato atingidos no presente estudo variaram entre 0,08 – 2,83 mg/L para as amostras de rio e entre 0,08 – 3,78 mg/L para os poços, sendo o maior valor encontrado no poço situado no Ponto 1, durante a coleta de dezembro. Esse desempenho pode ser justificado pela presença de algum contaminante próximo ao poço ou mesmo pelas ações de manutenção e manuseio dos poços. A elevação observada no Poço 3 em comparação ao índice do rio no local próximo, pode ser explicada pela localização do poço, que se encontra próximo a um banheiro público da cidade. Sua coleta foi realizada na torneira desse banheiro, pois o poço

encontrava-se tampado com cimento, devido a vários furtos de equipamentos que já ocorreram no local. Do mesmo modo que nos índices obtidos para o nitrito, em alguns casos, tanto as amostras de rio quanto as de poço demonstraram níveis correspondentes ao limite de quantificação do nitrato, equivalente a 0,08 mg/L.

Dragon *et al.* (2018) expuseram elevadas flutuações nos índices de nitrito e nitrato encontrados no rio Warta, na Polônia e alcançou um alto nível de redução de nitrogênio durante o processo de FM. Freitas *et al.* (2012) também demonstraram uma significativa redução dos índices de nitrito e nitrato alcançados por meio do processo de filtração nas margens do rio Beberibe, em Pernambuco. Durante suas investigações alcançou o valor de 0,461 mg/L para as águas do rio e de 0,005 mg/L para as águas do poço de produção de FM.

Figura 35 - Gráfico do monitoramento de nitrato: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

Durante as investigações de Gupta *et al.* (2015), ao analisar a água de um poço de FM localizado às margens do rio Alaknanda em Srinagar, na Índia, os autores observaram uma elevação dos valores de nitrato nas águas do poço em relação à água do rio. Tal aumento

ocorreu devido à geologia da região composta por rochas expostas, que podem fazer com que o nitrato seja arrastado para as águas subterrâneas e, conseqüentemente, para o poço de FM por meio do processo de lixiviação. Da mesma forma que o autor mencionado, Nagy-Kovács *et al* (2019) também notaram um aumento relevante nas concentrações de nitrato na água filtrada.

#### 4.1.1.7 Alcalinidade

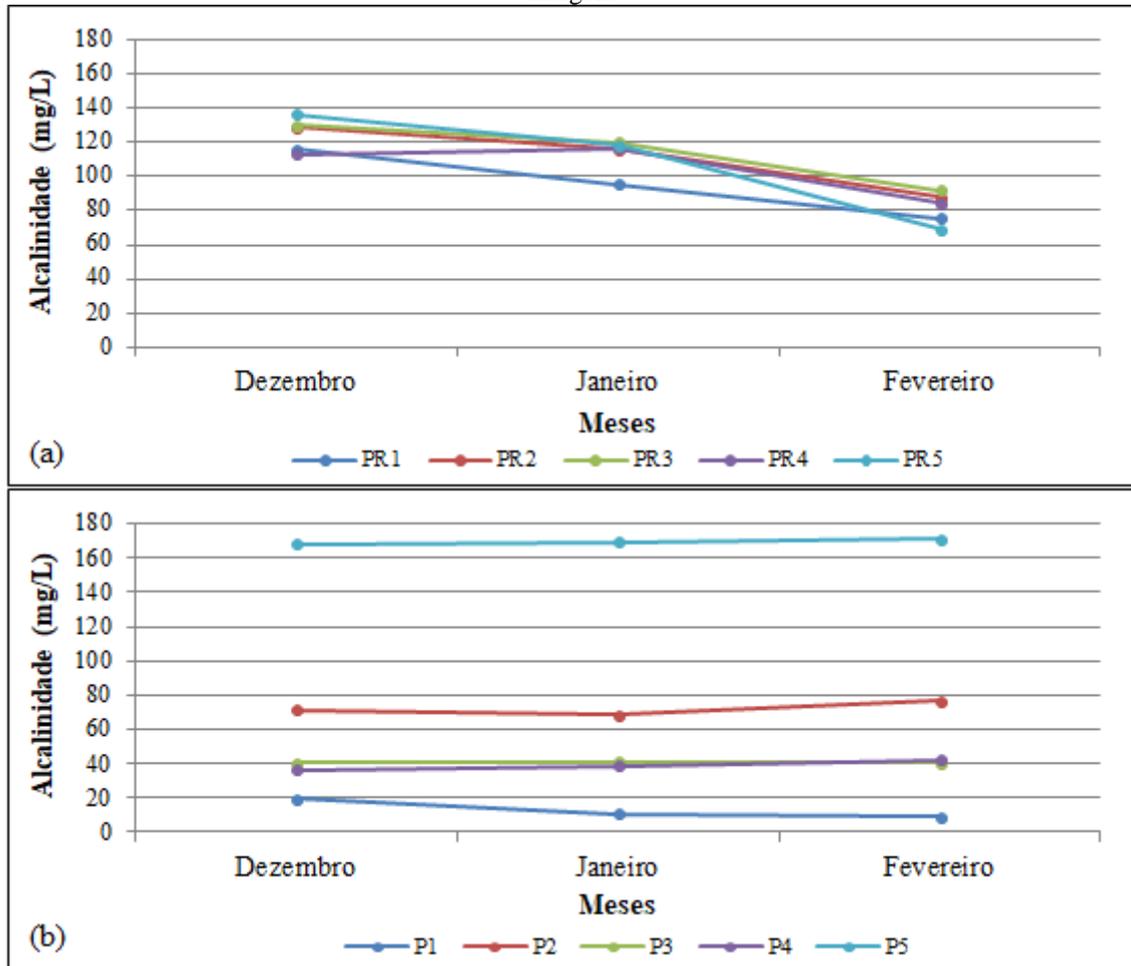
A alcalinidade pode ser definida como a quantidade de íons presentes na água capazes de reagir para neutralizar íons de hidrogênio. Esse parâmetro expressa a capacidade da água de neutralizar os ácidos, servindo para indicar sua capacidade de tamponamento, ou seja, sua resistência a mudanças do pH. Os ambientes aquáticos que expõem uma alcalinidade elevada podem, em razão disso, manter aproximadamente os mesmos teores de pH, mesmo com o recebimento de contribuições fortemente ácidas ou alcalinas (BRASIL, 2006). É considerada uma das mais importantes determinações no controle da água, sendo associada à coagulação, redução dos níveis de dureza e prevenção de corrosão nas canalizações de ferro fundido da rede de distribuição. Geralmente, é expressa em termos de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991).

Segundo Brasil (2006), verifica-se que na maioria dos ambientes aquáticos, a alcalinidade é resultante, exclusivamente, da presença de bicarbonatos. Ainda segundo o autor, altos índices de alcalinidade estão ligados a processos de decomposição da matéria orgânica e à alta taxa respiratória de microrganismos, com liberação e dissolução do gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) na água e, ainda, a maior parte das águas naturais apresenta valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ .

Os níveis de alcalinidade alcançados para os pontos do rio Capibaribe e poços localizados ao longo de suas margens estão ilustrados na Figura 36. A partir de suas informações, identifica-se uma irregularidade nos índices de alcalinidade entre os pontos de rio e poços e certa estabilidade entre os valores obtidos para os poços durante os meses de monitoramento. A maior parte das amostras, em torno de 80%, oriundas dos poços exibiu um valor menor que as do rio, com exceção apenas do Ponto 5, na qual a alcalinidade mostrou-se aumentar entre o rio e o poço. Paiva (2009) também observou um ligeiro aumento da alcalinidade nas águas dos poços em algumas de suas coletas.

Outros autores mencionam a redução da alcalinidade durante a passagem das águas superficiais através das camadas do solo, por meio dos sistemas de FM (PAIVA, 2009; FREITAS, 2010; VERAS, 2011; CRUZ, 2019).

Figura 36 - Gráfico do monitoramento de alcalinidade: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

Diferentemente da maioria dos resultados obtidos, Romero-Esquivel (2017) observou um aumento na alcalinidade entre rio e poço raso, conforme o que também foi observado para o Ponto 5 deste estudo. De acordo com suas análises, a alcalinidade das águas da lagoa do Peri, em Santa Catarina, foi de  $8 \pm 1$  e de  $90 \pm 5$  para o primeiro poço produtor de FM e de  $105 \pm 5$  para o segundo poço produtor, ocasionando um aumento em torno de 91%. Os valores atingidos para o Ponto 5 variaram entre 69,24 - 136,41 mg/L nas águas do rio para 168,21 - 171,22 mg/L para as águas do poço, exibindo aumentos de 18%, 30% e 60% durante os três meses de monitoramento, respectivamente.

Constata-se que a distância entre poços e rio não teve influência nos valores de alcalinidade observados e que, apesar do aumento na água filtrada do ponto 5, a maior

quantidade das amostras esteve dentro do intervalo considerado ideal para a maior parte das águas naturais, de acordo com Brasil (2006). Desse modo, torna-se possível afirmar que a FM é uma técnica que pode ser utilizada nas margens do rio Capibaribe, devendo ser observados pontos importantes de manutenção e escolha do local de aplicação, de maneira a garantir a eficiência do método.

#### 4.1.1.8 Cloretos

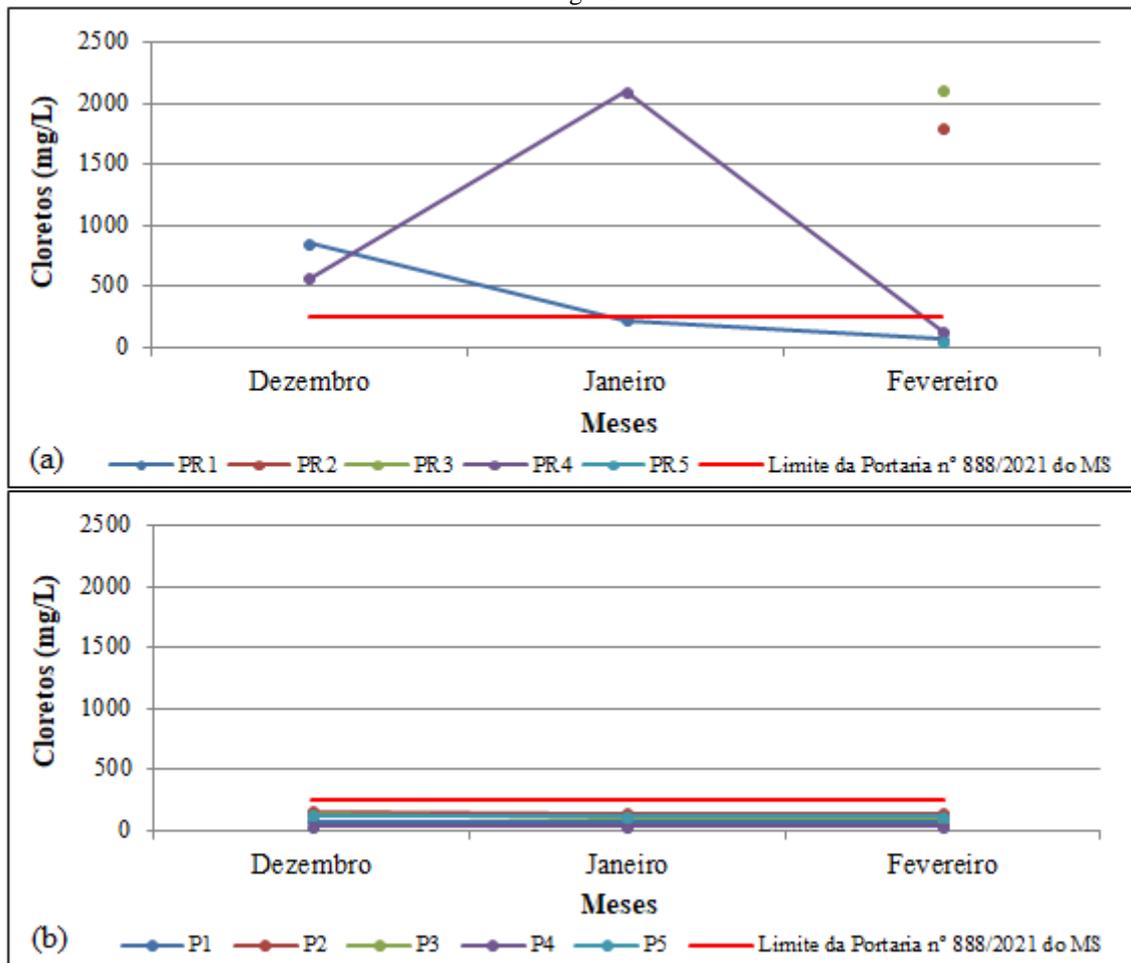
De modo geral, a ocorrência de cloretos nas águas brutas pode se dar desde pequenas a elevadas concentrações, estando presentes na forma de cloretos de sódio, cálcio e magnésio. Sua origem na água potável é decorrente de fontes naturais, efluentes industriais e de esgoto e escoamento superficial contendo sais e intrusão salina. Altas concentrações de cloretos na água podem restringir seu uso, em razão do sabor que esses conferem e pelo efeito laxativo que podem provocar, além de aumentar as taxas de corrosão de metais nos sistemas de distribuição. O principal modo de contato do homem com o cloreto se dá por meio da adição de sal na comida, sendo esse tipo de consumo muito maior que ao beber a água (PAIVA, 2009; BRASIL, 2013). Em alguns casos, o cloreto pode ser utilizado para quantificar a mistura entre a água superficial e a água subterrânea, determinando a porção de água filtrada nas margens e água subterrânea (KEDZIOREK *et al.*, 2008; WAHAAB *et al.*, 2019).

Na Figura 37, verificam-se as concentrações de cloretos encontradas nas águas do rio Capibaribe e poços localizados ao longo de suas margens. Torna-se importante destacar que as amostras referentes aos meses de dezembro e janeiro dos pontos 2, 3 e 5 do rio Capibaribe não foram realizadas pelo laboratório devido à interferência da salinidade. De todo modo, a partir dos dados encontrados, torna-se possível perceber uma elevada atenuação de suas concentrações ao comparar os resultados obtidos no rio e nos poços. Todas as amostras dos poços mostraram-se de acordo com o VMP pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que determina um valor de máximo de 250 mg/L de cloretos em águas potáveis (BRASIL, 2021).

Wahaab *et al.* (2019), ao avaliaram as mudanças na qualidade da água como resultado do sistema de FM no Egito, obtiveram bons resultados de atenuação de cloretos, à medida que encontrou uma concentração média correspondente a 15 mg/L no rio Nilo e não detectou concentrações do parâmetro no poço de FM nas cidades de Luxor e Sohag. Resultados semelhantes foram encontrados por Cruz (2019), ao investigar dois locais de FM às margens do rio Capibaribe, verificando uma alta diminuição nos índices dos poços em comparação aos do rio na maioria das amostras.

Apesar disso, outros autores verificaram um ligeiro aumento entre as concentrações de cloretos das águas superficiais e poços, porém sempre de acordo com os padrões de potabilidade considerados (TYAGI *et al.*, 2013; BERTRAND *et al.*, 2021; AL-JAF, 2021). Além dos autores mencionados, Glorian *et al.* (2018) encontraram uma concentração relativamente alta de cloreto para as águas do poço de FM, correspondente a 133 mg/L, fato esse que, de acordo com os autores, é comum acontecer nos poços em Haridwar, na Índia, o que indica uma infiltração temporal de águas residuais urbanas nos poços.

Figura 37 - Gráfico do monitoramento de cloretos: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

#### 4.1.1.9 Sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais

Os sólidos totais presentes na água podem ser divididos em dois tipos diferentes, sendo esses os sólidos suspensos totais e os sólidos dissolvidos totais. Além dessa divisão, os sólidos suspensos são compostos pelos sólidos sedimentáveis e não sedimentáveis, ao passo que os sólidos dissolvidos são compostos pelos sólidos voláteis e fixos. Os sólidos em

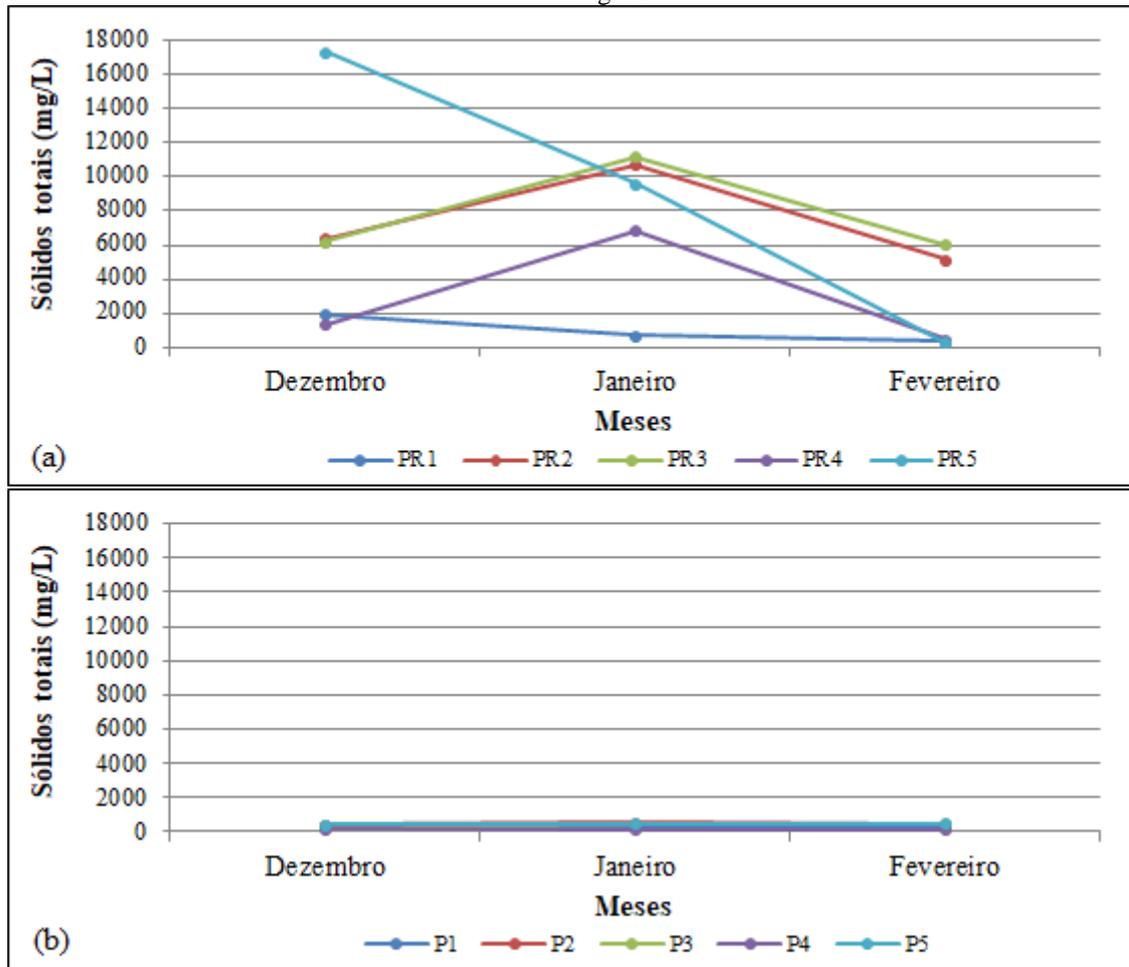
suspensão são definidos como partículas passíveis de retenção por meio do processo de filtração, enquanto que os sólidos dissolvidos totais compreendem os sais inorgânicos, principalmente cálcio, magnésio, potássio, sódio, bicarbonatos, cloretos e sulfatos, e pequenas quantidades de matéria orgânica dissolvida na água (PAIVA, 2009; BRASIL, 2006).

Segundo Brasil (2006), o surgimento dos sólidos nas águas pode ocorrer de forma natural, por meio de processos erosivos, organismos e detritos orgânicos, ou por meio de atividades antropogênicas, por meio do lançamento de resíduos, efluentes industriais e domésticos. Além do mais, suas concentrações podem variar consideravelmente, dependendo das regiões geológicas da natureza e da solubilidade de seus minerais (PAIVA, 2009).

Nas Figuras 38, 39 e 40, é possível observar os níveis encontrados de sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais, respectivamente. Desses, o único que possui limitação de acordo com a Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde é o parâmetro de sólidos dissolvidos totais, por meio da qual é necessário que a água apresente um limite correspondente a 500 mg/L para ser considerada de acordo com os padrões de potabilidade estabelecidos (BRASIL, 2021).

Considerando os índices de sólidos totais encontrados durante o monitoramento, percebe-se que suas concentrações diminuíram consideravelmente entre as amostras do rio Capibaribe e os poços ao longo de suas margens, demonstrando certa irregularidade entre seus valores. Os valores encontrados para o rio mostraram-se bastante expressivos, variando entre 307 - 17.340 mg/L no rio e entre 167 - 529 mg/L nos poços rasos, demonstrando uma atenuação de até 97%.

Figura 38 - Gráfico do monitoramento de sólidos totais: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



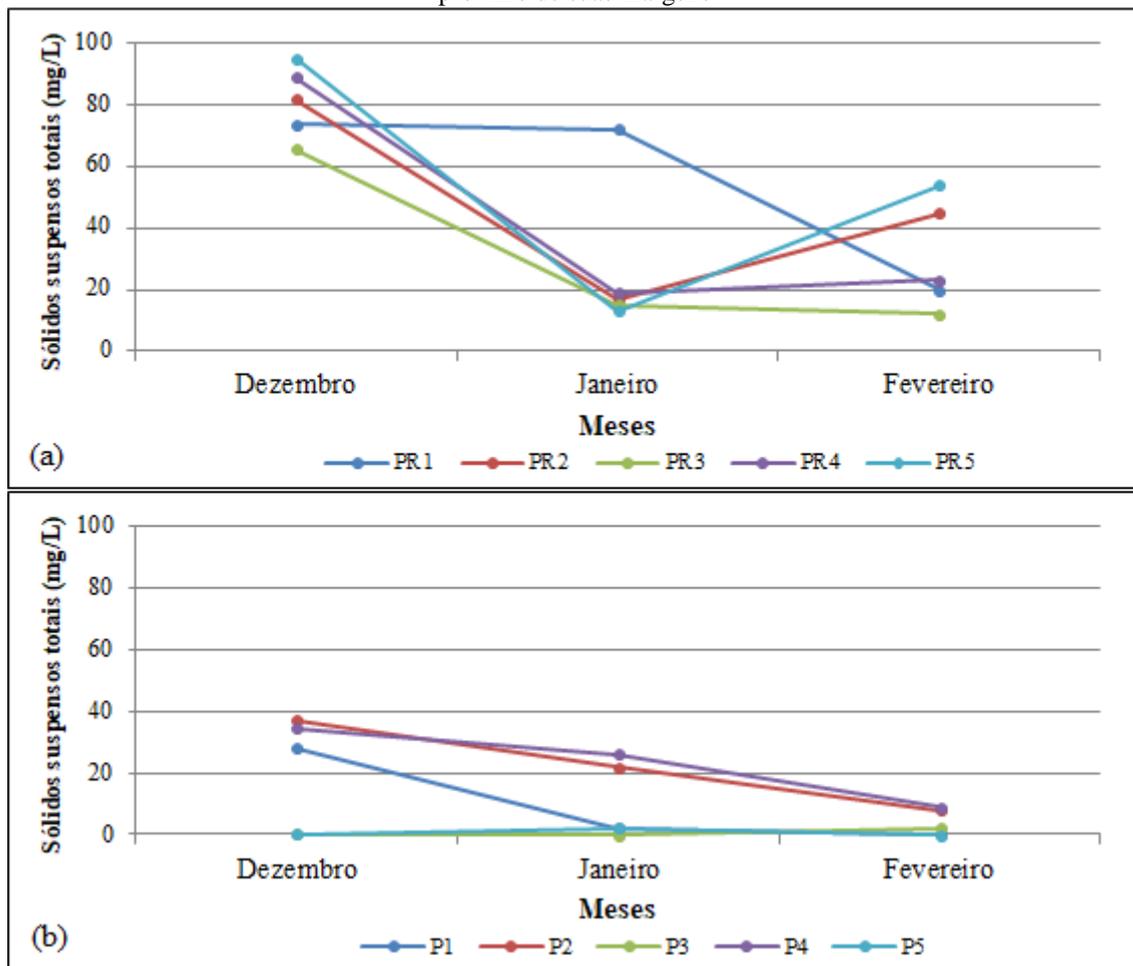
Fonte: A Autora (2023).

No que diz respeito aos sólidos suspensos totais, esses estão apresentados na Figura 39. A partir disso, nota-se que para a maior parte das amostras ocorreu uma diminuição entre os valores encontrados no rio e no poço próximo de suas margens, com exceção apenas dos Pontos 2 e 4, que apresentaram um aumento de aproximadamente 23% e 27%, respectivamente. O aumento observado no Poço 4 pode estar relacionado a presença de uma obra nas dependências do local onde o poço está localizado, o que pode ter feito com que resíduos e poeiras provenientes dos materiais de construção tenham sido levados até o poço. Assim, as amostras do rio variaram entre 12,0 – 95,0 mg/L e as amostras dos poços variaram entre 0,1 - 37,2 mg/L, demonstrando uma atenuação máxima de 99,78% observada no Poço 5.

Belló (2021), ao analisar o processo de filtração em margem inversa nas margens de um lago na cidade de Florianópolis, obteve valores médios de sólidos suspensos correspondentes a 154,82 mg/L para a água bruta do lago e de 118,11 mg/L para a água tratada por meio do sistema investigado, atingindo, assim, uma remoção de 26%. Paiva (2009) também obteve resultados satisfatórios por meio da avaliação da FM às margens do rio

Beberibe, em Pernambuco, na qual observou altos índices de atenuação de sólidos suspensos entre os valores obtidos do rio e do poço de produção da técnica.

Figura 39 - Gráfico do monitoramento de sólidos suspensos totais: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



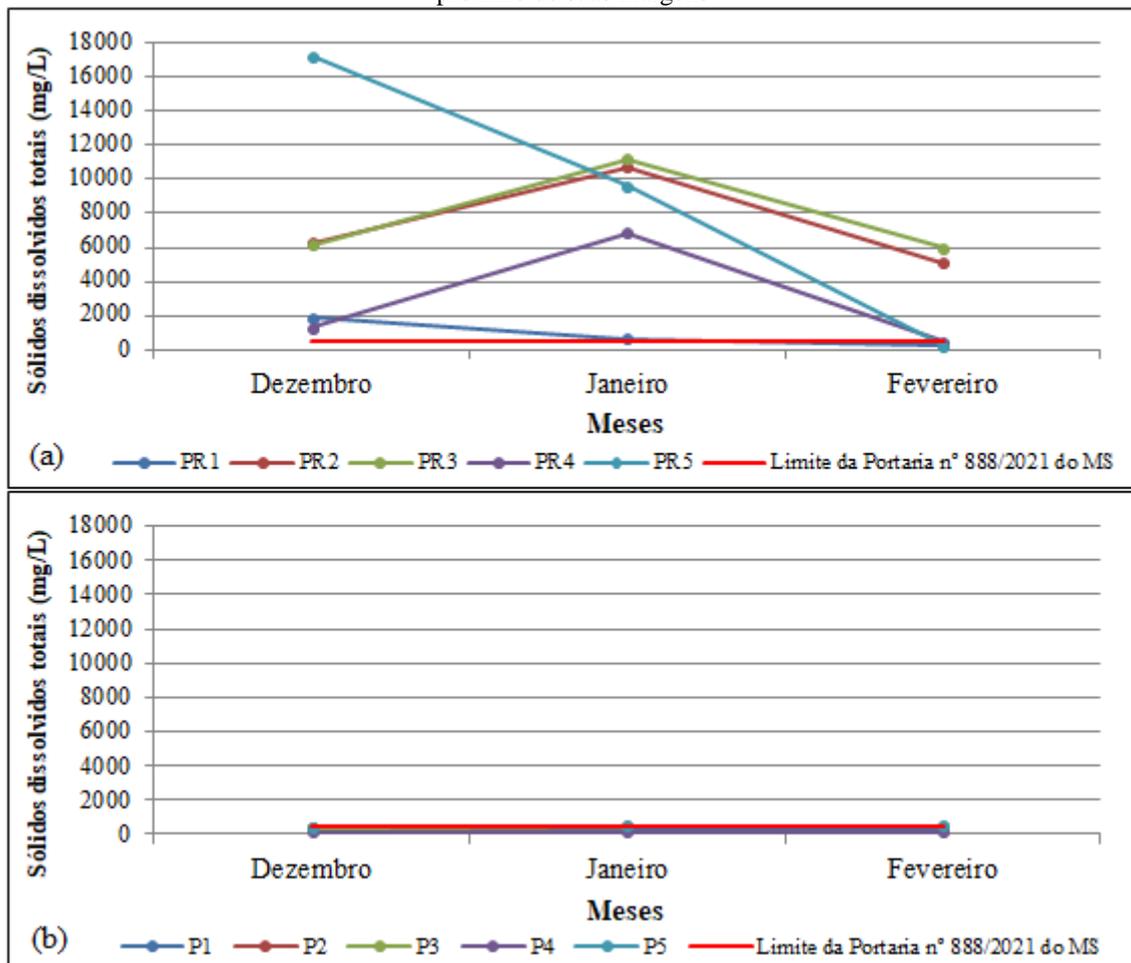
Fonte: A Autora (2023).

Quanto aos índices de sólidos dissolvidos totais, esses estão apresentados na Figura 40 a seguir. Observar-se que houve uma diminuição considerável dos valores encontrados para o rio Capibaribe em relação aos encontrados para os poços. Os valores encontrados nos poços mostraram-se, em sua maioria, em torno do VMP determinado pela Portaria GM/MS nº 888/2021, equivalente a 500 mg/L para águas potáveis, com exceção das amostras do Ponto 2 em janeiro (507 mg/L) e do Ponto 5 em janeiro e fevereiro (518 mg/L e 517 mg/L, respectivamente). A distância entre os poços e o rio não foi um fator determinante na obtenção dos resultados. Cruz (2019) também notou uma diminuição significativa nos valores obtidos para sólidos dissolvidos totais entre as águas do rio e poços na maioria das suas amostras analisadas.

Nota-se, ainda, certa relação entre os valores de condutividade elétrica e de sólidos dissolvidos totais, à medida que o poço localizado no Ponto 4 apresentou os menores valores para ambos os parâmetros durante as três coletas. Observou-se, neste estudo, um comportamento semelhante entre os resultados obtidos para os dois parâmetros, fato também comentado por Braga *et al.* (2021) para águas subterrâneas.

Diferentemente do observado neste estudo, outros autores mencionam o aumento dos valores de sólidos dissolvidos totais nos poços de FM (WAHAAB *et al.*, 2019; SATYAJI RAO *et al.*, 2020; AL-JAF, 2021). Esse fato pode estar relacionado às condições geológicas de cada local de aplicação da técnica, que pode influenciar nos resultados de atenuação e remoção de diversos contaminantes.

Figura 40 - Gráfico do monitoramento de sólidos dissolvidos totais: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

#### 4.1.1.10 Fósforo solúvel

O fósforo é considerado o nutriente mais importante para o crescimento de plantas aquáticas. Quando sua presença na água se dá em excesso, ocorre o processo de eutrofização,

que se caracteriza pela concentração elevada de nutrientes, levando ao crescimento excessivo de plantas aquáticas e algas e, conseqüentemente, a diminuição do oxigênio dissolvido na água, prejudicando seu uso. No meio aquático, o fósforo pode ocorrer de duas formas, sendo elas: a orgânica, que pode ser solúvel (matéria orgânica dissolvida) ou particulada (biomassa de microrganismos) e a inorgânica, que também pode ser solúvel (sais de fósforo) ou particulada (compostos minerais) (BRASIL, 2006).

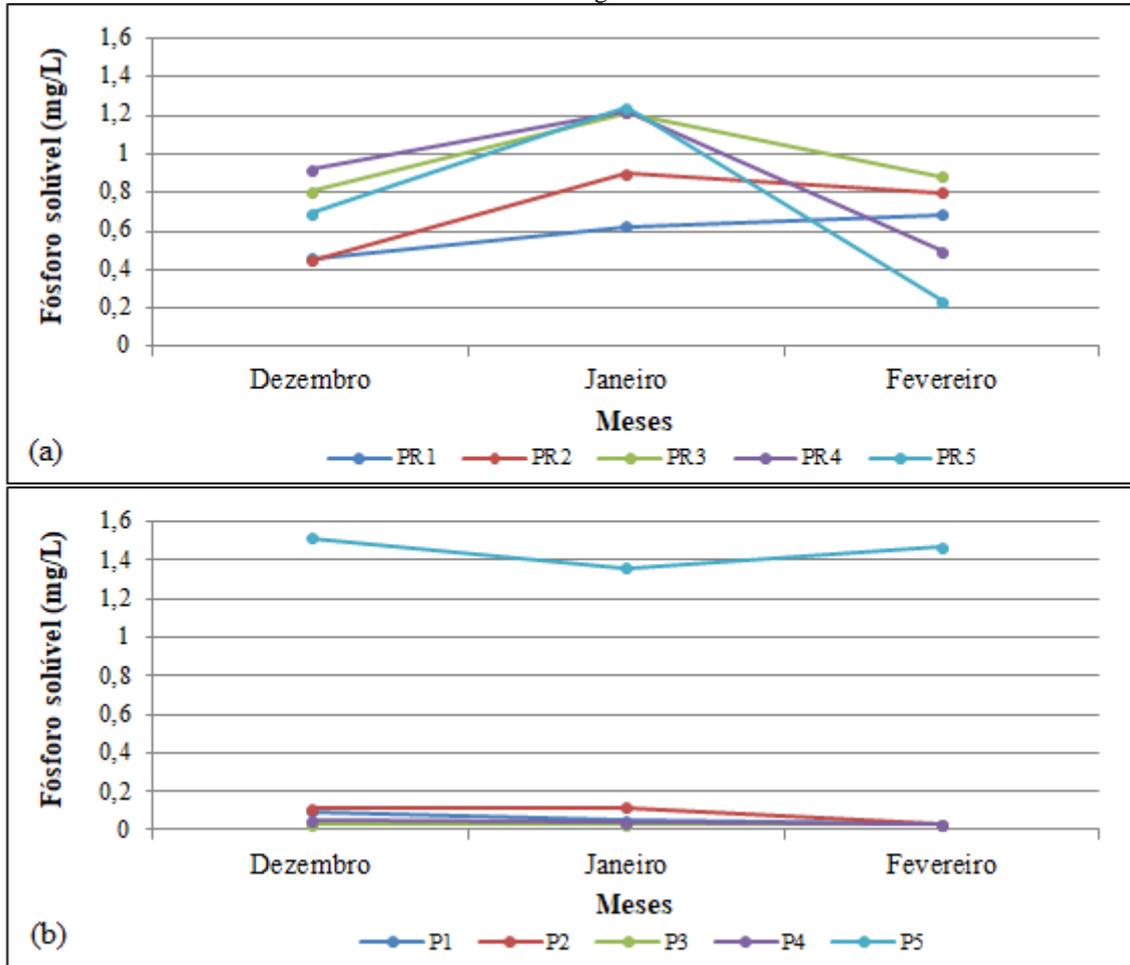
A presença do fósforo na água pode ocorrer de modo natural, por meio da dissolução de rochas, carreamento do solo, decomposição da matéria orgânica; ou de modo antropogênico, por meio do lançamento de efluentes domésticos e industriais, detergentes, fertilizantes, pesticidas. Conforme Brasil (2006), sua concentração em águas naturais não poluídas encontra-se dentro do intervalo de 0,01 mg/L a 0,05 mg/L.

A Figura 41 apresenta os resultados de fósforo encontrados para o rio Capibaribe e poços ao longo de suas margens. Por meio de seus dados, percebe-se que para a maioria dos pontos analisados houve uma redução nos níveis de fósforo entre o rio e os poços, com exceção do Ponto 5. Esse aumento pode ser explicado pela localização do poço nas dependências da faculdade, que se encontra em uma área de cantina, o que pode ter contribuído para os valores elevados desse ponto, pois nesse local há a utilização de materiais como o detergente, que podem influenciar os níveis de fósforo obtidos.

Os melhores resultados, ou seja, a maior atenuação nos níveis de fósforo observadas ocorreu no Ponto 3 ao longo dos três meses de monitoramento. Nas amostras do poço, foram obtidos valores iguais ao limite de quantificação desse parâmetro, correspondente a 0,03 mg/L para as três coletas, resultando nas maiores taxas de remoção entre os pontos analisados, equivalentes a 96%, 97% e 94%, respectivamente.

No geral, as concentrações de fósforo variaram entre 0,237 - 1,239 mg/L no rio e 0,03 - 1,513 nos poços, não demonstrando influência da distância entre os poços e o rio na obtenção dos resultados. Diante disso, percebe-se que a técnica pode ser utilizada ao longo das margens do rio Capibaribe, devendo ser utilizada como um tratamento preliminar em alguns pontos, nos quais necessita de um tratamento adicional para obtenção de concentrações dentro dos padrões permitidos para consumo.

Figura 41 - Gráfico do monitoramento de fósforo solúvel: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

#### 4.1.1.11 Demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio

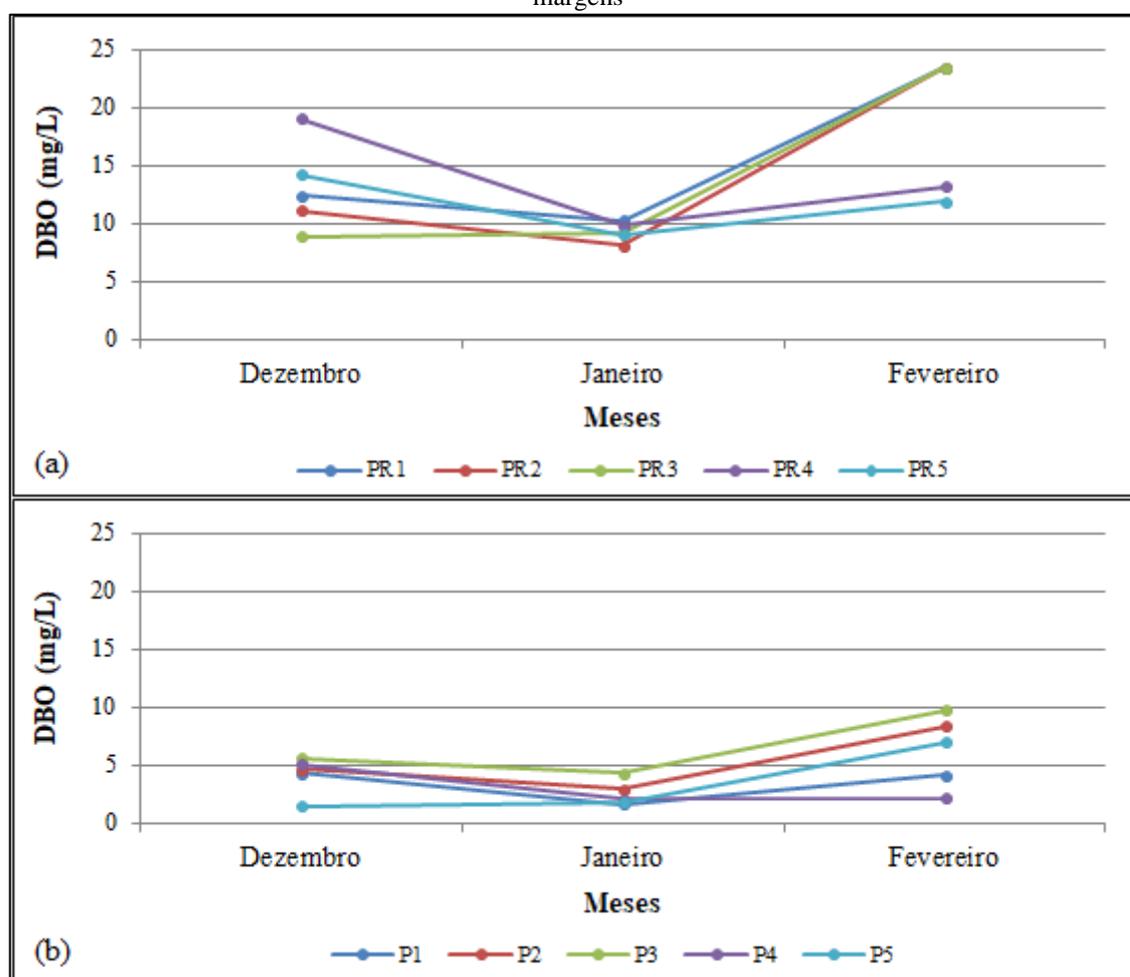
Os parâmetros denominados Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) correspondem à quantidade necessária de oxigênio para estabilizar ou oxidar a matéria orgânica presente na água. A grande diferença entre DBO e DQO está no tipo de matéria orgânica que será estabilizada, enquanto a primeira diz respeito à matéria orgânica estabilizada por meio da decomposição microbiana, a segunda compreende também a estabilização da matéria orgânica decorrente de processos químicos. Assim sendo, os valores de DQO serão sempre superiores aos da DBO (BRASIL, 2006; ANA, 2023).

Embora não seja um parâmetro limitado pela Norma brasileira de potabilidade, de acordo com Brasil (2006), a concentração de DBO em ambientes naturais não poluídos é baixa, apresentando valores entre 1 mg/L a 10 mg/L, podendo atingir valores maiores em corpos hídricos sujeitos à poluição orgânica, o que geralmente é resultante do lançamento de esgotos domésticos ou de criadouros de animais. Dessa forma, quanto maior os valores

obtidos para esses parâmetros, maior a quantidade de matéria orgânica presente no meio aquático e, portanto, maiores seus níveis de poluição.

A Figura 42 mostra os resultados de DBO obtidos para o rio Capibaribe e poços localizados ao longo de suas margens durante as três coletas. A partir de seus dados, verifica-se que houve redução em todos os pontos entre as amostras de rio e poços. As amostras de rio variaram entre 8,16 - 23,50 mg/L e as de poço entre 1,47 - 7,01 mg/L, conferindo uma melhora na qualidade da água, resultando em uma remoção de 41 a 90% nas concentrações de DBO entre os pontos de rio e os pontos de poço analisados.

Figura 42 - Gráfico do monitoramento de DBO: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens

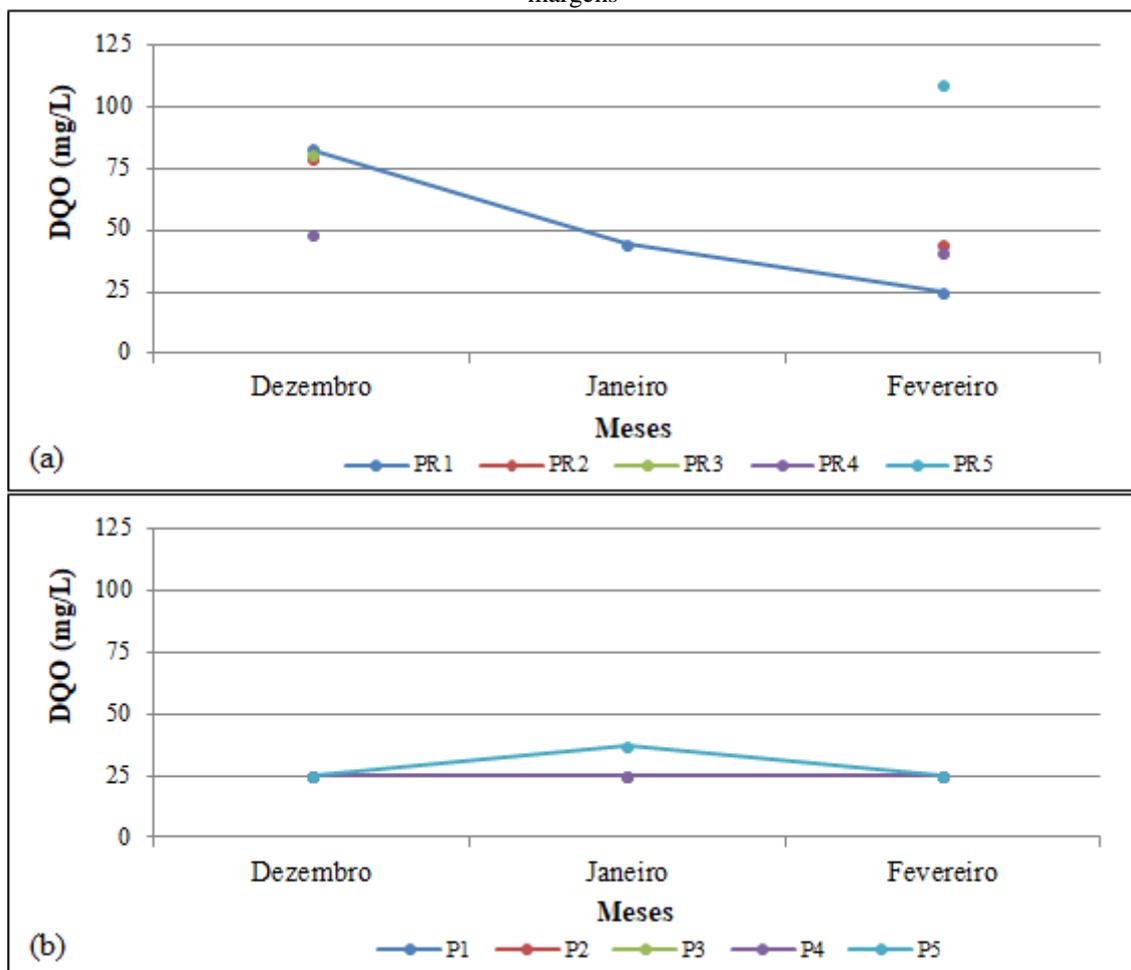


Fonte: A Autora (2023).

Com relação ao parâmetro da DQO, seus valores estão apresentados na Figura 43 a seguir. Vale salientar que as amostras de rio referentes aos Pontos 2 (janeiro), 3 (janeiro e fevereiro), 4 (janeiro) e 5 (dezembro e janeiro) não foram realizadas devido à algumas interferências previstas na análise do parâmetro de DQO, pois ora o valor de cloretos das amostras encontrava-se acima do valor aceitável pelo método, ora houve a interferência da

salinidade, impedindo a determinação da DQO de tais amostras. Diante disso, ao analisar os resultados obtidos para as demais amostras, percebe-se que, assim como para a DBO, houve uma redução considerável entre a maioria dos pontos de poço em relação aos pontos de rio, com exceção do Ponto 1 durante o mês de fevereiro, cujo valor permaneceu o mesmo e igual a 25,00 mg/L, correspondente ao limite de quantificação do método. As concentrações variaram entre 25,00 – 109,00 mg/L para o rio Capibaribe e entre 25,00 - 36,23 mg/L para os poços, resultando, portanto, em uma remoção média de 57,25%. A grande maioria das amostras, com exceção do Ponto 5 em janeiro, foram iguais ao limite de quantificação do método, igual a 25,00 mg/L.

Figura 43 - Gráfico do monitoramento de DQO: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

Assim conforme observado neste estudo, Abbasi-Moghadam *et al.* (2021), ao investigar a viabilidade de um local de FM no Irã, notou que as concentrações de DBO foram reduzidas durante a passagem da água do rio pelo solo, obtendo concentrações médias de 2,44 mg/L no rio e de 1,67 mg/L para a água filtrada do poço, resultando em uma taxa de remoção

de DBO equivalente a 32%. Da mesma forma, os referidos autores também observaram a redução dos valores de DQO a partir da utilização da técnica, por meio da obtenção de valores médio correspondentes a 30,00 mg/L e 20,50 mg/L para o rio e para a água filtrada do poço, respectivamente, obtendo, assim, uma remoção de 32% para DQO. Paiva (2009) e Freitas (2010) também identificaram certa diminuição da DBO e DQO nos valores encontrados no poço de FM analisado em relação aos valores encontrados para o rio Beberibe, em Recife-PE.

Assim como os autores mencionados, Maeng e Lee (2019) comprovaram a eficiência do método de FM para remoção da DBO, atingindo eficiências de remoção de 64% e 40% entre os dois poços de produção analisados. Ainda, Nagy-Kovács *et al.* (2019) também notaram a redução das concentrações de DQO por meio do método de FM em Budapeste, na Hungria, por meio da qual atingiram valores de remoção do parâmetro entre 7 - 93%.

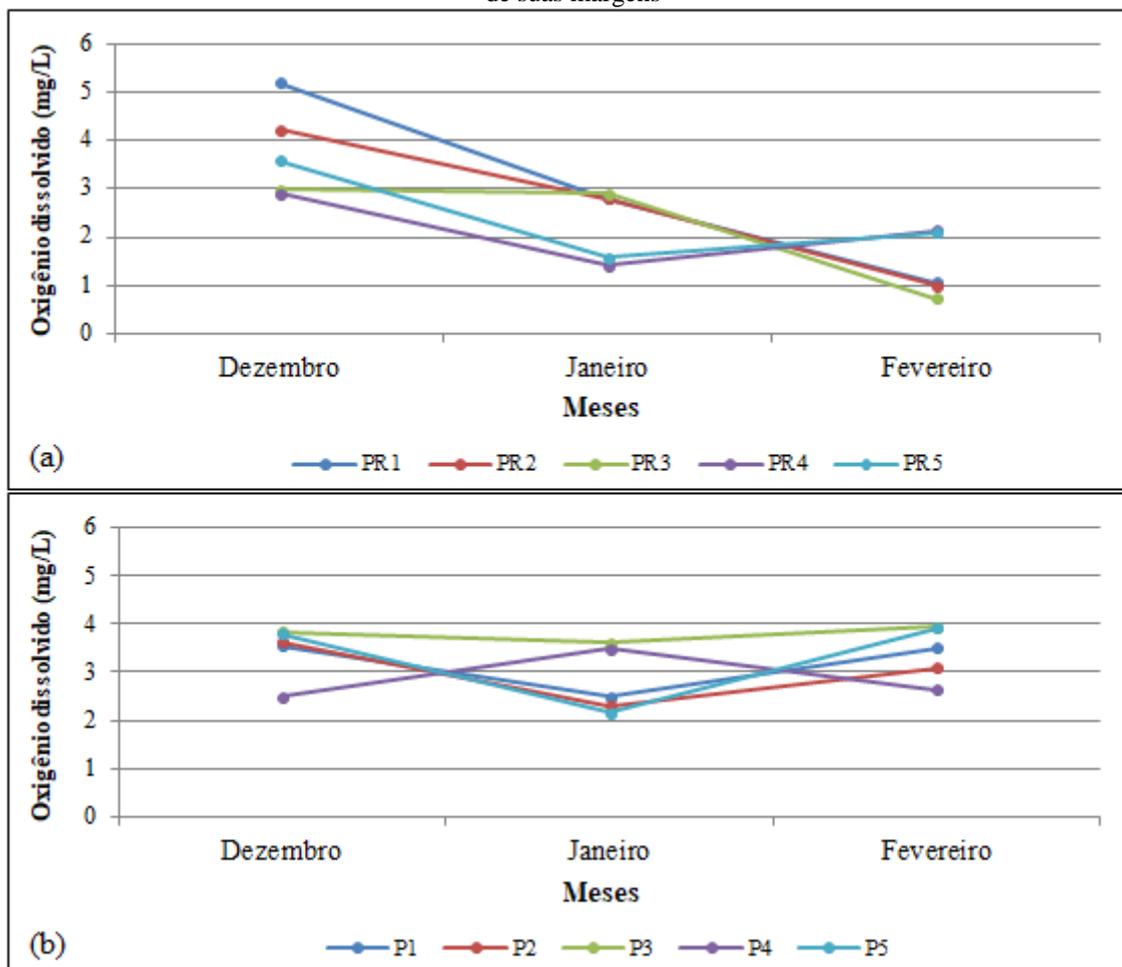
#### 4.1.1.12 Oxigênio dissolvido

O Oxigênio Dissolvido (OD) trata-se de um dos parâmetros mais importantes para expressar a qualidade do meio aquático, pois é essencial para a preservação da vida aquática. Alterações nas suas concentrações podem estar associadas a processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no corpo d'água (BRASIL, 2006). As águas poluídas apresentam uma baixa concentração de OD, pois esse passa a ser consumido durante o processo de decomposição da matéria orgânica. Já as águas limpas, apesar de não haver limitação pela Norma brasileira de potabilidade, apresentam concentrações mais elevadas de OD, geralmente superiores a 5 mg/L, salvo em situações onde as próprias condições naturais do ambiente causem baixos valores desse parâmetro (ANA, 2023).

A produção de OD no ambiente aquático se dá por meio da fotossíntese e também por processos físicos, que dependem das características hidráulicas dos corpos hídricos, como por exemplo, a velocidade da água dos mananciais (ANA, 2023).

As concentrações de OD nas águas do rio Capibaribe e poços localizados ao longo de suas margens estão demonstradas na Figura 44. A partir de seus dados, percebe-se que em 67% nas amostras analisadas houve um aumento nos níveis de OD entre os pontos de rio e poços. As concentrações variaram entre 0,74 - 5,21 mg/L nas águas do rio Capibaribe e entre 2,17 - 3,94 mg/L nas águas dos poços.

Figura 44 - Gráfico do monitoramento de oxigênio dissolvido: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

Apesar dos resultados obtidos, vários estudos têm demonstrado uma redução nos níveis de OD entre as águas superficiais e os poços produtores dos sistemas de FM (ROMERO-ESQUIVEL *et al.*, 2016; GUEDES *et al.*, 2019; ABBASI-MOGHADAM *et al.*, 2021). Conforme Abdelrady *et al.* (2018), a matéria orgânica dissolvida pode, indiretamente, reduzir o OD na água filtrada e, assim, aumentar o potencial de desenvolvimento de ambientes anóxicos.

Nagy-Kovács *et al.* (2019), ao estudar um sistema de FM na Hungria, obtiveram valores iguais a 8 mg/L para as águas do rio Danúbio e de 2,3 - 3,1 mg/L na água do poço produtor da técnica. Tendo em vista tais resultados, devido à redução do OD que ocorreu entre as águas do rio e do poço, os autores consideraram que os sistemas de FM em Budapeste são, predominantemente, operados sob condições óxidas e que, no entanto, condições anóxicas ocorrem no verão.

Embora vários estudos sobre a FM mostrem a predominância da redução dos índices de OD durante o processo de passagem pelas camadas do solo, os resultados obtidos neste

estudo demonstram o aumento do OD nos poços analisados. Tal aumento pode ser considerado como uma indicação de melhora na qualidade das águas, pois quanto maior a quantidade de OD no meio aquático, menor a quantidade de nutrientes e, conseqüentemente, menores os índices de poluição, tornando o ambiente propício para desenvolvimento da vida aquática e tornando a água mais adequada para consumo.

#### **4.1.2 Parâmetros biológicos**

##### **4.1.2.1 Clorofila a**

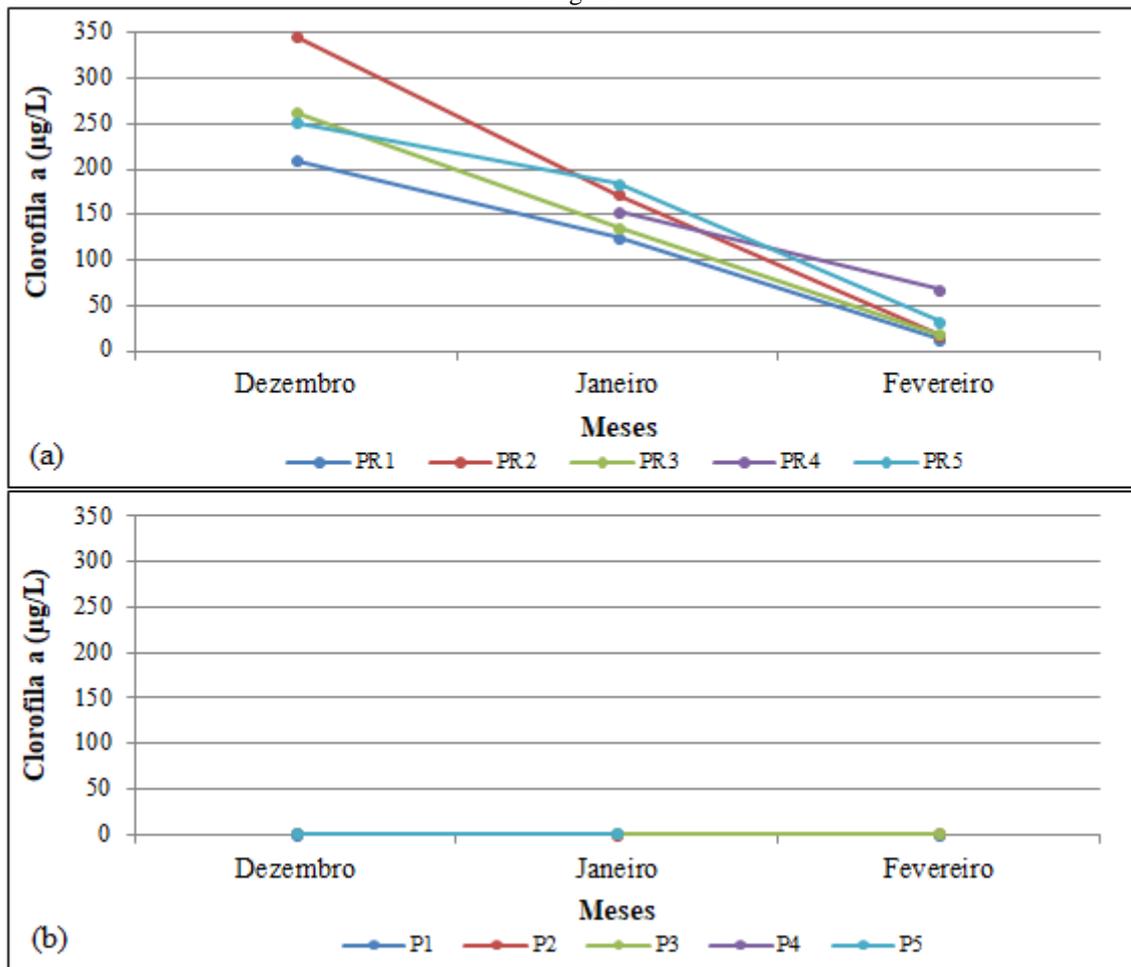
A clorofila a é a principal responsável pela coloração verde das plantas e pela realização do processo de fotossíntese, sendo encontrada em todos os seres eucariotos fotossintetizantes e nas cianobactérias (NASCIMENTO, 2023). De acordo com a Portaria nº 888/2021, em complementação ao monitoramento de cianobactérias em mananciais superficiais de abastecimento de água, deve ser realizada a análise da presença de clorofila a no manancial, necessitando ser reproduzida a cada mês, como um indicador do potencial aumento de contagem de cianobactérias. Além do mais, quando seus resultados revelarem concentrações de clorofila a iguais ou superiores a 10 µg/L, deve-se ocorrer uma nova coleta de amostras para análise do fitoplâncton (BRASIL, 2021). Todos esses procedimentos devem ser executados de modo a acompanhar a presença de cianotoxinas no manancial e, assim, evitar danos à saúde humana.

Os índices de clorofila a resultantes do monitoramento em pontos do rio Capibaribe e em poços localizados próximos de suas margens pode ser visto na Figura 45. A partir de suas informações, é possível perceber que há uma redução dos níveis de clorofila a em quase todas as amostras de poços em relação ao rio Capibaribe, com exceção da amostra de rio, em dezembro, do Ponto 4 e da amostra de poço, de fevereiro, do Ponto 5. Tais amostras não foram desenvolvidas devido ao volume filtrado ter sido menor que 300 mL durante sua análise em laboratório, impossibilitando sua comparação. Apesar disso, os resultados obtidos para o parâmetro mostraram-se bastante satisfatórios, uma vez que em 30% das amostras houve a remoção total da clorofila, ou seja, sua presença não foi detectada nos poços, e apresentou uma taxa de atenuação acima de 94,3% para as amostras analisadas. Observou-se, ainda, que as distâncias entre o rio e os poços não foi um parâmetro que influenciou nos resultados.

Seus valores variaram entre 12,83 - 346,37  $\mu\text{g/L}$  para as águas do rio e entre ND (não detectável) - 1,04  $\mu\text{g/L}$  para as águas dos poços, demonstrando uma alta eficiência na remoção/atenuação durante a passagem das águas superficiais pelas camadas do solo. Índices semelhantes foram alcançados por Belló (2021), ao analisar o processo de filtração em margem inversa, como um processo de revitalização e/ou restauração de mananciais. Por meio de seus estudos, o autor obteve uma eficiência média de remoção de clorofila a na ordem de 96%, sendo seu bom desempenho associado ao processo físico de filtração do solo, que também ocorrem durante a FM. Ainda conforme o autor, a clorofila a está relacionada à remoção tanto da cor aparente e verdadeira, quanto da turbidez. Além do mais, suas investigações mostraram que quanto menor a concentração de clorofila a na água tratada, maiores as eficiências médias de remoção de cor e turbidez.

Além de seus estudos, Rabelo (2006) em sua análise preliminar sobre a filtração em margem na lagoa do Peri, em Florianópolis/Santa Catarina, no Brasil, obteve concentrações médias da clorofila a para a água bruta da lagoa e para a água de 4 colunas filtrantes, que simularam o processo de FM. A partir disso, observou taxas de remoção média de tal parâmetro de até 63,3%. Ainda segundo a autora, as taxas de remoção de clorofila a foram maiores nas colunas em que houve maior quantidade de matéria orgânica.

Figura 45 - Gráfico do monitoramento de clorofila a: (a) rio Capibaribe; (b) poços localizados próximo de suas margens



Fonte: A Autora (2023).

#### 4.1.2.2 Coliformes termotolerantes

Os coliformes termotolerantes são bactérias que ocorrem no intestino de homens e de animais de sangue quente, servindo como indicadores de poluição por esgotos domésticos. Tais bactérias não são patogênicas, ou seja, não são capazes de causar doenças, porém sua presença em concentrações elevadas indica a possibilidade da existência de microrganismos patogênicos, que são responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, cuja maior parte de doenças associadas é transmitida por via fecal (BRASIL, 2006; ANA, 2023).

A Tabela 13 mostra os resultados de coliformes termotolerantes obtidos durante o monitoramento em pontos do rio Capibaribe e poços localizados ao longo de suas margens. A partir dos resultados, observa-se que houve uma redução considerável nos valores de coliformes termotolerantes encontrados nos poços em relação aos encontrados no rio. A taxa de remoção apresentou-se acima dos 96% em todos os pontos, demonstrando uma boa capacidade da técnica de FM na remoção desses contaminantes, o que indica uma boa

eficiência na remoção de organismos patogênicos que podem estar presentes na água do rio. Efeitos semelhantes foram obtidos por Veras (2011), ao constatar a remoção total, ou seja, a ausência desses organismos, em 50% das amostras coletadas nas águas do poço de produção de FM localizado às margens do rio Beberibe, em Pernambuco. Da mesma forma, também ao longo das margens do rio Beberibe, Freitas (2010) confirmou a eficiência da FM na remoção de coliformes termotolerantes.

Tabela 13 - Presença de coliformes termotolerantes na água do rio Capibaribe e poços localizados ao longo de suas margens. Resultado em NMP/ 100mL

Pontos	Rio Cabiparibe			Poços			Remoção (%)
	Dez.	Jan.	Fev.	Dez.	Jan.	Fev.	
1	160000	54000	>160000	45	<180	1700	98,9 - 99,9
2	160000	160000	>160000	20	330	330	99,7 – 99,9
3	>160000	>160000	>160000	20	20	5400	96,6 -99,9
4	>160000	>160000	160000	<180	1100	3500	97,8 – 99,6
5	>160000	>160000	160000	1100	1700	330	98,9 – 99,7

Fonte: A Autora (2023).

Wahaab *et al.* (2019), durante suas investigações em um local de FM no Egito, comprovou uma remoção efetiva de coliformes fecais detectando números muito baixos nos poços de FM monitorados. Apesar da eficiência comprovada, os autores consideraram a importância de uma desinfecção como etapa pós-tratamento, de modo a tornar a água própria pra consumo. Assim como os autores mencionados, Sandhu e Grischek (2012) também confirmaram a remoção de coliformes fecais por meio da técnica de FM na Índia, comprovando, mais uma vez, a eficiência do método na remoção/atenuação desses organismos.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A técnica de Filtração em Margem vem sendo estudada em diversos países há mais de um século, com o objetivo de produzir água potável para abastecimento público, levando em consideração seu baixo custo e sua eficiência na remoção de diferentes tipos de contaminantes, conforme comprovado em estudos.

O presente estudo se propôs a investigar a interação entre o rio e o aquífero em um trecho localizado às margens do rio Capibaribe a partir do monitoramento mensal dos parâmetros físicos, químicos e biológicos. Tal pesquisa foi desenvolvida em parceria com a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e buscou investigar cinco poços rasos localizados às margens do rio Capibaribe, alguns particulares, que contaram com a permissão de seus proprietários para coleta de suas águas.

As coletas em campo duraram seis meses, iniciando-se a partir de setembro com pesquisas e visitas aos possíveis locais a serem investigados, a fim de verificar as possibilidades de coletas mensais, pedir a permissão de seus responsáveis e explicar o trabalho. A última fase da pesquisa foi realizada durante os meses de dezembro de 2022, janeiro e fevereiro de 2023, por meio da coleta mensal das águas dos poços e das águas do rio Capibaribe em pontos próximos a cada poço analisado. Após cada coleta, as amostras foram encaminhadas ao laboratório da CPRH, a fim de serem realizadas as análises físicas, químicas e biológicas.

Na seção seguinte, são apresentadas as conclusões e recomendações para futuros trabalhos.

### 5.1 CONCLUSÕES

Diante das investigações realizadas, foi possível concluir que:

- Para a grande maioria dos parâmetros físicos e químicos houve uma atenuação de seus valores entre as amostras do rio Capibaribe e amostras dos poços rasos localizados ao longo de suas margens.
- Os parâmetros pH, nitrito, nitrato, cloretos, sólidos totais dissolvidos destacaram-se dentre os demais por apresentarem-se sempre dentro dos valores permitidos pela Norma brasileira de potabilidade nas amostras dos poços, indicando certa eficiência da técnica ao verificar altos valores desses parâmetros identificados nas amostras do rio.

- Os níveis de oxigênio aumentaram entre as amostras do rio e dos poços, o que não era esperado de acordo com outras pesquisas sobre o assunto, sendo necessária uma investigação mais profunda sobre o comportamento desse parâmetro durante a implementação da técnica de FM ao longo do rio Capibaribe.
- Os dados biológicos se mostraram bem interessantes, à medida que houve uma redução significativa entre os valores encontrados no rio Capibaribe e nos poços rasos localizados em suas margens. Com relação à clorofila a, houve uma redução significativa nas amostras dos poços, havendo remoção total em 30% das amostras e apresentando uma taxa de redução acima de 94,3% para todos os pontos analisados. Com relação aos coliformes termotolerantes, houve uma redução em torno de 96,6% e 99,9%, evidenciando a eficiência da técnica na remoção de contaminantes patógenos e garantindo bons resultados com a utilização desses sistemas na região analisada.
- Não foi possível observar uma relação significativa entre os valores dos parâmetros obtidos e a distância dos poços até o rio, não influenciando nas conclusões observadas. Nesse caso, tendo como base os resultados atingidos, nada se pode concluir sobre a influência da distância na atenuação de parâmetros físicos, químicos e biológicos, sendo necessária uma investigação mais profunda sobre essa variável, considerando diversos fatores que podem interferir nos resultados, tais como características geológicas, sazonalidade da região, tempo de residência, etc.
- É possível a obtenção de bons resultados por meio da FM ao longo das margens do rio Capibaribe, demonstrando que esse método é viável de ser utilizado nessas áreas. Salienta-se que, em alguns casos, ainda pode ser necessário uma etapa de desinfecção pós-tratamento ou a utilização de tratamentos complementares, de modo a tornar a água mais confiante para consumo, garantindo sua segurança para consumo e a ausência de riscos para a saúde humana.
- Para a obtenção de bons resultados com a utilização da técnica, a captação próxima à foz deve ser evitada, uma vez que nessa localidade o teor de salinidade é elevado, o que não é bom para o processo de filtração nas margens.

## 5.2 RECOMENDAÇÕES

Considerando que a técnica de Filtração em margem é uma técnica ainda em investigação no país e que ainda não é utilizada como complemento das redes de abastecimento brasileiras, torna-se necessário o desenvolvimento de investigações adicionais

e mais profundas a respeito de outras características locais e outros contaminantes. Assim, recomenda-se:

- Analisar a qualidade das águas subterrâneas em locais próximos as margens do rio Capibaribe, de modo a tornar possível uma investigação mais completa sobre a qualidade das águas dos poços rasos presentes em suas margens;
- Realizar medições de vazões no rio Capibaribe, de modo a entender seu comportamento e sua influência nos sistemas de Filtração em Margem que venham a ser implementados;
- Continuar o monitoramento físico, químico e biológico nos poços analisados, de modo a observar a influência das variações sazonais no comportamento desses parâmetros e entender o comportamento de sistemas de Filtração em Margem que venham a ser instalados nessa região;
- Realizar o monitoramento de fármacos nos poços analisados, de modo a entender a eficiência dos sistemas de Filtração em Margem localizados na região investigada com relação à remoção/atenuação desses contaminantes emergentes;
- Realizar o monitoramento piezométrico nos poços rasos e no rio Capibaribe para entender e confirmar a existência de conexão entre o rio e o aquífero local.

## REFERÊNCIAS

- ABBAS, T.; KAJJUMBA, G.W.; EJJADA, M.; MASURA, S.U.; MARTI, E.J.; KHAN, E; JONES-LEPP, T. L. (2020) Recent advancements in the removal of cyanotoxins from water using conventional and modified adsorbents—a contemporary review. **Water**, 12(10), 2756.
- ABBASI-MOGHADAM, H. R.; MAHMOODLU, M. G.; JANDAGHI, N.; HESHMATPOUR, A.; SEYED, M. (2021). River bank filtration for sustainable water supply on Gorganroud River, Iran. **Environmental Earth Sciences**, 80(1).
- ABDELRAKY, A.; SHARMA, S.; SEFELNASR, A.; KENNEDY, M. (2018). The Fate of Dissolved Organic Matter (DOM) During Bank Filtration under Different Environmental Conditions: Batch and Column Studies. **Water**, 10(12), 1730.
- ABDELRAKY, A.; SHARMA, S.; SEFELNASR, A.; EL-RAWY, M.; KENNEDY, M. (2020). Analysis of the Performance of Bank Filtration for Water Supply in Arid Climates: Case Study in Egypt. **Water**, 12(6), 1816.
- ABOGABAL, A.; KHODEIF, K.; IBRAHIM, M.B.M.; SOUYA, E. (2020). The efficiency of bank filtration to remove chemical pollutants in Egypt: field and batch studies. **Egyptian Journal of Chemistry**, 63(12), 4695-4701.
- ADOMAT, Y.; ORZECZOWSKI, G.-H.; PELGER, M.; HAAS, R.; BARTAK, R.; NAGY-KOVÁCS, Z. Á.; APPELS, J.; GRISCHEK, T. (2020). New Methods for Microbiological Monitoring at Riverbank Filtration Sites. **Water**, 12(2), 584.
- APHA - American Public Health Association. (2017). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23th ed. Washington: American Public Health Association.
- ALBUQUERQUE, T. B. V. (2015). **Caracterização física e biológica da zona hiporreica na interação rio-aquífero no rio Beberibe-Pernambuco**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, pp. 166.
- ALCÂNTARA, C. S. (2022). O rio e a cidade: o Capibaribe clama que o Recife lhe restitua a sua dignidade. **A cidade e a história**, Pernambuco. Disponível em: <http://acidadeeahistoria.blogspot.com/2016/07/o-rio-e-cidade-o-capibaribe-clama-que-o.html>. Acesso em: 15 dez. 2022.
- AL-JAF, H. (2021). Assessment of riverbank filtration for Sirwan River in Iraq. **International Journal of Energy and Water Resources**, 6(1), 103-112.
- ALMEIDA, J. M.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. (2018). Efeitos de cianobactérias tóxicas em ambientes aquáticos. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, 14(2).
- ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2022). **Séries Históricas de Estações**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>. Acesso em: 10 jun. 2022.
- ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2023). **Indicadores de qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Portal da Qualidade das Águas. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 19 abr. 2023.

APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima (2022). **Bacias Hidrográficas – Rio Capibaribe**. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas-rio-capibaribe/162-bacias-hidrograficas-rio-capibaribe/193-bacia-do-rio-capibaribe>. Acesso em 17 dez. 2022.

ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; VENIZIANI JUNIOR, J. C. T.; LIMA, W. D. P. (2012). A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, 71, 493-501.

BAI, X.; LUTZ, A.; CARROLL, R.; KETELES, K.; DAHLIN, K.; MURPHY, M.; NGUYEN, D. (2018). Occurrence, distribution, and seasonality of emerging contaminants in urban watersheds. **Chemosphere**, 200, 133–142.

BELLÓ, S. L. (2021). **Filtração em margem inversa aplicada no tratamento de água de ecossistemas lênticos**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis-SC, pp. 163.

BERTRAND, G. F.; PAIVA, A. L. R.; FREITAS, J. B. A.; CABRAL, J. J. S. P.; ALBUQUERQUE, T. B. V.; CARVALHO FILHO, J. A. A. (2021). River bank filtration in tropical metropolises: integrated evaluation of physical, geochemical and biochemical interactions in Recife, NE Brazil. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 1-16.

BING, H.; WU, Y.; ZHOU, J.; SUN, H.; WANG, X.; HE, Z. (2019). Spatial variation of heavy metal contamination in the riparian sediments after two-year flow regulation in the Three Gorges Reservoir, China. **Science of The Total Environment**, 649, 1004-1016.

BOANO, F.; HARVEY, J. W.; MARION, A.; PACKMAN, A. I.; REVELLI, R.; RIDOLFI, L.; WÖRMAN, A. (2014). Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. **Reviews of Geophysics**, 52(4), 603-679.

BOUWER, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. **Hydrogeology Journal**, 10(1), 121–142.

BRAGA, R. A. P.; FARIAS, C. R. O.; SILVA, S.R.; CAVALCANTI, E. R. (2015). Gestão e educação socioambiental na Bacia do Capibaribe. 1. ed., Recife: **Editora Clã**, pp.140.

BRAGA, E. A. S.; AQUINO, M. D.; ROCHA, C. M. S.; SANTOS, L. S. A. M.; SALGUEIRO, A. R. G. N. L. (2021). Classificação da água subterrânea com base nos sólidos totais dissolvidos estimado. **Águas Subterrâneas**, 35(2).

BRASIL. (2006). Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, pp. 212.

BRASIL. (2013). Fundação Nacional da Saúde. **Manual prático de análise de água**. 4. ed. Brasília: Funasa, pp. 150.

BRASIL. (2021). Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS nº 888**, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de

setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, pp. 29.

BRASIL (2018). Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de operação e manutenção de sistemas de tratamento de água por filtração em margem**/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, pp. 57.

BRUNKE, M.; GONSER, T. (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. **Freshwater biology**, 37(1), 1-33.

BUDIANTA, W. (2021). Heavy metal pollution and mobility of sediment in Tajum River caused by artisanal gold mining in Banyumas, Central Java, Indonesia. **Environmental Science and Pollution Research**, 28(7), 8585-8593.

BULLERJAHN, G. S.; POST, A. F. (2014). Physiology and molecular biology of aquatic cyanobacteria. *Front. Microbiol.* v. 5, n. 359.

CAMPOS, H. L. (2003). **Processo Hidrológico de Gestão na Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe (PE): uma retrospectiva**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 226.

CAMPOS, A.; VASCONCELOS, V. (2010). Molecular mechanisms of microcystin toxicity in animal cells. **International Journal of Molecular Sciences**. 11(1), p. 268-287.

CARVALHO FILHO, J. A. A. (2019). **Estudo de contaminantes emergentes e meiofauna no rio Ipojuca no município de Caruaru**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, pp. 105.

CARVALHO FILHO, J. A. A.; CRUZ, H. M.; FERNANDES, B. S.; MOTTERAN, F.; PAIVA, A. L. R.; CABRAL, J. J. D. S. P. (2022). Efficiency of the bank filtration technique for diclofenac removal: A review. **Environmental Pollution**, 118916.

CHEN, Z.; WANG, Y.; XIA, D.; JIANG, X.; FU, D.; SHEN, L.; WANG, H.; LI, Q. B. (2016). Enhanced bioreduction of iron and arsenic in sediment by biochar amendment influencing microbial community composition and dissolved organic matter content and composition. **Journal of Hazardous Materials**, 311, 20–29.

CHEUNG, M. Y.; LIANG, S.; LEE, J. (2013). Toxin-producing cyanobacteria in freshwater: A review of the problems, impact on drinking water safety, and efforts for protecting public health. **Journal of Microbiology**, 51, 1- 10.

COSTA, W. D.; MANOEL FILHO, J.; SANTOS, A. C.; COSTA FILHO, W. D.; MONTEIRO, A. B.; SOUSA, F. J. A.; LOPES, A. V. G.; SANTOS, A. J. C.; SILVA FILHO, M. C.; SILVA, M. J. (1998). **Estudo Hidrogeológico da Região Metropolitana do Recife**. Projeto HIDROREC I – Covênio IDRC-UFPE/FADE. Recife.

COSTA, W. D.; COSTA, H. F.; FERREIRA, C. A.; MORAIS, J. F. S.; VERDE, E. R. V.; COSTA, L. B. (2002). **Estudo Hidrogeológico de Recife – Olinda – Camaragibe – Jaboatão dos Guararapes**. Projeto HIDROREC II. Recife, COSTA Consultoria.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente (2019). **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2019**. Recife: CPRH, pp. 200.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil (2022). **Caracterização do meio físico na pesquisa da geodiversidade da região metropolitana do Recife** / Org.: Pedro Augusto dos Santos Pfaltzgraff, Fernanda Soares de Miranda Torres, Margarida Regueira da Costa. – Recife: CPRM, pp.170.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. (2023). **Sistema de Informação de Águas Subterrâneas – SIAGAS**. Disponível em: <http://siagas.cprm.gov.br>. Acesso em: 10 jan. 2023.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. (2012). **MWH's Water Treatment: Principles and Design**. 3 ed: Wiley & Sons.

CRUZ, H.M. (2019). **Avaliação da eficiência da filtração em margem na remoção de resíduos farmacêuticos potencialmente ativos em um trecho do Rio Capibaribe**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, pp. 128.

CUI, G.; SU, X.; LIU, Y.; ZHENG, S.(2021). Effect of riverbed sediment flushing and clogging on river-water infiltration rate: A case study in the Second Songhua River, Northeast China. **Hydrogeology Journal** 29, 551–565.

CUNNINGHAM, A.; ANDERSON, C.; BOUWER, H.(1987). Effects of sediment-laden flow on channel bed clogging. **J. Irrig. Drain Eng.**, 113, 106–118.

DES TOMBE, B. F.; BAKKER, M.; SCHAARS, F.; VAN DER MADE, K.-J. (2017). Estimating Travel Time in Bank Filtration Systems from a Numerical Model Based on DTS Measurements. **Groundwater**, 56(2), 288–299.

DIÁRIO DE PERNAMBUCO. (2022). **Cineclube Secreto leva sessão de cinema ao ar livre ao Poço da Panela neste domingo**. Disponível em: <https://www.diariodepernambuco.com.br/noticia/viver/2022/10/cineclube-secreto-leva-sessao-de-cinema-ao-ar-livre-ao-poco-da-panela.html>. Acesso em: 19 dez. 2022.

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral (2022). **Síntese da Geologia de Pernambuco**. DNPM Pernambuco. Disponível em: [https://www.dnpm-pe.gov.br/Sint\\_PE/SintesePE\\_03.htm](https://www.dnpm-pe.gov.br/Sint_PE/SintesePE_03.htm) . Acesso em: 15 dez. 2022.

DRAGON, K.; GÓRSKI, J.; KRUC, R.; DROZDZYŃSKI, D.; GRISCHEK, T. (2018). Removal of Natural Organic Matter and Organic Micropollutants during Riverbank Filtration in Krajkowo, Poland. **Water**, 10(10), 1457.

ENFIELD, C. G.; BENGTSSON, G.; LINDQVIST, R. (1989). Influence of macromolecules on chemical transport. **Environmental Science Technology**, 23(10), 1278- 1286

ELLIS, J. B. (2006). Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. **Environmental Pollution**, 144(1), 184–189.

FEBRIA, C. M.; BEDDOES, P.; FULTHORPE, R. R.; WILLIAMS, D. D. (2012). Bacterial community dynamics in the hyporheic zone of an intermittent stream. **The ISME journal**, 6(5), 1078-1088.

FENT, K.; WESTON, A. A.; CAMINADA, D. (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. **Aquatic toxicology**, 76(2), 122-159.

FREITAS, D.A. (2010). **O emprego da técnica de filtração em margem para tratamento de água no rio Beberibe, Região Metropolitana do Recife**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, pp. 132.

FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; MOLICA, R. J. R. (2012). Application of bank filtration technology for water quality improvement in a warm climate: a case study at Beberibe River in Brazil. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, 61(5), 319–330.

FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; ROCHA, F. J. S.; PAIVA, A. L. R.; SENS, M. L.; VERAS, T. B. (2017). Cryptosporidium spp. and Giardia spp. Removal by bank filtration at Beberibe river, Brazil. **River Research and Applications**. 33, 1-9.

GHAZAL, K. A.; SALMAN, K. A.; NIEAMA, A. S. (2023). Assessing the attenuation of microbial contaminants of Al-Kufa River water through the natural process of riverbank filtration. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, 49(1), 41-47.

GHODEIF, K.; WAHAAB, R. A.; GRISCHEK, T.; AFIFI, H.; WAHSH, N. (2022). Bank filtration for climate resilience: potentiality of a new site along the Ismailia Canal in Egypt. **Geologos**, 28(1), 51-60.

GLORIAN, H.; BÖRNICK, H.; SANDHU, C.; GRISCHEK, T. (2018). Water Quality Monitoring in Northern India for an Evaluation of the Efficiency of Bank Filtration Sites. **Water**, 10(12), 1804.

GOOGLE EARTH (2022). **Google Earth**. Disponível em: <https://earth.google.com/web/>. Acesso em: 22 dez. 2022.

GOOGLE MAPS (2023). **Google Maps**. Disponível em: [https://www.google.com.br/maps/@-8.0462099,-34.9042203,3a,75y,103.77h,82.69t/data=!3m6!1e1!3m4!1sn-GSJCsmmoM73P\\_XeP2t5Q!2e0!7i16384!8i8192](https://www.google.com.br/maps/@-8.0462099,-34.9042203,3a,75y,103.77h,82.69t/data=!3m6!1e1!3m4!1sn-GSJCsmmoM73P_XeP2t5Q!2e0!7i16384!8i8192). Acesso em: 25 mar. 2023.

GREGORY, S.; ASHKENAS, L.(1990). **Riparian Management Guide**. Willamette National Forest, US Forest Service, Oregon.

GRISCHEK T., SCHUBERT J., JASPERSE J. L, STOWE S. M. AND COLLINS M. R. (2007) What is the appropriate site for RBF? In: Fox, P. (ed.) Management of aquifer recharge for sustainability. Proc. ISMAR 6, **Acacia, Phoenix**, 466-474.

GUEVARA-OCHOA, C.; MEDINA-SIERRA, A.; VIVES, L. (2020). Spatio-temporal effect of climate change on water balance and interactions between groundwater and surface water in plains. **Science of the Total Environment**, 722, 137886.

GUEDES, T. L.; SOUZA, F. H.; GHISI, D. B.; PEREZ, A. B. A.; DALSSASSO, R. L.; SENS, M. L. (2019). Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas. **Revista DAE**, 67, 2019.

GUO, Z.; CHEN, K.; YI, S.; ZHENG, C. (2023). Response of groundwater quality to river-aquifer interactions during managed aquifer recharge: A reactive transport modeling analysis. **Journal of Hydrology**, 616, 128847.

GUPTA, A.; RONGHANG, M.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I.; KUMAR, S.; GRISCHEK, T.; SANDHU, C.; KNOELLER, K. (2015). Nitrate contamination of riverbank filtrate at Srinagar, Uttarakhand, India: A case of geogenic mineralization. **Journal of Hydrology**, 531, 626–637.

GUTIÉRREZ, J. P.; VAN HALEM, D.; RIETVELD, L. (2017). Riverbank filtration for the treatment of highly turbid Colombian rivers. **Drinking Water Engineering and Science**, 10(1), 13-26.

GUTIÉRREZ, J.P.; VAN HALEM, D.; UIJTTEWAAL, W.S.; DEL RISCO, E.; RIETVELD, L.C.(2018). Natural recovery of infiltration capacity in simulated bank filtration of highly turbid waters. **Water Research**. 147, 299–310.

HANDL, S.; KUTLUCINAR, K. G.; ALLABASHI, R.; TROYER, C.; MAYR, E.; LANGERGRABER, G.; HANN, S.; PERFLER, R. (2023). Importance of hydraulic travel time for the evaluation of organic compounds removal in bank filtration. **Chemosphere**, 137852.

HE, S.; XUE, G.; WANG, B. (2009). Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, 168(2-3), 704–710.

HEBERER, T. (2002). Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *Journal of Hydrology*, 266, 175-189.

HOLLENDER, J.; ROTHARDT, J.; RADNY, D.; LOOS, M.; EPTING, J.; HUGGENBERGER, P.; BORER, P.; SINGER, H. (2018). Comprehensive micropollutant screening using LC-HRMS/MS at three riverbank filtration sites to assess natural attenuation and potential implications for human health. **Water Research X**, 100007.

HOLLENDER, J.; VAN BAVEL, B.; DULIO, V.; FARMEN, E.; FURTMANN, K.; KOSCHORRECK, J.; KUNKEL, U.; KRAUSS, M.; MUNTHE, J.; SCHLABACH, M.; SLOBODNIK, J.; STROOMBERG, G.; TERNES, T.; THOMAIDIS, N. S.; TOGOLA, A.; TORNERO, V. (2019). High resolution mass spectrometry-based non-target screening can support regulatory environmental monitoring and chemicals management. **Environmental Sciences Europe**, 31(1).

HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. (2002). Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of hydrology**, 266(3-4), 139-144.

HU, B.; TENG, Y.; ZHAI, Y.; ZUO, R.; LI, J.; CHEN, H. (2016). Riverbank filtration in China: A review and perspective. **Journal of Hydrology**, 541, 914–927.

HU, B.; LIU, L.; CHEN, R.; LI, Y.; LI, P.; CHEN, H.; LIU, G.; TENG, Y. (2022). The Impact of Clogging Issues at a Riverbank Filtration Site in the Lalin River, NE, China: A Laboratory Column Study. **Sustainability**, 14(15), 9330.

HULTH, S.; ALLER, R. C.; CANFIELD, D. E.; DALSGAARD, T.; ENGSTRÖM, P.; GILBERT, F.; SUNDBACK, K.; THAMDRUP, B. (2005). Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges. **Marine Chemistry**, 94(1-4), 125–145.

HUSTON, D.L.; FOX, J.F. (2015). Clogging of fine sediment within gravel substrates: Dimensional analysis and macroanalysis of experiments in hydraulic flumes. **Journal Hydraulic Engineering**. 141 (8), 04015015.

JARAMILLO, M. (2012) Riverbank filtration: an efficient and economical drinking-water treatment technology. **Dyna**, Medellin, 171(79), 148-157.

JYLHÄ-OLLILA, M.; LAINE-KAULIO, H.; NIINIKOSKI-FUSSWINKEL, P.; LEVEINEN, J.; KOIVUSALO, H. (2020). Water quality changes and organic matter removal using natural bank infiltration at a boreal lake in Finland. **Hydrogeology Journal**.

KNABE, D.; DWIVEDI, D.; WANG, H.; GRIEBLER, C.; ENGELHARDT, I. (2023). Numerical investigations to identify environmental factors for field-scale reactive transport of pathogens at riverbank filtration sites. **Advances in Water Resources**, 173, 104389.

KÁRMÁN, K.; MALOSZEWSKI, P.; DEÁK, J.; FÓRIZS, I.; SZABÓ, C. (2014). Transit time determination for a riverbank filtration system using oxygen isotope data and the lumped-parameter model. **Hydrological Sciences Journal**, 59(6), 1109–1116.

KEDZIOREK, M. A.; GEOFFRIAU, S.; BOURG, A. C. (2008). Organic matter and modeling redox reactions during river bank filtration in an alluvial aquifer of the Lot River, France. **Environmental science & technology**, 42(8), 2793-2798.

KIM, S. B.; CORAPCIOGLU, M. Y.; KIM D. J. (2003). Effect of dissolved organic matter and bacteria on contaminant transport in riverbank filtration. **Journal of Contaminant Hydrology**. 66, 1– 23.

KOBIYAMA, M. (2003). Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. M. Kobiyama, RV Silva, T Checchia & A. Alves (orgs). In: **Anais do I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias**, Alfredo Wagner, 1-13.

KOBIYAMA, M.; CAMPAGNOLO, K.; MENEZES, D.; PAIXÃO, M. A. (2020). **Manejo da zona ripária para redução de risco de desastres no ambiente montanhoso**. Magnoni Jr, L.; Freitas, CM; Lopes, ESS; Castro, GRB, 764-794.

KONDOR, A. C.; JAKAB, G.; VANCSIK, A.; FILEP, T.; SZEBERÉNYI, J.; SZABÓ, L.; MAÁSZ, G.; FERINCZ, A.; DOBOSY, P.; SZALAI, Z. (2020). Occurrence of pharmaceuticals in the Danube and drinking water wells: efficiency of riverbank filtration. **Environmental Pollution**, 265, 114893.

KRUĆ, R.; DRAGON, K.; GÓRSKI, J. (2019). Migration of pharmaceuticals from the Warta River to the aquifer at a riverbank filtration site in Krajkowo (Poland). **Water**, 11(11), 2238.

- KRUĆ-FIJALKOWSKA, R.; DRAGON, K.; DROŹDŹYŃSKI, D. (2022). Factors affecting the concentrations of pharmaceutical compounds in river and groundwaters: efficiency of riverbank filtration (Mosina-Krajkowo well field, Poland). **Geological Quarterly**, 66(3).
- KWON, H. I.; KOH, D. C.; JUNG, Y. Y.; KIM, D. H.; HA, K. (2020). Evaluating the impacts of intense seasonal groundwater pumping on stream–aquifer interactions in agricultural riparian zones using a multi-parameter approach. **Journal of Hydrology**, 584, 124683.
- LECHEVALLIER, M. W.; NORTON, W.D.; LEE, R.G. (1991). Giardia and Cryptosporidium spp. in filtered drinking water supplies. **Applied and environmental Microbiology**, 57(9), 2617-2621.
- LEWANDOWSKI, J.; ARNON, S.; BANKS, E.; BATELAAN, O.; BETTERLE, A.; BROECKER, T.; COLL, C.; DRUMMOND, J. D.; GARCIA, J. G.; GALLOWAY, J.; GOMEZ-VELEZ, J.; GRABOWSKI, R. C.; HERZOG, S. P.; HINKELMANN, R.; ... WU, L. (2019). Is the Hyporheic Zone Relevant beyond the Scientific Community? **Water**, 11(11), 2230.
- LI, X.; MENG, D.; LI, J.; YIN, H.; LIU, H.; LIU, X.; CHENG, C.; XIAO, Y.; LIU, Z.; YAN, M. (2017). Response of soil microbial communities and microbial interactions to long-term heavy metal contamination. **Environmental Pollution**, 231, 908–917.
- LIPCZYŃSKA-KOCHANY, E. (2018). Effect of climate change on humic substances and associated impacts on the quality of surface water and groundwater: A review. **Science of The Total Environment**, 640-641, 1548–1565.
- LIU, R.; MA, T.; QIU, W.; DU, Y.; LIU, Y. (2020). Effects of Fe oxides on organic carbon variation in the evolution of clayey aquitard and environmental significance. **Science of the Total Environment**, 701, 134776.
- MA, R.; WANG, B.; YIN, L.; ZHANG, Y.; DENG, S.; HUANG, J.; WANG, Y.; YU, G. (2017). Characterization of pharmaceutically active compounds in Beijing, China: Occurrence pattern, spatiotemporal distribution and its environmental implication. **Journal of Hazardous Materials**, 323, 147–155.
- MAENG, S. K.; LEE, K.-H. (2019). Riverbank Filtration for the Water Supply on the Nakdong River, South Korea. **Water**, 11(1), 129.
- MAGEE, B. R.; LION, L. W.; LEMLEY, A. T. (1991). Transport of dissolved organic macromolecules and their effect on the transport of phenanthrene in porous media. **Environmental Science & Technology**, 25(2), 323–331.
- MANDER, Ü.; HAYAKAWA, Y.; KUUSEMETS, V. (2005). Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. **Ecological engineering**, 24(5), 421-432.
- MARMONIER, P.; FONTVIEILLE, D.; GIBERT, J.; VANEK, V. (1995). Distribution of dissolved organic carbon and bacteria at the interface between the Rhône River and its alluvial aquifer. **Journal of the North American Benthological Society**, 14(3), 382-392.

- MEDEMA, G.J.; STUYFZAND, P.J. (2002). Removal of micro-organisms upon basin recharge, deep well injection and river bank filtration in the Netherlands. In Management of Aquifer Recharge for Sustainability; Dillon, P., Ed.; Swets and Zeitlinger: Lisse, **The Netherlands**, pp. 125–131.
- MESTRINHO, S. S. P. (2008). Geoquímica das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E.C.; DEMÉTRIO, J.G.A (Coords). In: **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM, 359-379.
- MÜLLER, C.C.; RAYA, R.; MONICA, M.T.; CYBIS, L.F.A. (2010). Diagnóstico da qualidade analítica na quantificação de cianobactérias. **Engenharia sanitária e ambiental**, 15(3), 283-290.
- MUNZ, M.; OSWALD, S. E.; SCHÄFFERLING, R.; LENSING, H. J. (2019). Temperature-dependent redox zonation, nitrate removal and attenuation of organic micropollutants during bank filtration. **Water research**, 162, 225-235.
- NAGY-KOVÁCS, Z.; DAVIDESZ, J.; CZIHAT-MÁRTONNÉ, K.; TILL, G.; FLEIT, E.; GRISCHEK, T. (2019). Water quality changes during riverbank filtration in Budapest, Hungary. **Water**, 11(2), 302.
- NASCIMENTO, R. F. (2021). **Avaliação preliminar da contaminação por compostos farmacêuticos na interação rio-aquífero**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, pp.139.
- NASCIMENTO, P. S. (2023). **Clorofila**. InfoEscola – Navegando e Aprendendo. Disponível em: <https://www.infoescola.com/plantas/clorofila/>. Acesso em: 25 abr. 2023.
- NING, Z.; LI, R.; LIAN, H.; ZHOU, S.; LIAO, P.; LIU, C. (2021). Effects of flow-interruption on the bacteria transport behavior in porous media. **Journal of Hydrology**, 125677.
- NOH, J. H.; SO, S. H.; PARK, J. W.; KIM, S. Y.; SONG, K. G.; CHOI, J.; KIM, G. B.; SON, H.; KIM, H.; MAENG, S. K. (2022). An Assessment of the Effectiveness of Riverbank Filtration in a Sewage Plant Effluent-Impacted River Using a Full-Scale Horizontal Well. **Water**, 14(12), 1873.
- PAIVA, A. L. R. (2009). **O processo de filtração em margem e um estudo de caso no rio Beberibe**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco. Recife – PE, pp. 150.
- PERNAMBUCO – SECTMA (1998). Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente. **Plano Estadual de Recursos Hídricos** – PERH. Recife.
- PERNAMBUCO. (2010). Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos. **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe (PHA-Capibaribe)**, Recife.
- PERNAMBUCO. (2015). Secretaria de Desenvolvimento Econômico do Estado de Pernambuco. **Estudos sobre a disponibilidade e vulnerabilidade dos recursos hídricos subterrâneos da Região Metropolitana do Recife**. Relatório 5. /Secretaria de Desenvolvimento Econômico do Estado de Pernambuco. - Recife: SDEC, pp. 218.

PERNAMBUCO (2022). Secretaria de Infraestrutura e Recursos Hídricos. **Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH**. Recife.

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. **Water Research**, 72, 3–27.

RABELO, L. (2006). **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, pp. 152.

RENOUF, K.; HARDING, J. S. (2015). Characterising riparian buffer zones of an agriculturally modified landscape. **New Zealand journal of marine and freshwater research**, 49(3), 323-332.

ROCHA, S.; MARQUES, E. (2016). Caracterização Hidrogeológica de um Sistema de Filtração em Margem de Lago. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**. 38(1), 133-141.

RODRÍGUEZ, M.; RODRÍGUEZ, G.; SÉRODES, J.; SADIQ, R. (2007). Subproductos De La Desinfección Del Agua Potable: Formación, Aspectos Sanitarios Y Reglamentación. **Interciência**, 32(11), 749-756.

ROMERO-ESQUIVEL, L.G. (2012). **Remoção de matéria orgânica natural e precursores de trihalometanos por filtração em margem na Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, pp. 246.

ROMERO-ESQUIVEL, L. G.; PIZZOLATTI, B. S.; SENS, M. L. (2016). Potencial de aplicação da filtração em margem em Santa Catarina, Brasil. **Interciencia**, 41(11), 740-747.

ROMERO-ESQUIVEL, L. G.; GRISCHEK, T.; PIZZOLATTI, B. S.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L. (2017). Bank filtration in a coastal lake in South Brazil: water quality, natural organic matter (NOM) and redox conditions study. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 19(8), 2007–2020.

ROSSETTO, R.; BARBAGLI, A.; DE FILIPPIS, G.; MARCHINA, C.; VIENKEN, T.; MAZZANTI, G. (2020). Importance of the Induced Recharge Term in Riverbank Filtration: Hydrodynamics, Hydrochemical, and Numerical Modelling Investigations. **Hydrology**, 7(4), 96.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. (1991). Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada, 1º Edição, **Editora Edgard Blücher LTDA**, São Paulo.

SAHU, R. L.; DASH, R. R.; PRADHAN, P. K.; DAS, P. (2019). Effect of hydrogeological factors on removal of turbidity during river bank filtration: Laboratory and field studies. **Groundwater for Sustainable Development**, 9, 100229.

SAKELLARIOU-MAKRANTONAKI, M.; ANGELAKI, A.; EVANGELIDES, C.; BOTA, V.; TSIANOU, E.; FLOROS, N. (2016). Experimental determination of hydraulic conductivity at unsaturated soil column. **Procedia Engineering**, 162, 83–90.

SANDHU, C.; GRISCHEK, T.; KUMAR, P.; RAY, C. (2010). Potential for Riverbank filtration in India. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 13(2), 295–316.

SANDHU, C.; GRISCHEK, T. (2012). Riverbank filtration in India – using ecosystem services to safeguard human health. **Water Science and Technology: Water Supply**, 12(6), 783–790.

SANDHU, C.; GRISCHEK, T.; BÖRNICK, H.; FELLER, J.; SHARMA, S. K. (2019). A water quality appraisal of some existing and potential riverbank filtration sites in India. **Water**, 11(2), 215.

SANTOS, L. L.; BARROS, T. H. S.; CABRAL, J. J. S. P.; MELO, R. T. (2011). Aplicação da tecnologia de filtração em margens para redução ou eliminação de contaminantes físico-químicos na região semi-árida de Pernambuco. In: **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Maceió, Alagoas.

SANTOS, L.L.; CABRAL, J.S.P.; CIRILO, J.A.; FREITAS, D.A.; SENS, M.L.; ARAGÃO, R.; BARROS, T.H.S. (2014). Aplicação da tecnologia de filtração em margem para população difusa no Semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 19(4), 49-58.

SATYAJI RAO, Y. R.; VIJAY, T.; PRASAD, Y. S.; SINGH, S. (2020). Development of River Bank Filtration (RBF) well in saline coastal aquifer. **Journal of Water Process Engineering**, 37, 101478.

SAXENA, S.; SATSANGI, A.; SOAMIDAS, V. (2021). River Bank Filtration System: Cost Effective Water Supply Alternative. **Water Safety, Security and Sustainability**. Springer, Cham, 565-579

SCHILLING, K. E.; JACOBSON, P. J.; WOLTER, C. F. (2017). Using riparian Zone scaling to optimize buffer placement and effectiveness. **Landscape Ecology**, 33(1), 141–156.

SCHMIDT, C. K.; LANGE, F. T.; BRAUCH, H. J.; KÜHN, W. (2003). Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany. **DVGW Water Technology Centre (TZW)**, Karlsruhe, Germany.

SCHÖN, M. (2006). **Systematic Comparison of Riverbank Filtration Sites in Austria and India**; Leopold Franzens Universität Innsbruck: Innsbruck, Austria.

SCHUBERT, J. (2002). Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies. **Journal of Hydrology**, 266(3-4), 145–161.

SCHUBERT, J. (2006). Experience with riverbed clogging along the Rhine River. In **Riverbank Filtration Hydrology**; Hubbs, S.A., Ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 221–242.

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; MELO FILHO, L. C. (2006). **Filtração em Margem**. In: Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamentos de Água para Consumo Humano. (PROSAB 4. Org.) Capítulo 5, Projeto PROSAB, ABES. Rio de Janeiro.

- SHAMSUDDIN, M. K. N.; SULAIMAN, W. N. A., SURATMAN, S.; ZAKARIA, M. P.; SAMUDING, K. (2014). Groundwater and surface-water utilisation using a bank infiltration technique in Malaysia. **Hydrogeology Journal**, 22(3), 543-564.
- SHEETS, R. A.; DARNER, R. A.; WHITTEBERRY, B. L. (2002). Lag times of bank filtration at a well field, Cincinnati, Ohio, USA. **Journal of Hydrology**, 266(3-4), 162-174.
- SOARES, M. B. D. (2009). **Estudo da Implantação em escala real da filtração em margem em lago de piscicultura extensiva para dessedentação animal**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, pp. 130.
- SONG, J.; WANG, L.; DOU, X.; WANG, F.; GUO, H.; ZHANG, J.; ZHANG, G.; LIU, Q.; ZHANG, B. (2018). Spatial and depth variability of streambed vertical hydraulic conductivity under the regional flow regimes. **Hydrological Processes**, 32(19), 3006–3018.
- SOPHOCLEOUS, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. **Hydrogeology journal**, 10, 52-67.
- THAKUR, A. K.; SINGH, V. P.; OJHA, C. S. P. (2012). Evaluation of a probabilistic approach to simulation of alkalinity and electrical conductivity at a river bank filtration site. **Hydrological Processes**, 26(22), 3362–3368.
- TYAGI, S.; DOBHAL, R.; KIMOTHI, P. C.; ADLAKHA, L. K.; SINGH, P.; UNİYAL, D. P. (2013). Studies of river water quality using river bank filtration in Uttarakhand, India. **Water Quality, Exposure and Health**, 5, 139-148.
- TURNER, A. D.; DHANJI-RAPKOVA, M.; COATES, L.; LEWIS, A.; LEWIS, K. (2018). Analysis of microcystins in cyanobacterial blooms from freshwater bodies in England. **Toxins**. 10(1), pp. 39.
- TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. (2002) The promise of bank filtration. **Environmental Science & Technology**, 422-428.
- UMAR, D. A.; RAMLI, M. F.; ARIS, A. Z.; SULAIMAN, W. N. A.; KURA, N. U.; TUKUR, A. I. (2017). An overview assessment of the effectiveness and global popularity of some methods used in measuring riverbank filtration. **Journal Of Hydrology**, 550, p.497-515.
- VAN DRIEZUM, I. H.; CHIK, A. H. S.; JAKWERTH, S.; LINDNER, G.; FARNLEITNER, A. H.; SOMMER, R.; BLASCHKE, A. P.; KIRSCHNER, A. K. T. (2018). Spatiotemporal analysis of bacterial biomass and activity to understand surface and groundwater interactions in a highly dynamic riverbank filtration system. **Science of The Total Environment**, 627, 450–461.
- VAN DRIEZUM, I.H.; DERX, J.; OUDEGA, T.J.; ZESSNER, M.; NAUS, F.L.; SARACEVIC, E.; KIRSCHNER, A.K.T.; SOMMER, R.; FARNLEITNER, A.H.; BLASCHKE, A.P. (2019). Spatiotemporal resolved sampling for the interpretation of micropollutant removal during riverbank filtration. **Science of the Total Environment**, 649, 212-223.

VASCONCELOS, M. B.; CAJAZEIRAS, C. C. D. A.; SOUSA, R. R. D. (2019). Aplicação da condutividade elétrica da água nos estudos hidrogeológicos da região Nordeste do Brasil. In: **XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Foz do Iguaçu-PR.

VERAS, T. B. (2011). **Análise da interação rio-aquífero na zona hiporreica para a tecnologia de filtração em margem: estudo de caso no rio Beberibe-PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, pp. 136.

VERAS, T.B.; CABRAL, J.J.S.P.; PAIVA, A.L.R.; BARRETO, A.F.S. (2017). Interação rio-aquífero e a meiofauna do ambiente hiporreico. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 1, p. 20-35.

VERAS, T. B.; PAIVA, A. L. R.; DUARTE, M. M. M. B.; NAPOLEÃO, D. C.; CABRAL, J. J. S. P. (2019). Analysis of the presence of anti-inflammatories drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil. **Chemosphere**, 222, 961-969.

WAHAAB, R. A.; SALAH, A.; GRISCHEK, T. (2019). Water Quality Changes during the Initial Operating Phase of Riverbank Filtration Sites in Upper Egypt. **Water**, 11(6), 1258.

WALKENHORST, L.; BISWAS, S.; RAY, C.; D’ALESSIO, M. (2021). Ability of bank filtration to remove cyanotoxins under different levels of nutrients. **Water and Environment Journal**, 35(3), 971–974.

WANG, J. (2003). Riverbank filtration case study at Louisville, Kentucky. **Riverbank filtration: Improving source-water quality**, 117-145.

WANG, Z.; YANG, Y.; CHEN, G.; WU, J.; WU, J. (2021). Variation of lake-river-aquifer interactions induced by human activity and climatic condition in Poyang Lake Basin, China. **Journal of Hydrology**, 595, 126058.

WANG, H.; KNABE, D.; ENGELHARDT, I.; DROSTE, B.; ROHNS, H.-P.; STUMPP, C.; HO, J.; GRIEBLER, C. (2022). Dynamics of pathogens and fecal indicators during riverbank filtration in times of high and low river levels. **Water Research**, 209, 117961.

XIA, X.; TENG, Y.; ZHAI, Y. (2023). Influence of DOM and microbes on Fe biogeochemistry at a riverbank filtration site. **Environmental Research**, 216, 114430.

ZHU, Y.; ZHAI, Y.; TENG, Y.; WANG, G.; DU, Q.; WANG, J.; YANG, G. (2019). Water supply safety of riverbank filtration wells under the impact of surface water-groundwater interaction: evidence from long-term field pumping tests. **Science of The Total Environment**, 135141.