



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

RAQUEL FERREIRA DO NASCIMENTO

**AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS
FARMACÊUTICOS NA INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO**

RECIFE

2021

RAQUEL FERREIRA DO NASCIMENTO

**AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS
FARMACÊUTICOS NA INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.

RECIFE
2021

Catálogo na fonte
Bibliotecária Maria Luiza de Moura Ferreira, CRB-4 / 1469

N244a Nascimento, Raquel Ferreira do.
Avaliação preliminar da contaminação por compostos farmacêuticos na interação
Rio-aquífero / Raquel Ferreira do Nascimento. - 2021.
138 folhas, il., tab.; abr. e sigl.

Orientador: Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa
de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2021.
Inclui referências.

1. Engenharia Civil. 2. Filtração em margem. 3. Qualidade da água. 4. Rio São
Francisco. 5. Tratamento da água. I. Paiva, Anderson Luiz Ribeiro de (Orientador).
II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2021-220

RAQUEL FERREIRA DO NASCIMENTO

**AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS
FARMACÊUTICOS NA INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO**

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

Aprovada em: 06/08/2021

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (Orientador)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos (Examinador Externo)

Universidade Estadual da Paraíba

Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco

Aos meus pais, Dogival Ferreira do Nascimento e Veronilda Maria da Silva Nascimento.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por ser meu guia em todos os momentos, principalmente nos mais difíceis. Depois, agradeço aos meus pais, Dogival Ferreira do Nascimento e Veronilda Maria da Silva Nascimento, que me ajudaram durante todo o desenvolvimento desse projeto, inclusive, indo a campo comigo; e aos meus irmãos, João Batista Ferreira, Jackeline Ferreira e Maria Cecília Ferreira, que também me deram todo o apoio para que eu concluísse o projeto. Ao meu namorado, Yhago Carvalho, que sempre me ouviu e tentou me acalmar nos momentos de aflição.

Minha gratidão também aos meus amigos, sobretudo Lucas Caitano, Adson Carvalho e Renatha Sabino, que foram meus pontos de apoio durante a realização desta dissertação. Às minhas amigas que conheci através do mestrado, Maiana Borba, Lysanne Moura, Marina Moura e Arivânia Rodrigues, obrigada pelos momentos de descontração.

Aos motoristas da UFPE, Hugo e Naldo, que fizeram mais do que o cumprimento de suas tarefas, e diversas vezes me auxiliaram na realização do meu trabalho.

Agradeço aos professores Elizabeth Pastich, José Moura, Saul Barbosa e Wanderli Leite; às técnicas Emanuelle Patrícia, Beatriz Galdino e Danúbia Freitas, além do doutorando Luiz Pereira, pela parceria e apoio que me deram nos laboratórios de pesquisa.

Ao meu orientador, Anderson Paiva, que cumpriu seu papel com maestria e me forneceu todo o apoio para a realização desse projeto.

Por fim, agradeço à COMPESA pela parceria, à FACEPE pelo apoio financeiro, e ao projeto UNIVERSITAS, financiado pela FACEPE, que deu apoio financeiro para a realização das sondagens do solo.

RESUMO

A técnica de tratamento de água da Filtração em Margem (FM) consiste na construção de poços de bombeamento às margens de um manancial superficial. A ação do bombeamento causa uma diferença do gradiente hidráulico dos reservatórios superficial e subterrâneo, e promove, ainda mais, o fluxo da água do rio para o poço de produção. Durante a passagem da água pelos sedimentos do solo, ocorrem processos físicos, químicos e biológicos que são responsáveis pela atenuação dos contaminantes na água, inclusive de compostos farmacêuticos, que, devido as suas estruturas complexas, são dificilmente removidas nos processos convencionais de tratamento de água. Embora sejam encontradas em baixas concentrações, a presença desses compostos na água pode provocar danos aos seres vivos, inclusive aos humanos. Assim, este trabalho teve como objetivo a avaliação do potencial de aplicação da Filtração em Margem visando a complementação do abastecimento de comunidades difusas no semiárido pernambucano. Para isso, quatro locais da região foram estudados: Batateira, distrito de Belém de Maria; Santa Maria da Boa Vista; Orocó e Petrolândia. Nesses locais, foram realizadas investigações hidrogeológicas, além da análise de qualidade da água e da concentração de fármacos (diclofenaco, dipirona, ibuprofeno e paracetamol) nas águas bruta e tratada. Em Batateira, a avaliação ocorreu às margens da barragem do Rio da Prata. Neste ponto, pelos projetos construtivos da barragem e prospecção visual, foi descartada a possibilidade de instalação de um poço de FM devido ao solo rochoso do local. Nas cidades de Santa Maria da Boa Vista, Orocó e Petrolândia, as análises de qualidade da água demonstraram condições favoráveis para a implantação da FM às margens do Rio São Francisco, porém, os ensaios de SPT realizados nas cidades de Santa Maria da Boa Vista demonstraram que o local não tem litologia propícia para o uso da técnica porque o solo é, sobretudo, argiloso. Em Orocó, o ensaio de SPT não pôde ser realizado devido à composição do solo por seixos. Em análises prévias do solo, a região às margens do Rio São Francisco na cidade de Petrolândia tem potencial para a implantação da FM porque apresenta uma camada espessa de solo arenoso, que pode atingir mais de 20 m de profundidade. As análises dos compostos farmacêuticos na água superficial do Rio São Francisco demonstraram concentrações mínima e máxima de não detectado (ND) e 759,060 µg/L, ND e 1858,020 µg/L, ND e 785,280 µg/L, e ND e 533,640 µg/L, respectivamente, para o diclofenaco, dipirona, ibuprofeno

e paracetamol. A máxima remoção do diclofenaco, dipirona, ibuprofeno e paracetamol foi 22,42%; 3,00%; 32,74% e 1,58%, respectivamente, durante o tratamento convencional da água, o que confirma a ineficiência desse tratamento na atenuação dos fármacos.

Palavras-chave: filtração em margem; qualidade da água; Rio São Francisco; tratamento da água.

ABSTRACT

The water treatment technique of Bank Filtration (BF) consists of construction pumping wells on the margins of a surface spring. The pumping action causes a difference in the hydraulic gradient of the surface and underground reservoirs, and further promotes the flow of water from the river to the production well. During the passage of water through soil sediments, physical, chemical and biological processes occur that are responsible for the attenuation of contaminants in the water, including pharmaceutical compounds, which, due to their complex structures, are difficult to remove in conventional treatment processes of water. Although they are found in low concentrations, the presence of these compounds in water can cause damage to living beings, including humans. Thus, this work aimed to evaluate the potential application of Bank Filtration in order to complement the supply of diffuse communities in the semiarid region of Pernambuco. For this, four locations in the region were studied: Batateira, district of Belém de Maria; Santa Maria da Boa Vista; Orocó and Petrolândia. In these places, hydrogeological investigations were carried out, in addition to analysis of water quality and drug concentration (diclofenac, dipyrone, ibuprofen and paracetamol) in raw and treated water. In Batateira, the assessment took place on the banks of the Rio da Prata dam. At this point, due to the construction projects of the dam and visual prospecting, the possibility of installing an BF well was discarded due to the rocky soil at the site. In the cities of Santa Maria da Boa Vista, Orocó and Petrolândia, the water quality analyzes demonstrated favorable conditions for the implantation of BF on the banks of the São Francisco River, however, the SPT tests carried out in the cities of Santa Maria da Boa Vista showed that the site does not have a suitable lithology for the use of the technique because the soil is, above all, clayey. In Orocó, the SPT test could not be carried out due to the soil composition by pebbles. In previous soil analysis, the region on the banks of the São Francisco River in the city of Petrolândia has potential for the implantation of BF because it presents a thick layer of sandy soil, which can reach more than 20 m in depth. The analyzes of pharmaceutical compounds in the surface water of the São Francisco River showed minimum and maximum concentrations of not detected (ND) and 759,060 µg/L, ND and 1858.020 µg/L, ND and 785.280 µg/L, and ND and 533,640 µg/L, respectively, for diclofenac, dipyrone, ibuprofen and paracetamol. The maximum removal of diclofenac, dipyrone, ibuprofen and paracetamol was 22.42%; 3.00%; 32.74% and 1.58%,

respectively, during conventional water treatment, which confirms the inefficiency of this treatment in attenuating drugs.

Keywords: bank filtration; water quality; São Francisco River; water treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Processo da Filtração em Margem.....	22
Figura 2 –	Configuração dos poços vertical e horizontal.....	25
Figura 3 –	Evolução qualitativa do OD, nitrato, manganês e zinco durante a passagem da água pelo meio poroso.....	29
Figura 4 –	Principais classes dos contaminantes emergentes.....	38
Figura 5 –	Fontes de contaminação dos recursos hídricos pelos micropoluentes emergentes.....	38
Figura 6 –	Fonte de contaminação dos recursos hídricos pelos fármacos.....	43
Figura 7 –	Localização e hidrografia da bacia hidrográfica do Rio Una.....	57
Figura 8 –	Localização do município de Belém de Maria – PE.....	58
Figura 9 –	Vista de partes das instalações da ETA de Batateira – PE	59
Figura 10 –	Localização e hidrografia da bacia hidrográfica do Rio São Francisco.....	60
Figura 11 –	Localização dos municípios de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia.....	62
Figura 12 –	Localização dos pontos de coleta em Orocó.....	64
Figura 13 –	Pontos de coleta em Orocó. (a) P1; (b) P2.....	64
Figura 14 –	ETA compacta e pressurizada em Orocó.....	65
Figura 15 –	Localização dos pontos de coleta em Santa Maria da Boa Vista.....	66
Figura 16 –	Pontos de coleta em Santa Maria da Boa Vista. (a) P3; (b) P4; (c) P5.....	66
Figura 17 –	Localização dos pontos de coleta em Petrolândia.....	68
Figura 18 –	Pontos de coleta da cidade de Petrolândia. (a) P6; (b) P7; (c) P8.....	69
Figura 19 –	Localização dos furos de sondagem com relação às margens do rio.....	72
Figura 20 –	Localização dos seis furos de sondagem. (a) Santa Maria da Boa Vista; (b) Orocó.....	73
Figura 21 –	Equipamentos utilizados na extração dos analitos.....	77

Figura 22 –	Metodologia para extração e concentração dos fármacos.	78
Figura 23 –	Contato direto do concreto da barragem do Rio da Prata com a rocha.....	80
Figura 24 –	Laje de dissipação de CCR à jusante do barramento.....	81
Figura 25 –	Rocha aflorante à jusante da barragem do Rio da Prata....	82
Figura 26 –	Poços das cidades de Santa Maria da Boa Vista e Orocó..	83
Figura 27 –	Realização dos dois furos de sondagem próximos à ETA Redenção. (a) 5 m do rio; (b) 15 m do rio.....	85
Figura 28 –	Realização dos dois furos de sondagem próximos à orla fluvial de Santa Maria da Boa Vista. (a) 5 m do rio; (b) 15 m do rio.....	86
Figura 29 –	Localização de onde seriam realizados os dois furos de sondagem em Orocó. (a) 5 m do rio; (b) 15 m do rio.....	86
Figura 30 –	Solo composto por seixos em Orocó.....	87
Figura 31 –	Perfil litológico próximo à ETA Redenção em Santa Maria da Boa Vista.....	88
Figura 32 –	Perfil litológico próximo à ETA Centro em Santa Maria da Boa Vista.....	88
Figura 33 –	Material coletado nas sondagens realizadas em Santa Maria da Boa Vista. (a) F2; (b) F2; (c) F3; (d) F3.....	89
Figura 34 –	Solo arenoso com seixos no leito do Rio São Francisco, em Orocó.....	90
Figura 35 –	Poços cadastrados no SIAGAS na cidade de Petrolândia.	91
Figura 36 –	Turbidez da água bruta do Rio São Francisco.....	93
Figura 37 –	Cor da água bruta do Rio São Francisco.....	95
Figura 38 –	Oxigênio dissolvido dos pontos de coleta do Rio São Francisco.....	96
Figura 39 –	pH dos pontos de coleta do Rio São Francisco.....	96
Figura 40 –	Condutividade elétrica dos pontos de coleta do Rio São Francisco.....	98
Figura 41 –	Temperatura das amostras de água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.....	98

Figura 42 –	Concentração de nitrato na água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.....	100
Figura 43 –	Concentração de ferro na água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.....	101
Figura 44 –	Concentração de manganês na água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.....	102
Figura 45 –	Concentração de diclofenaco na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.....	103
Figura 46 –	Concentração de dipirona na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.....	107
Figura 47 –	Concentração de ibuprofeno na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.....	110
Figura 48 –	Concentração de paracetamol na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.....	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Algumas classes terapêuticas dos fármacos.....	40
Tabela 2 –	Concentrações de fármacos no mundo.....	40
Tabela 3 –	Efeitos causados pela presença de diclofenaco na água....	46
Tabela 4 –	Efeitos causados pela presença do ibuprofeno na água.....	48
Tabela 5 –	Efeitos causados pela presença do paracetamol na água..	49
Tabela 6 –	Características das regiões hidrográficas da bacia do Rio São Francisco.....	61
Tabela 7 –	Características dos pontos de coleta.....	63
Tabela 8 –	Fonte dos parâmetros físico-químicos avaliados.....	74
Tabela 9 –	Código de referência e metodologia das análises dos parâmetros avaliados.....	75
Tabela 10 –	Perfil litológico das cidades de Orocó e Santa Maria da Boa Vista.....	84
Tabela 11 –	Perfil litológico do solo às margens do Rio São Francisco em Petrolândia.....	92
Tabela 12 –	Concentrações mínima e máxima de diclofenaco na água.	105
Tabela 13 –	Remoção média de diclofenaco pelo método convencional de tratamento de água.....	106
Tabela 14 –	Concentrações mínima e máxima de dipirona na água.....	108
Tabela 15 –	Remoção média de dipirona pelo método convencional de tratamento de água.....	108
Tabela 16 –	Concentrações mínima e máxima de ibuprofeno na água..	111
Tabela 17 –	Remoção média de ibuprofeno pelo método convencional de tratamento de água.....	112
Tabela 18 –	Concentrações mínima e máxima de paracetamol na água	113
Tabela 19 –	Remoção média de paracetamol pelo método convencional de tratamento de água.....	115

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AINE	Anti-inflamatório Não Esteroide
ANA	Agência Nacional das Águas
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
CCR	Concreto Compactado a Rolo
CE	Contaminante Emergente
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
COT	Carbono Orgânico Total
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEQ	Departamento de Engenharia Química
EDC	Composto Desregulador Endócrino
EFS	Extração em fase sólida
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FM	Filtração em margem
LABIOTA	Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental
LEAQ	Laboratório de Engenharia Ambiental e de Qualidade
LITPEG	Instituto de Pesquisa em Petróleo e Energia
MS	Ministério da Saúde
NM	Nanomaterial
OD	Oxigênio Dissolvido
PCP	Produto de Cuidado Pessoal
PhAC	<i>Pharmaceutically Active Compound</i>
SIAGAS	Sistema de Informações de Águas Subterrâneas
SPT	<i>Standard Penetration Test</i>
UFV	Universidade Federal de Viçosa

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
2	OBJETIVOS.....	21
2.1	OBJETIVO GERAL.....	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
3.1	FILTRAÇÃO EM MARGEM.....	22
3.1.1	Configurações da Filtração em Margem.....	24
3.1.2	Remoção de contaminantes pela Filtração em Margem.....	26
3.1.3	Aplicação da Filtração em Margem no mundo.....	30
3.1.4	Aplicação da Filtração em Margem no Brasil.....	32
3.1.5	Aplicação da Filtração em comunidades difusas.....	34
3.2	FÁRMACOS.....	37
3.2.1	Contaminantes emergentes.....	37
3.2.2	Presença dos fármacos no meio ambiente aquático.....	39
3.2.3	Efeitos causados pela presença dos fármacos nos recursos hídricos.....	44
3.2.3.1	<i>Diclofenaco.....</i>	45
3.2.3.2	<i>Dipirona.....</i>	46
3.2.3.3	<i>Ibuprofeno.....</i>	47
3.2.3.4	<i>Paracetamol.....</i>	48
3.2.4	Técnicas de remoção de fármacos das matrizes aquáticas.....	50
3.2.4.1	<i>Tratamento convencional da água.....</i>	50
3.2.4.2	<i>Filtração em Margem.....</i>	53
4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	56
4.1	LOCALIZAÇÃO.....	56
4.1.1	Bacia hidrográfica do Rio Una.....	56
4.1.2	Distrito de Batateira.....	57
4.1.3	Bacia hidrográfica do Rio São Francisco.....	59
4.1.4	Municípios de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia.....	61
4.2	PONTOS DE COLETA.....	62
4.2.1	Orocó.....	63

4.2.2	Santa Maria da Boa Vista.....	65
4.2.3	Petrolândia.....	68
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	71
5.1	DETERMINAÇÃO DE UM LOCAL PARA A IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM.....	71
5.2	COLETA DOS DADOS HIDROGEOLÓGICOS.....	71
5.2.1	Dados preliminares.....	71
5.2.2	Ensaio de sondagem.....	72
5.3	ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	74
5.3.1	Dados fornecidos pela COMPESA.....	74
5.3.2	Dados obtidos nas visitas a campo.....	75
5.4	FÁRMACOS.....	75
5.4.1	Coleta de amostras.....	76
5.4.2	Extração e concentração dos fármacos.....	76
5.4.3	Análise por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE).....	78
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
6.1	ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS.....	79
6.1.1	Batateira.....	79
6.1.2	Orocó e Santa Maria da Boa Vista.....	82
6.1.2.1	<i>Dados preliminares.....</i>	83
6.1.2.2	<i>Furos de sondagem.....</i>	85
6.1.3	Petrolândia.....	90
6.2	QUALIDADE DA ÁGUA.....	92
6.2.1	Cor e turbidez.....	93
6.2.2	Oxigênio dissolvido.....	95
6.2.3	pH.....	96
6.2.4	Condutividade elétrica e temperatura.....	97
6.2.5	Nitrato.....	99
6.2.6	Ferro e manganês.....	101
6.3	MONITORAMENTO DA PRESENÇA DE FÁRMACOS NA ÁGUA.....	103
6.3.1	Diclofenaco.....	103

6.3.2	Dipirona.....	106
6.3.3	Ibuprofeno.....	109
6.3.4	Paracetamol.....	112
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	116
7.1	CONCLUSÕES.....	116
7.2	RECOMENDAÇÕES.....	117
	REFERÊNCIAS	118
	ANEXO A – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO PRÓXIMO À ETA REDENÇÃO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F1)	135
	ANEXO B – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO PRÓXIMO À ETA REDENÇÃO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F2)	136
	ANEXO C – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO PRÓXIMO À ETA DO CENTRO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F3)	137
	ANEXO D – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO PRÓXIMO À ETA DO CENTRO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F4)	138

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, o aumento da demanda pela água e a deterioração da qualidade dos mananciais nas regiões áridas e semiáridas têm tornado o acesso à água potável um desafio para as companhias de saneamento básico. Assim, alternativas de tratamento de água estão surgindo para solucionar os problemas nessas áreas, e, dentre elas, a técnica de Filtração em Margem tem se destacado por ser uma tecnologia natural de tratamento de água, de relativo baixo custo e eficiente na remoção de contaminantes descobertos recentemente (micropoluentes emergentes).

Os micropoluentes emergentes envolvem uma série de compostos, como cianotoxinas, micotoxinas, aditivos de gasolina e industriais, retardantes de chama bromados, hormonas esteroides, substâncias tensioativas, produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal, compostos polifluorados, nanomateriais e subprodutos de desinfecção (GAFFNEY *et al.*, 2016), e, embora estejam presentes em concentrações traço (ng.L^{-1} ou $\mu\text{g.L}^{-1}$) nas matrizes aquáticas, têm causado impactos negativos à saúde humana e ao meio ambiente (LIMA *et al.*, 2017).

Os fármacos são substâncias químicas biologicamente ativas sintetizadas com o objetivo de produzir um efeito fisiológico em seres humanos, animais ou plantas em pequenas concentrações (LIMA *et al.*, 2017). Seus resíduos, originados por sobras de medicamentos, produtos farmacêuticos vencidos ou parcela dos remédios não metabolizados pelo corpo humano, animal ou pela planta, tendem a chegar ao meio ambiente aquático principalmente pelo lançamento de efluentes residuais em corpos hídricos, sejam eles tratados ou não.

Em geral, as estações de tratamento de água (ETAs) são projetadas para remoção de material particulado e de microrganismos, sendo comum a aplicação das etapas de coagulação, floculação, sedimentação ou flotação, filtração e desinfecção para alcançar esse objetivo (LIMA *et al.*, 2014). Assim, estudos têm comprovado a ineficiência da remoção dos fármacos pelo tratamento convencional das ETAs (LIMA *et al.*, 2014; RIGOBELLO *et al.*, 2020) por serem compostos de estrutura complexa e de baixa concentração na água.

Diante desta problemática, diversas pesquisas têm sido desenvolvidas a fim de determinar um método eficiente e de baixo custo na remoção completa dos fármacos da água, como vem se apresentando a Filtração em Margem (FM). Esta técnica

consiste na construção de poços de bombeamento próximos às margens de um manancial superficial. A ação de bombeamento provoca uma diferença do gradiente hidráulico entre o manancial superficial e o manancial subterrâneo, induzindo, ainda mais, o fluxo da água do manancial superficial pelo meio poroso até o poço de bombeamento. É nessa passagem da água pelos sedimentos do solo que ocorrem diversos processos físicos, químicos e biológicos responsáveis pela atenuação de poluentes (FREITAS *et al.*, 2017).

Segundo Hiscock e Grischek (2002), a FM funciona, sobretudo, pelos processos de mistura entre a água superficial e subterrânea, biodegradação e sorção nas camadas do solo. Assim, a técnica da FM é capaz de atenuar naturalmente sólidos em suspensão, partículas, compostos biodegradáveis, bactérias, vírus, parasitas e compostos adsorvíveis (HISCOCK; GRISCHEK, 2002), além de remover diversos fármacos (VERAS *et al.*, 2017; NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2018; SANDHU *et al.*, 2019; OBERLEITNER *et al.*, 2020).

Dessa forma, a FM se sobressai em comparação ao tratamento convencional da água (SHRIKOTI e SHARMA, 2019), visto que, além de conseguir tratar a água eficientemente, inclusive quanto aos fármacos, essa tecnologia minimiza o uso de produtos químicos durante o processo, reduzindo os custos do tratamento.

Embora seja comprovada a capacidade da FM na melhoria da qualidade da água, dependendo das características do local em que o sistema seja instalado, a qualidade e a quantidade da água filtrada podem ser otimizadas. Na maioria dos casos, os poços da FM são implantados em aquíferos aluviais localizados às margens dos rios ou na areia e/ou cascalho não consolidados ao longo das margens do reservatório superficial. Não é adequado implementar poços em áreas com camadas espessas de confinamento com baixa condutividade hidráulica porque a água bombeada seria principalmente subterrânea (RAY, 2002).

Outros fatores que interferem no processo da FM, sobretudo na vazão bombeada, é a condutividade hidráulica do leito do rio e porosidade do solo. Segundo Paiva (2009), a permeabilidade da interface rio-aquífero depende fundamentalmente da condutividade hidráulica dos sedimentos do solo, que, devido a sua heterogeneidade, forma muitas conexões de fluxo entre o curso de água e o meio poroso.

Assim, esse trabalho tem como objetivo avaliar potenciais locais do semiárido pernambucano para a implantação da técnica da Filtração em Margem, analisando as

condições hidrogeológicas e qualitativa das águas, além de verificar a eficiência das ETAs desses municípios na remoção dos compostos farmacêuticos.

2 OBJETIVOS

Nesta seção, são apresentados os objetivos geral e específicos deste trabalho.

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial de aplicação da Filtração em Margem visando a complementação do abastecimento de comunidades difusas no semiárido pernambucano.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o potencial de aplicação da FM nos municípios de Belém de Maria (distrito de Batateira), Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia;
- Avaliar a condição hidrogeológica local de pontos pré-selecionados nos municípios escolhidos;
- Analisar de forma qualitativa a água do Rio São Francisco, incluindo análises de compostos farmacêuticos;
- Avaliar a eficiência do tratamento convencional da água das ETAs de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia na remoção de fármacos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

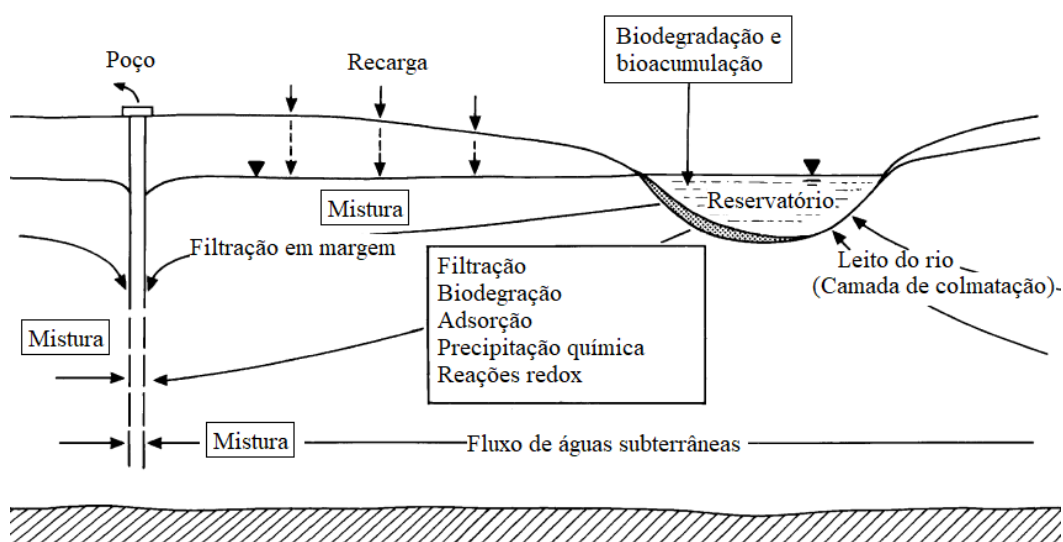
Nesta seção, são discutidos o atual estado de conhecimento acerca da Filtração em Margem e da presença dos fármacos no meio ambiente aquático.

3.1 FILTRAÇÃO EM MARGEM

Devido ao crescimento da população mundial, a demanda por água potável também tem aumentado. Então, o desenvolvimento de tecnologias que tratem a água de maneira eficiente e barata tem sido uma questão preocupante e emergente entre as empresas concessionárias da água. Entre as técnicas estudadas, como filtração por membrana, tratamento de aquíferos no solo e oxidação avançada, um método antigo tem se destacado por ser sustentável, eficiente e barato: a filtração em margem (TUFENKJI; RYAN; ELIMELECH, 2002).

A Filtração em Margem (FM) é uma tecnologia que consiste na purificação da água através de sua passagem pelas camadas sedimentares das margens e do fundo de um manancial superficial (Figura 1). Esse deslocamento da água ocorre devido à diferença do gradiente hidráulico entre o reservatório e o lençol freático, causado artificialmente pela aplicação de bombas em poços localizados às margens da fonte superficial. Dessa forma, a água bombeada é uma mistura entre as águas superficial e subterrânea (RAY *et al.*, 2002).

Figura 1 – Processo da Filtração em Margem.



Fonte: Modificado de Hiscock e Grischek (2002).

A dinâmica de melhoria da qualidade da água na FM ocorre por processos físicos, químicos e biológicos. Segundo Sahu *et al.* (2019), o tratamento da água na FM ocorre devido à filtração, reação ácido-base, oxidação, redução, hidrólise, reações bioquímicas, entre outros mecanismos. Entretanto, a FM funciona, sobretudo, pelos processos de mistura entre a água superficial e subterrânea, biodegradação e sorção dentro de duas camadas principais: a camada biologicamente ativa de colmatação, onde acontecem a degradação intensiva e os processos de adsorção em um curto período; e ao longo do percurso principal entre o manancial superficial e o poço de produção, onde ocorre principalmente o processo de mistura, enquanto a sorção e a degradação acontecem em menores taxas (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

A primeira camada citada, formada pela interface entre as águas superficiais e subterrâneas em aquíferos aluviais nos primeiros metros do rio, chama-se “zona hiporreica de transição”, sendo comumente caracterizada por gradientes de luz, temperatura, pH, potencial redox, oxigênio e matéria orgânica (FREITAS *et al.*, 2017). É nela que ocorrem as remoções de sedimentos, compostos orgânicos e inorgânicos e patógenos, além de apresentar condições redutoras devido à alta atividade microbiana que consome o oxigênio dissolvido (OD) na água (JARAMILLO, 2012).

A segunda camada, onde ocorre principalmente a mistura entre as águas, é chamada comumente de “zona ripária”. Trata-se de uma das zonas de interação das águas superficiais com águas subterrâneas, podendo uma alimentar a outra (FREITAS *et al.*, 2011).

Por meio de todos esses processos que ocorrem durante a passagem da água pelos sedimentos do solo, a técnica da FM é capaz de atenuar naturalmente sólidos em suspensão, partículas, compostos biodegradáveis, bactérias, vírus, parasitas e compostos adsorvíveis, além de manter o equilíbrio das mudanças de temperatura (HISCOCK; GRISCHEK, 2002), podendo ser utilizada, pelo menos, como um pré-tratamento da água.

Por todos esses benefícios, a FM apresenta-se como uma alternativa de tratamento de água que pode resolver o problema do abastecimento de água direto do manancial superficial poluído e da superexploração da água subterrânea, já que a água extraída do poço da FM é resultante da mistura entre as águas superficial e subterrânea (CADY *et al.*, 2013).

Por outro lado, sabe-se que a FM pode causar efeitos indesejáveis na qualidade da água potável. Por exemplo, a técnica não funciona como uma barreira eficaz na

remoção de alguns compostos, como o amônio e o arsênio (SANDHU *et al.*, 2019), e pode provocar aumento nas concentrações de ferro e manganês dissolvidos, dureza e formar sulfeto de hidrogênio e outros compostos fétidos resultantes da mudança nas condições redox (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

Até então, os estudos sobre a FM focam quase exclusivamente na eficiência da técnica no tratamento da água e na sua capacidade de produção. Dessa forma, não existem conhecimentos sobre os efeitos da FM nos mananciais de origem, porém, sabe-se que, além da colmatção, a técnica interfere na infiltração de água subterrânea e afeta os processos naturais que ocorrem nos sedimentos, o que pode resultar em mudanças na qualidade da água do manancial superficial (GILLEFALK *et al.*, 2019). Possivelmente a FM pode induzir modificações na temperatura da água, na disponibilidade de CO₂, e nos tempos de retenção da água nos reservatórios, consequentemente, esses feitos podem causar desaparecimento de macrófitas, domínio do fitoplâncton e contribuir para um ambiente adequado para a proliferação de cianobactérias (GILLEFALK *et al.*, 2018).

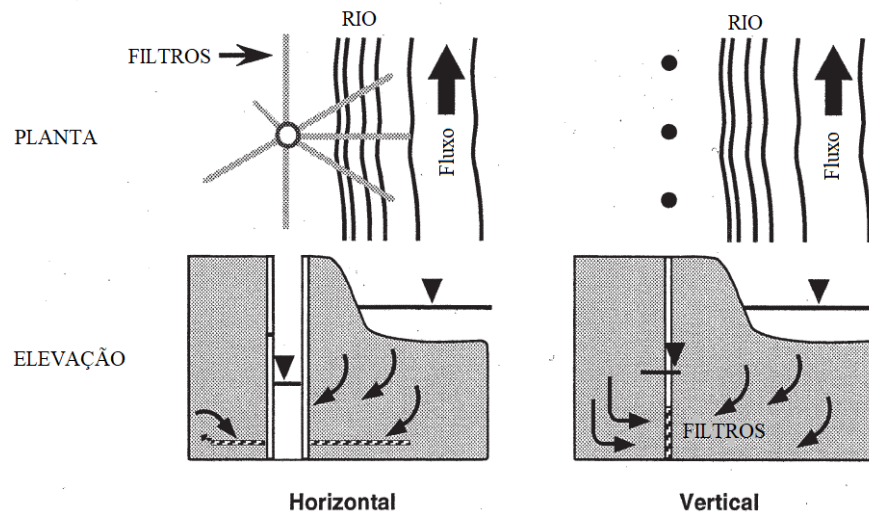
Apesar das possíveis desvantagens apresentadas pela FM, a técnica está sendo utilizada há anos com sucesso em diversos países, sobretudo nos europeus. No Brasil, a tecnologia ainda não está sendo efetivamente usada para o abastecimento público, mas alguns estudos já começaram a ser realizados para comprovar a viabilidade desse método no tratamento de água para o país.

3.1.1 Configurações da Filtração em Margem

Durante o planejamento para a implantação da FM, é necessária a escolha de alguns aspectos construtivos, como o tipo de poço e seu ponto de alocação, para maximizar a eficiência do tratamento e a vazão bombeada.

Existem três tipos de poços que vêm sendo utilizados na técnica da FM: poço horizontal, poço vertical e cacimbão. Em geral, os poços verticais são utilizados em locais com sedimentos consolidados, enquanto os poços horizontais tendem a ser aplicados em sedimentos não consolidados ou quando o aquífero tem pouca espessura (PAIVA, 2010). O poço cacimbão tem grandes diâmetros e, na maioria dos casos, é escavado manualmente (HUNT; SCHUBERT; RAY, 2002). A configuração dos poços vertical e horizontal está mostrada na Figura 2.

Figura 2 – Configuração dos poços vertical e horizontal.



Fonte: Modificado de Ray (2002).

Segundo FUNASA (2018), no processo de filtração em margem, o meio filtrante é o próprio material sedimentar das margens e fundo do manancial, e também do aquífero, assim, este material deve ser composto por aluviões ou outra formação geológica não consolidada que permita a conexão hidráulica entre a água superficial e a água subterrânea local. Essa conexão hidráulica permite que a água do manancial migre até o poço de FM, e dependendo das características dos sedimentos do aquífero, a quantidade de água proveniente do manancial que chega até o poço será maior ou menor.

A hidrogeologia do local de implantação do poço afeta o armazenamento no aquífero de produtos químicos presentes na água superficial e o retorno desses produtos para o rio. Em aquíferos aluviais que contêm matérias de granulometria grossa, os produtos químicos dissolvidos na água do rio podem ser armazenados no aquífero em períodos de cheia, mas quando as enchentes recuam, esses produtos tendem a ser drenados de volta para o rio. Além disso, não é adequado implementar poços em áreas com camadas espessas de confinamento com baixa condutividade hidráulica porque a água bombeada seria principalmente subterrânea (HUNT; SCHUBERT; RAY, 2002).

Segundo Ahmed e Marhaba (2016), a qualidade da água obtida no processo da FM é menor se o sistema tiver caminho de fluxo curto, gradientes hidráulicos altos, percolação em alta velocidade, aquífero cárstico e altos níveis de heterogeneidade, enquanto Sens *et al.* (2006) citam que a purificação se torna mais eficaz quanto menor

a velocidade da água durante sua passagem pelo solo, na presença de matéria orgânica e quando o solo é constituído por materiais granulares com interstícios abertos. Nessas condições, o caminho percorrido pela água é mais tortuoso, contribuindo para que os organismos entrem em contato com os contaminantes e consigam remover os poluentes presentes.

Dois fatores que podem interferir na qualidade e quantidade de água obtida na FM são o tempo de detenção da água e a distância entre o poço e o rio. O aumento da distância do poço com relação ao manancial superficial pode causar um maior tempo de detenção. Dessa forma, essa distância deve ser calculada com base no gradiente hidráulico esperado entre o rio e o poço, além da condutividade hidráulica (JEYAKUMAR; PARIMALARENGANAYAKI; ELANGO, 2017) para que se obtenha o melhor resultado da técnica.

Em seu experimento, Sahu *et al.* (2019) determinaram que o tempo de detenção da água é determinante na qualidade da água obtida na FM. Para um tempo de detenção de 1h, a eficiência da remoção de turbidez encontrada foi de 70%, enquanto para 7h, encontrou-se uma eficiência de 87,6% na remoção do parâmetro. Pazouki *et al.* (2016) também defendem que a distância entre o reservatório e o poço e o tempo de viagem da água são fatores importantes quanto à remoção de cianobactérias. Para eles, tempos de viagem menores que uma semana podem ocasionar o avanço das cianobactérias para os poços.

Baumgarten *et al.* (2011) avaliaram a eficiência da FM na remoção do sulfametoxazol, um fármaco de difícil degradação. O estudo demonstrou que é necessário que o tempo de detenção da água seja de semanas a meses para que haja a degradação do fármaco e, provavelmente, de outros compostos pouco degradáveis. Além disso, é essencial que o tempo de viagem seja ainda mais longo caso as condições redox no subsolo sejam anóxicas.

3.1.2 Remoção de contaminantes pela Filtração em Margem

Durante a passagem da água pelos sedimentos do solo, ocorrem diversos processos que promovem a melhoria da qualidade da água, atenuando compostos físicos e químicos, além de contaminantes biológicos das matrizes aquáticas superficiais (RAY, 2002). Segundo Doussan, Ledoux e Detay (1998), esses processos

podem ser considerados de quatro formas distintas: hidrodinâmicos, mecânicos, biológicos ou físico-químicos.

Os processos hidrodinâmicos incluem as ações convectivas-dispersivas e de diluição; a filtração do material particulado inclui-se nos processos mecânicos; a atuação biológica é realizada pela degradação da matéria orgânica e mineralização de substâncias secundárias; e os mecanismos físico-químicos são representados pela sorção, precipitação, floculação, coagulação e reações redox (DOUSSAN; LEDOUX; DETAY, 1998).

Por meio desses processos, diversos compostos são removidos ou atenuados, como turbidez (SAHOO *et al.*, 2005; NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019; SHRIKOTI; SHARMA, 2019), pH (SANTOS *et al.*, 2011), cores aparente e real (GUEDES *et al.*, 2017), nitrato (REGNERY *et al.*, 2005; D'ALESSIO; DVORAK; RAY, 2018), carbono orgânico dissolvido (MAENG; LEE, 2019; SANDHU *et al.*, 2019), DBO₅ (MAENG; LEE, 2019), DQO (NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019), micropoluentes orgânicos polares (HAMANN *et al.*, 2016; GLORIAN *et al.*, 2018; ABDELRAKY *et al.*, 2019; SANDHU *et al.*, 2019), coliformes totais (SAHOO *et al.*, 2005; D'ALESSIO; DVORAK; RAY, 2018; SHRIKOTI; SHARMA, 2019; DRIEZUM *et al.*, 2019), *E. coli* (GUEDES *et al.*, 2017; FREITAS *et al.*, 2017) e patógenos (FREITAS *et al.*, 2017).

Outros estudos apontam o aumento da concentração de alguns parâmetros da água do poço da FM com relação ao reservatório superficial, como o ferro e o manganês (MAENG; LEE, 2019), condutividade elétrica e dureza (NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019).

Em geral, as partículas e patógenos presentes nas águas de origem são removidas no processo por filtração entre os meios porosos. Muitos produtos químicos também são atenuados durante a FM devido à sorção, deterioração microbiana e outras reações químicas; enquanto os patógenos, como bactérias e vírus, são removidos pela combinação entre sorção e morte (RAY, 2002). Porém, a eficiência desse tratamento pode variar de um sistema para outro, dependendo das características do local de implantação e da qualidade das águas superficial e subterrânea, incluindo a mineralogia do aquífero, a forma do aquífero, as concentrações de oxigênio e nitrato nas águas superficiais, tipos de matéria orgânica nos ambientes de águas superficiais e subterrâneas e uso da terra na bacia hidrográfica local (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

Segundo Hunt, Schubert e Ray (2002), ao se analisar um local para implantação da FM, deve-se considerar a água do rio disponível que pode fluir para o aquífero, a qualidade da água do reservatório superficial, a ocorrência de tráfego fluvial comercial (que pode ser uma fonte de poluição e/ou indício que o local precisa de dragagem), a velocidade do fluxo e características do leito do rio, sazonalidade do fluxo do manancial superficial, e a estabilidade do canal do rio.

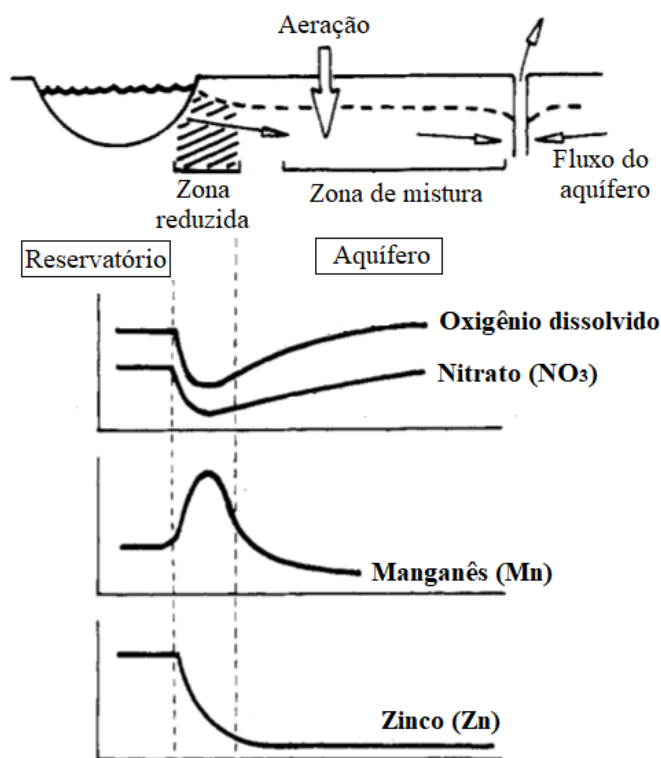
Como a água bombeada no poço da FM é resultante da mistura entre as águas superficial e subterrânea, a qualidade da água dos mananciais de origem e a proporção de mistura entre elas também são fatores predominante na eficiência dessa técnica. Glorian *et al.* (2019) avaliaram a remoção de produtos farmacêuticos em 5 sistemas de FM nos estados de Uttarakhand, Uttar Pradesh e na cidade de Nova Délhi, todos na Índia. Concluíram que os sistemas de Nova Délhi e Matura (Uttar Pradesh) apresentaram uma remoção de quase 80%, enquanto o sistema de Agra, em Uttar Pradesh, apresentou uma eficiência de remoção dos fármacos em 51%, devido à proporção de mistura entre as águas superficial e subterrânea, que foi quase 100% composta da água superficial nesse último poço. Portanto, no poço de Agra, praticamente não houve efeito da mistura com águas subterrâneas menos poluídas.

Outro fator importante para o bom funcionamento da FM é a temperatura. Altas temperaturas causam maiores atividades microbianas, que consequentemente ocasionam condições anóxicas no meio (AHMED E MARHABA, 2016). Além disso, segundo, Santos *et al.* (2011), mudanças na temperatura da água podem interferir na taxa de infiltração porque a viscosidade da água diminui com o aumento da temperatura, que causa aumento na condutividade hidráulica. Esse parâmetro é indiscutivelmente importante, porém, no Brasil, sobretudo nas regiões Norte e Nordeste, a amplitude de temperatura das águas superficiais e subterrâneas é pequena (PAIVA *et al.*, 2010), consequentemente, essa variável não tende a trazer mudanças na eficiência da FM nesses locais.

As condições redox também podem influenciar nos processos de purificação da água, causando beneficiamento na decomposição de compostos orgânicos naturais e sintéticos, mas também pode introduzir problemas de altas concentrações de ferro e manganês (HISCOCKA; GRISCHEK, 2002). O desenvolvimento de zonas redox entre o rio e os poços de bombeamento depende da distância da viagem, da quantidade de carbono orgânico presente na água do rio e do aquífero, e do conteúdo de oxigênio da água do rio. A matéria orgânica presente nas águas de origem é consumida pelas

bactérias presentes na subsuperfície, causando redução nos níveis de oxigênio dissolvido (OD), o que gera aumento das concentrações de nitrito e dissolução do ferro e do manganês (RAY, 2002). A Figura 3 demonstra a variação da concentração desses compostos durante a passagem da água do reservatório para o poço da FM.

Figura 3 – Evolução qualitativa do OD, nitrato, manganês e zinco durante a passagem da água pelo meio poroso.



Fonte: Modificado de Bourg e Bertin (1993).

Maeng e Lee (2019) avaliaram dois poços verticais ao longo do rio Nakdong, na Coreia do Sul, e verificaram que as concentrações de ferro e manganês nos poços da FM eram maiores que as concentrações desses metais no rio, enquanto o OD diminuiu do rio para o poço. Os autores concluíram que o aumento das concentrações desses metais durante a FM deveu-se às condições reduzidas que ocorreram durante a passagem da água pelo solo, devido à formação de óxidos de metais que são facilmente mobilizados em zonas reduzidas.

Além da qualidade, alguns fatores também interferem na quantidade de água produzida na FM. A taxa de produção fornecida pela FM depende das características do aquífero, da condutividade hidráulica e da distância entre o poço e o reservatório (LAKSHMANAN, 2017).

Durante o uso da FM, a condutividade hidráulica pode sofrer alterações devido à entrada de partículas finas, micro-organismos, coloides, precipitação de carbonatos de cálcio e hidróxidos de ferro e manganês, além da formação de bolhas de gás nas camadas do leito do rio (SHARMA; GRISCHEK; KIMOTH, 2014), causando o entupimento dos poros do solo. Nesse processo, denominado de colmatção, ocorre a redução da condutividade hidráulica, conseqüentemente, diminuindo a vazão de água produzida da FM. Porém, embora tenha seu lado negativo, a colmatção também pode ser benéfica ao tratamento da água, visto que promove a biodegradação dos compostos (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

Além disso, é válido salientar que esse efeito pode ser modificado constantemente, variando de acordo com a velocidade de escoamento do rio ou com as cheias (PAIVA *et al.*, 2010). As inundações e as secas têm um efeito indireto na eficiência do processo da FM. Enquanto a inundação impede a ocorrência da colmatção devido à erosão, promovendo uma autopurificação do reservatório, o oposto ocorre quando há condições de seca, que leva ao entupimento do leito do rio (AHMED; MARHABA, 2016).

Dessa forma, dependendo das condições de implantação do sistema de FM, determina-se se é necessário um pós-tratamento da água (LORENZEN *et al.*, 2010). Contudo, para locais de implantação da FM onde as águas superficiais estejam extremamente poluídas, deve ser feito o pós-tratamento obrigatoriamente, usando, por exemplo, carvão ativado ou oxidação avançada, que são processos menos onerosos (GLORIAN *et al.*, 2018).

3.1.3 Aplicação da Filtração em Margem no mundo

Em diversos países, sobretudo nos europeus, a técnica da FM está sendo utilizada para abastecimento público. Segundo Schmidt *et al.* (2003), no final do século XIX, várias doenças bacterianas começaram a surgir na Europa em decorrência da ingestão de água da rede de abastecimento que era coletada diretamente de mananciais superficiais. A partir de então, a coleta dessas águas ficou em descrédito com a população e foi então substituída, ou complementada, pela FM. Na cidade de Dusseldorf na Alemanha, por exemplo, a FM no rio Reno tem sido utilizada no pré-tratamento da água desde 1870 (ECKERT; IRMSCHER, 2006).

Desde então, a FM vem evoluindo no continente. Na Alemanha, aproximadamente 16% de toda a água potável é produzida pela FM (SCHMIDT *et al.*, 2003). Em especial, em Berlim, cerca de 56% de toda a população residente na cidade é abastecida por água resultante da técnica da FM (LORENZEN *et al.*, 2010). Além desse país, atualmente, 80% da água potável utilizada na Suíça provém da FM, 50% na França, 48% na Finlândia, 40% na Hungria e 7% nos países baixos (UNIYAL, 2018). Somente na cidade de Budapeste, capital da Hungria, a companhia de abastecimento Budapest Waterworks opera 756 poços para abastecer cerca de 1,89 milhão de pessoas (NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019).

Nos Estados Unidos, essa técnica vem sendo empregada desde meados de 1930 (HUNT, 2002). Apesar de não ser amplamente utilizada, a FM é um assunto de bastante interesse no país por se tratar de um tratamento de baixo custo, usado como pelo menos pré-tratamento da água e apresentar sucesso na remoção de patógenos (SENS, 2006).

Enquanto os países europeus e os Estados Unidos utilizam a FM por muitos anos no abastecimento público, outras nações estão investindo na técnica há menos de vinte anos (HU *et al.*, 2016). Na Coreia, por exemplo, embora o primeiro poço de FM tenha sido construído em 1970 na cidade de Seul, somente a partir de 2000, o processo tem sido utilizado para garantia de água potável no país (SCHMIDT *et al.*, 2003).

Apesar de recente a aplicação da técnica nesses países, Boving *et al.* (2014) comentam que os países emergentes têm grande potencial para utilização da tecnologia de FM. Lorenzen *et al.* (2010) verificaram a possibilidade da utilização de poços de FM em três pontos diferentes do rio Yamuna (a montante, no meio e na área rural da cidade de Dalhi, na Índia). Esse estudo comprovou que, no primeiro caso, a água obtida no poço da FM não necessitaria de um pós-tratamento; no segundo, seria necessária uma etapa de tratamento após a FM; e no terceiro poço, seria necessária a dessalinização após a FM. Em suma, concluíram que a FM é um método valioso para a produção de água potável, sobretudo para áreas que sofrem com a falta de água.

Também na Índia, Ronghang *et al.* (2018) avaliaram o potencial da FM em quatro locais com altitudes entre 551 e 769 metros em Uttarakhand. Verificaram que a técnica é adequada para produção de água potável, sendo necessária somente uma etapa

de cloração como pós-tratamento, e concluíram que a FM pode ser uma tecnologia de sucesso para o abastecimento de água nas regiões montanhosas.

Na China, a FM já é utilizada como uma técnica de abastecimento de água potável para a população. O primeiro poço da FM foi construído no Nordeste do país, na década de 1930. Especialmente no Norte da China, a tecnologia tem se desenvolvido desde então. Atualmente, são mais de 50 poços localizados ao longo do Rio Amarelo, além de 15 poços bombeando água subterrânea no rio Hai e na bacia hidrográfica Luan para abastecimento público. Embora a maioria dos projetos da FM esteja localizada em cidades do Norte ou Noroeste, a província de Sichuan, província de Hubei, Xangai e alguns outros lugares no Sul da China também têm trabalhos de pré-tratamento que utilizam água infiltrada para abastecimento de água potável urbana (HU *et al.*, 2016).

Ghodeif *et al.* (2016) avaliaram o potencial do tratamento da FM no Egito, fazendo o monitoramento do nível da água e verificando os parâmetros de qualidade da água em seis diferentes localidades do país. Concluíram que, embora não seja viável em todos os lugares do Egito, devido a condições hidrogeológicas e falta de investigação, a FM tem um alto potencial ao longo das águas superficial do deserto no vale e no delta do rio Nilo, assim como na planície de inundação no vale do Nilo, no Alto Egito.

Dessa forma, embora não seja utilizada como método de tratamento em muitos países (com exceção dos europeus), Gillefalk *et al.* (2018) citam que, atualmente, 57 países já produziram estudos sobre a FM. Nesses diversos estudos, a FM tem se mostrado uma técnica potencial na purificação da água, podendo ser utilizada como, pelo menos, pré-tratamento, reduzindo o custo desse processo (CADY *et al.*, 2013; PHOLKERN, 2015; WEISS, 2016).

3.1.4 Aplicação da Filtração em Margem no Brasil

No Brasil, embora não seja utilizada no abastecimento público, diversas pesquisas sobre a FM vêm sendo desenvolvidas. Inicialmente, as investigações da eficiência da técnica no país aconteceram em Santa Catarina (SC). Em 2004, Rabelo (2006) iniciou a realização de estudos preliminares para a implantação da FM na Lagoa do Peri, Florianópolis – SC. Nesse trabalho, obteve-se, a partir do método da

filtração em colunas, que simulou a FM, remoção de até 84,9% de turbidez; 72,2% de cor aparente; 63,3% de clorofila *a*; 98,9% de fitoplâncton; e 99,2% de cianobactérias.

Em 2007, começaram-se as investigações para a implantação de um projeto piloto da FM às margens do Rio Beberibe, em Olinda - Pernambuco (PAIVA, 2009). Nesse estudo, foram feitos o monitoramento e a avaliação da técnica do local que concluiu que, devido à composição do solo, a primeira camada atuaria como meio filtrante, enquanto a segunda permitiria uma boa vazão até o poço. Além disso, todos os parâmetros de qualidade da água avaliados nos poços se enquadravam dentro dos padrões de potabilidade, podendo fazer a distribuição da água diretamente para a população.

A partir de então, diversos estudos vêm ocorrendo no Brasil, sobretudo nos estados de Santa Catarina e Pernambuco. Freitas *et al.* (2017) avaliaram o potencial da FM na remoção de parasitas intestinais patogênicos e analisaram parâmetros físico-químicos e bacteriológicos em uma área experimental instalada às margens do rio Beberibe, em Pernambuco. Neste estudo, os autores determinaram que a técnica da FM foi eficiente para a remoção de parasitas intestinais patogênicos (*Cryptosporidium* spp. oocysts, *Giardia* spp. cysts, *E. histolytica*/*E. dispar* complex, *I. belli*) além de ovos de helmintos. Nos poços, não foram encontrados nenhuma espécie de microrganismo patogênico, e houve uma remoção de cor e turbidez com relação às águas do rio.

Romero-Esquivel *et al.* (2017) analisaram alguns parâmetros de qualidade da água, além da matéria orgânica natural e condições redox na Lagoa do Peri, em Santa Catarina. Determinaram que houve redução da turbidez e da cor nas águas dos poços, além de uma boa remoção da matéria orgânica natural e precursores de trihalometanos. Porém, também houve uma mudança para a condição anóxica da água, causando problemas com as concentrações de ferro e manganês. Dessa forma, concluíram que a FM poderia ser utilizada como pré-tratamento da água, que posteriormente deveria passar por um sistema de aeração.

Além dos dois estados (Pernambuco e Santa Catarina), a técnica começou a ser investigada recentemente no Rio Grande do Sul (RS) e em Minas Gerais (MG). Campos (2012) realizou uma análise prévia para a aplicação da FM no município de Rio Grande (RS), avaliando características básicas de formação e constituição hidrológicas e hidrogeológicas. O estudo concluiu que seria necessário informações e dados mais detalhados, e trabalhos mais concretos sobre as formações hidrológicas

e hidrogeológicas do local para que se pudesse determinar o melhor ponto de aplicação da FM na cidade.

Em 2013, houve a implantação de um projeto piloto na Universidade Federal de Viçosa (UFV), no estado de Minas Gerais, a fim de produzir dados hidrogeológicos para caracterização desse sistema. Rocha e Marques (2015) concluíram que a hidrologia local favorece a eficiência da técnica da FM, podendo ser uma alternativa de baixo custo para captação da água, sobretudo em períodos secos.

3.1.5 Aplicação da Filtração em Margem em comunidades difusas

No Brasil, cerca de 14% dos domicílios não têm acesso à rede geral de distribuição de água, sendo ainda pior a situação no Nordeste do país, com quase 20% das casas sem fornecimento de água potável (IBGE, 2018). Essas habitações que não são contempladas com a rede de distribuição de água, normalmente, estão inseridas em locais afastados dos centros urbanos e são comunidades com populações pequenas, tornando-se um desafio para as companhias concessionárias da água.

O método de tratamento convencional da água, em geral, tem eficiência satisfatória, porém apresenta o custo de implantação e operação elevado, porque demanda grandes áreas para construção, além do elevado consumo energético e de produtos químicos que ocorre durante as etapas do tratamento. Dessa forma, a implantação de estações de tratamento de água (ETAs) convencionais é mais comum para o meio urbano, pois existe adensamento populacional, elevada demanda por água e a população pode custear o tratamento, viabilizando o processo (GUEDES *et al.*, 2017). Portanto, em comunidades isoladas onde a rede geral de distribuição de água não chega, é necessário que sejam implantados outros métodos de tratamento de água.

Para que uma técnica seja viável para essas comunidades, além de eficiente, deve ser simples de operar e de baixo custo, uma vez que, em geral, o próprio usuário é o responsável pela implantação e monitoramento do sistema. Dessa forma, entre os tratamentos existentes, os de filtração em múltiplas etapas, filtração lenta e uso de coagulantes naturais são indicados para esses casos (ARANTES *et al.*, 2015). No Brasil, diversos estudos têm sido realizados para a aplicação de tecnologias capazes de tratar a água na própria comunidade, sem precisar que uma companhia seja

responsável pelo serviço, como o uso de cloradores simplificados (FERREIRA; LUZ; BUSS, 2015), semente de *Moringa oleífera* (ARANTES *et al.*, 2015) e radiação solar (SILVA *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2014).

Além dessas técnicas apresentadas, a FM também surge como uma alternativa de tratamento de água em comunidades desprovidas desse serviço. Segundo Paiva (2009), a FM apresenta algumas vantagens, como:

- Estabilidade temporal em relação à temperatura e à presença de compostos na água;
- Remoção de sólidos suspensos, turbidez, compostos biodegradáveis, bactérias, vírus e parasitas;
- Remoção de produtos farmacêuticos e outras substâncias orgânicas;
- Atenuação de compostos absorvíveis e metais pesados;
- Garantia de boa recarga e taxa de bombeamento aproximando-se o poço do reservatório superficial; e
- Redução dos custos de operação devido à minimização dos gastos com produtos químicos (coagulantes e oxidantes) usados no tratamento convencional da água.

Dessa forma, a FM apresenta-se como uma técnica viável para o abastecimento de água potável de comunidades difusas, pois, além de ser eficiente no tratamento da água quanto a características físicas, químicas e biológicas, também é de baixo custo, podendo ser implementada e mantida em regiões mais isoladas.

Boving *et al.* (2018) avaliaram o uso da FM para o fornecimento de água de boa qualidade em quatro povoados no sul da Índia, cada um com menos de 2500 habitantes. Embora a FM seja bastante discutida no norte deste país, existem limitações hidrogeológicas que impedem o avanço da técnica no sul da Índia, porém os autores provaram que, embora as instalações da FM tenham sido desafiadoras, o tratamento da água resultou em reduções de *E.coli* e turbidez, produzindo água potável suficiente para abastecer comunidades com populações entre 2000 e 3000 pessoas.

Nas cidades de Auburn e Nebraska, nos Estados Unidos, com populações de 3460 e 7289 habitantes, respectivamente, D'Alessio, Dvorak e Ray (2018) também analisaram a efetividade da FM em abastecer pequenas comunidades com água potável. A qualidade da água tratada foi melhorada quanto aos coliformes totais, *E.coli*, carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), e nitrato,

mesmo em locais intensivamente agrícolas (comumente áreas rurais). Além disso, os autores concluíram que a FM é uma técnica eficaz na redução de produção de trihalometanos em pequenos sistemas.

Guedes *et al.* (2017) verificaram a possibilidade de utilização da FM em comunidades difusas do município de Orleans, no Estado de Santa Catarina. Entre os parâmetros analisados pelos autores (pH, ferro total, turbidez, cor aparente, coliformes totais e *E. coli*), com exceção do pH e dos coliformes totais, a água produzida no poço apresentou os parâmetros de qualidade da água enquadrados na Portaria 2914/MS. Para o ajustamento do pH, pode-se utilizar alcalinizante antes do uso da água, e os coliformes totais podem ser eliminados por desinfecção. Assim sendo, concluíram que a FM é uma tecnologia indicada para locais desprovidos de abastecimento público de água.

Santos *et al.* (2014) verificaram a possibilidade de utilização da FM à jusante de um reservatório de abastecimento na cidade de Garanhuns - PE. O objetivo principal do trabalho foi abastecer pequenos agricultores da região para que eles não fizessem mais a coleta da água diretamente do reservatório, visto que esta estaria imprópria para consumo sem um pré-tratamento. Os resultados evidenciaram a capacidade da técnica da FM para eliminação ou redução de contaminantes físico-químicos e das espécies fitoplanctônicas. Além disso, a tecnologia eliminou 100% das cianobactérias presentes na água do reservatório.

Além da deficiência na distribuição da água potável para as comunidades difusas, muitas vezes há falta de suprimento de energia elétrica para esses povoados. Diante dessa problemática, Otter *et al.* (2019) avaliaram a combinação da FM com a eletrocloração acionada pela luz solar para o abastecimento de água potável em comunidades do norte da Índia. A combinação mostrou-se uma alternativa viável para o abastecimento de água potável para essas populações, visto que a FM serve como etapa de pré-tratamento muito eficiente na redução de patógenos e turbidez, enquanto a eletrocloração consegue eliminar completamente os patógenos ainda presentes na água.

Portanto, diversos estudos realizados em todo o mundo, inclusive no Brasil, comprovam que a FM é uma técnica eficiente no tratamento da água e pode ser utilizada, sobretudo, por populações pequenas afastadas da área urbana, onde a rede geral de distribuição de água geralmente não chega.

3.2 FÁRMACOS

Nesta seção, é apresentado o conceito de contaminantes emergentes, classe que os fármacos pertencem, além da presença destes compostos no meio ambiente aquático e suas consequências para o meio ambiente.

3.2.1 Contaminantes emergentes

Os denominados “poluentes emergentes” são produtos contaminantes não regulamentados que podem estar presentes em regulamentações futuras dependendo dos resultados de pesquisas que investiguem os possíveis efeitos desses compostos à saúde e a sua ocorrência no ambiente. As investigações sobre esse tema começaram a surgir recentemente (final da década de 1990), por isso o uso do termo “emergentes” (ARAÚJO; WOLFF; CARISSIMI, 2017). Essa classe de produtos engloba uma gama de componentes, como cianotoxinas, micotoxinas, aditivos de gasolina e industriais, retardantes de chama bromados, hormonas esteroides, substâncias tensioativas, produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal, compostos polifluorados, nanomateriais e subprodutos de desinfecção (GAFFNEY *et al.*, 2016).

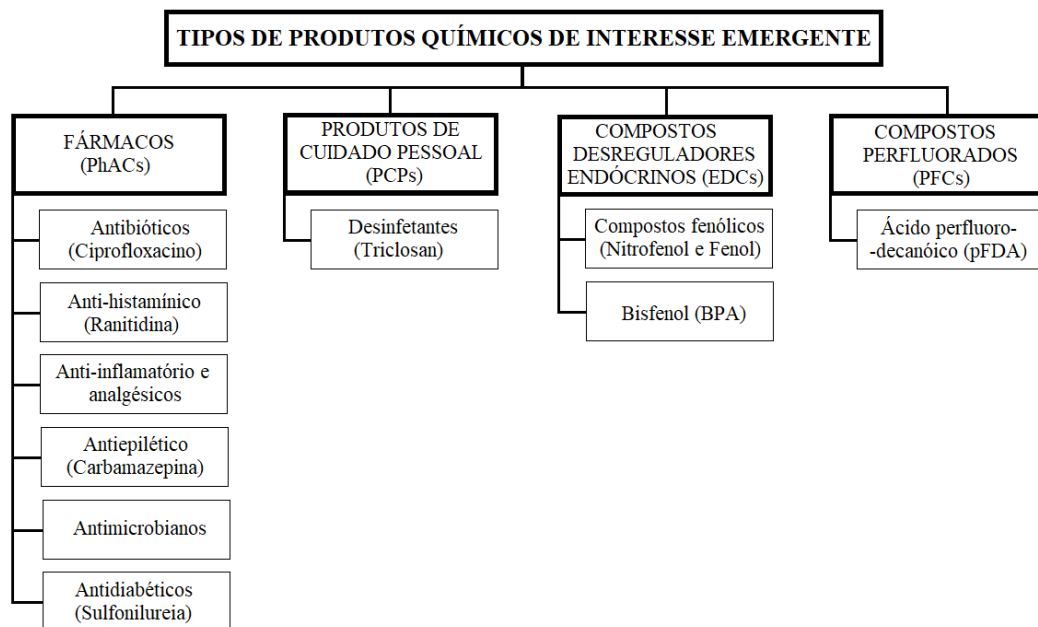
Devido à variedade de compostos considerados como contaminantes emergentes (CEs), esses produtos podem ser enquadrados em diversas categorias. Três grandes classes detêm a maioria dos contaminantes emergentes: Fármacos (*Pharmaceutically Active Compounds* – PhACs), Produtos de Cuidado Pessoal (*Personal Care Products* – PCPs) e Compostos Desreguladores Endócrinos (*Endocrine Disrupting Compounds* – EDCs). Além desses, em menor quantidade, os CEs também podem ser classificados como nanomateriais (NMs), metabolitos de CEs, drogas ilegais, genes manipulados, entre outros (GOGOI *et al.*, 2018). A Figura 4 apresenta algumas das classes desses poluentes com seus respectivos exemplos.

Os sistemas de tratamento de água residuárias mais tradicionais não são eficientes na remoção dos CEs devido à estrutura complexa desses compostos e às suas baixas concentrações na água (PATEL *et al.*, 2020).

Os contaminantes emergentes podem chegar ao meio ambiente por diversas fontes pontuais ou difusas, sobretudo as estações de tratamento de esgoto (ETEs), infiltração de fossas sépticas e lixiviados de aterros sanitários. As fontes pontuais são

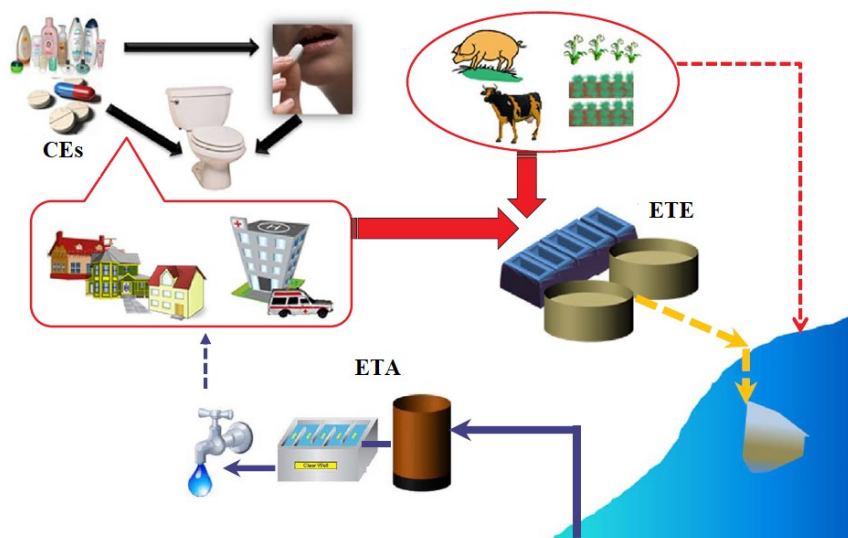
aquelas em que o despejo ocorre em uma localização espacial discreta, e incluem os resíduos líquidos municipais, industriais e hospitalares, além dos lixiviados de aterros sanitários. Por outro lado, os despejos difusos ocorrem em grande escala geográfica e são exemplificados pelos escoamentos agrícolas, de águas pluviais e vazamentos nas redes de distribuição de água (NAWAZ; SENGUPTA, 2019). A Figura 5 ilustra as rotas de entradas dos contaminantes emergentes no meio ambiente.

Figura 4 – Principais classes dos contaminantes emergentes.



Fonte: Modificado de Patel *et al.* (2020).

Figura 5 – Fontes de contaminação dos recursos hídricos pelos micropoluentes emergentes.



Fonte: Gogoi *et al.* (2018).

Devido às evoluções tecnológica e industrial, emissões antropogênicas começaram a ser lançadas no meio ambiente com presença de alguns desses contaminantes em concentrações traço (ng.L^{-1} ou $\mu\text{g.L}^{-1}$), denominados microcontaminantes, causando impactos negativos ao ecossistema e à saúde e qualidade de vida dos seres humanos (LIMA *et al.*, 2017).

A presença dos microcontaminantes no meio ambiente pode causar perturbação ao sistema ecológico, além de afetar a saúde humana, gerando problemas em alguns órgãos, como fígado e rins, e aumentando o risco de cânceres (KUMAR; BORAH; DEVI, 2020). Dessa forma, atualmente, a presença desses novos poluentes no meio aquático tornou-se uma preocupação para toda a comunidade que busca compreender o comportamento desses compostos no meio ambiente e solucionar os problemas trazidos por essas substâncias ao ecossistema e aos humanos.

3.2.2 Presença dos fármacos no meio ambiente aquático

Os fármacos, como supracitado, fazem parte dos contaminantes emergentes, sendo substâncias químicas biologicamente ativas sintetizadas com o objetivo de produzir um efeito fisiológico em seres humanos, animais ou plantas (LIMA *et al.*, 2017). Os medicamentos mais comuns de serem encontrados na natureza são os analgésicos, anti-inflamatórios, β -bloqueadores, reguladores lipídicos, antiepiléticos, antidepressivos, hormônios e esteroides, antibióticos e antineoplásicos (ESCHER *et al.*, 2019). Algumas classes terapêuticas dos medicamentos e seus respectivos exemplos estão demonstrados na Tabela 1.

Entre as classes terapêuticas dos medicamentos, os anti-inflamatórios não esteroides (AINES) são os mais consumidos em todo o mundo, sendo também bastante comum a presença desses fármacos no meio aquático (BISOGNIN; WOLFF; CARISSIMI; 2018). O uso de AINES resulta em efeitos analgésicos, anti-inflamatórios e antipiréticos (DAY; GRAHAM, 2013). Entre eles, o diclofenaco, o ibuprofeno e o naproxeno são os mais frequentemente utilizados em todo o mundo (MARTINEZ-SENA *et al.*, 2016).

Nos efluentes hospitalares, os compostos farmacêuticos encontrados em maiores concentrações são o paracetamol, que é um analgésico administrado em todo o mundo, e os antibióticos ciprofloxacina, eritromicina e sulfametoxazol; enquanto nas águas residuárias urbanas, os produtos farmacêuticos encontrados em maiores

proporções são os analgésicos paracetamol e ibuprofeno, além dos antibióticos ofloxacina e eritromicina (VERLICCHI *et al.*, 2010).

Tabela 1 – Algumas classes terapêuticas dos fármacos.

Classe terapêutica	Exemplos de Fármacos
Analgésicos	Morfina, Diamorfina, Oxiconona, Metadona, Fentalina, Paracetamol e Dipirona
Anestésicos	Cocaína, Procaína, Lidocaína, Prilocaína
Anti-inflamatório	Diclofenaco, Ibuprofeno, Naproxeno, Indometacina, Cetoprofeno, Ácido mefenâmico, Piroxicam e Celecoxibe
Antiácidos	Hidróxido de magnésio, Hidróxido de alumínio, Carbonato de cálcio, Trissilicato de magnésio e Alginatos
Antipilépticos	Carbamazepina, Fenitoína, Valproato, Diazepam, Clobazam
Antipsicóticos	Clorpromazina, Haloperidol, Flupentixol, Sulpiride, Clozapina
Antidepressivos	Fluoxetina

Fonte: Modificado de Rang *et al.* (2016).

Além do diclofenaco e do ibuprofeno, existem outros AINES, como a dipirona e o paracetamol, que são remédios de baixo custo e podem ser adquiridos sem prescrição médica nas farmácias brasileiras (ARAÚJO; WOLFF; CARISSIMI, 2017), contribuindo para o consumo desenfreado desses compostos e, conseqüentemente, com o aumento desses resíduos farmacêuticos na água. A Tabela 2 demonstra a concentração desses compostos nas matrizes aquáticas em todo o mundo.

Tabela 2 – Concentrações de fármacos no mundo.

	Local	Ambiente	Máx. – Mín. ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Referência
Diclofenaco	África do Sul	Água superficial	1,1 – 1,2	Sibeko <i>et al.</i> (2019)
	Alemanha	Água superficial	1,9 – 2,1	Schmidt <i>et al.</i> (2018)
		Esgoto bruto	0,54 – 6,3	
		Esgoto tratado	0,91 – 4,0	
	Brasil	Água superficial	19 – 193	Veras <i>et al.</i> (2019)
		Água superficial	0,0049-0,364	Sousa <i>et al.</i> (2018)

		Água superficial	0,120 – 8,25	Américo-Pinheiro <i>et al.</i> (2017)
		Esgoto bruto	0,225-0,389	Pasquini (2018)
	Espanha	Água superficial	N.D. – 0,028	Martinez-Sena <i>et al.</i> (2016)
		Esgoto bruto	0,047 – 0,274	
		Esgoto bruto	0,2 – 3,6	Gómez <i>et al.</i> (2007)
		Esgoto tratado	0,14 – 2,2	
	Itália	Esgoto bruto	1,038 – 3,429	Palli <i>et al.</i> (2019)
		Esgoto tratado	0,811– 0,4882	
	Paquistão	Água superficial	5,0 - 116	Hanif <i>et al.</i> (2020)
		Esgoto bruto	4,0 - 110	
	Polônia	Água superficial	0,077 – 7,761	Gonzalez-Alonso (2017)
Dipirona	Brasil	Água superficial	1,1 – 50,3	Ghiselli (2006)
		Esgoto tratado	650 – 3920	Napoleão (2018)
	Espanha	Esgoto bruto	4,7 – 24	Gómez <i>et al.</i> (2007)
		Esgoto tratado	2,4 – 7,5	
	África do Sul	Água superficial	0,59 – 1,4	Sibeko <i>et al.</i> (2019)
		Esgoto bruto	233 – 236	Floripes <i>et al.</i> (2018)
	Brasil	Água superficial	0,0068 – 0,373	Sousa <i>et al.</i> (2018)
		Esgoto bruto	0,056 – 0,180	Pasquini (2018)
		Água superficial	10,0 – 50,8	Ghiselli (2006)
	China	Esgoto bruto	0,60 – 0,90	Huang <i>et al.</i> (2020)
Ibuprofeno	Espanha	Água superficial	0,017 – 0,023	Martinez-Sena <i>et al.</i> (2016)
		Esgoto bruto	0,050 - 150	
		Esgoto bruto	34 – 168	Gómez <i>et al.</i> (2007)
		Esgoto tratado	0,24 – 28	
	Grécia	Esgoto bruto	2,8 – 25,4	Kosma <i>et al.</i> (2010)
		Esgoto tratado	0,5 – 2,6	
	Polônia	Água superficial	0,037 – 0,974	Gonzalez-Alonso (2017)
	Portugal	Água superficial	0,040 – 0,723	Paíga <i>et al.</i> (2012);
		Esgoto tratado	0,046 – 0,616	
	Tunísia	Esgoto tratado	8,02 – 43,22	Khazri <i>et al.</i> (2019)
Para ceta	Brasil	Água superficial	3 – 42	Veras <i>et al.</i> (2019)

	Água superficial	130 – 1877	Américo <i>et al.</i> (2012)
	Água superficial	5,2 – 49,8	Ghiselli (2006)
	Esgoto tratado	790 – 1570	Napoleão (2018);
Grécia	Esgoto bruto	4,7 – 25,5	Kosma <i>et al.</i> (2010)
	Esgoto tratado	0,5 – 1,7	
Reino Unido	Água superficial	0,185 – 1,534	Kasprzyk-Hordern, Dinsdale e Guwy (2009)
	Esgoto bruto	68,107 – 482,687	
	Esgoto tratado	1826–24 525	

Fonte: Autora (2021).

Os resíduos farmacêuticos são originados por sobras de medicamentos, fármacos vencidos ou parcela dos remédios não metabolizados pelo corpo humano, animal ou pela planta. Quando não são biodegradados naturalmente, fotolisados ou tratados de maneira adequada na ETE, esses resíduos contaminam os recursos hídricos (MELO *et al.*, 2009), trazendo impactos negativos para o meio ambiente e para os seres humanos.

Os rejeitos gerados pelas residências, entidades comerciais, como hospitais e hotéis, indústrias, e fazendas agrícolas e de animais contêm poluentes emergentes em sua composição. Dessa forma, o despejo desses resíduos no meio ambiente, além de práticas agrícolas e de criação de animal (disseminação de esterco, lodo ou pesticidas) resultam na lixiviação de fármacos para as matrizes aquáticas superficiais e subterrâneas (NAWAZ; SENGUPTA, 2019).

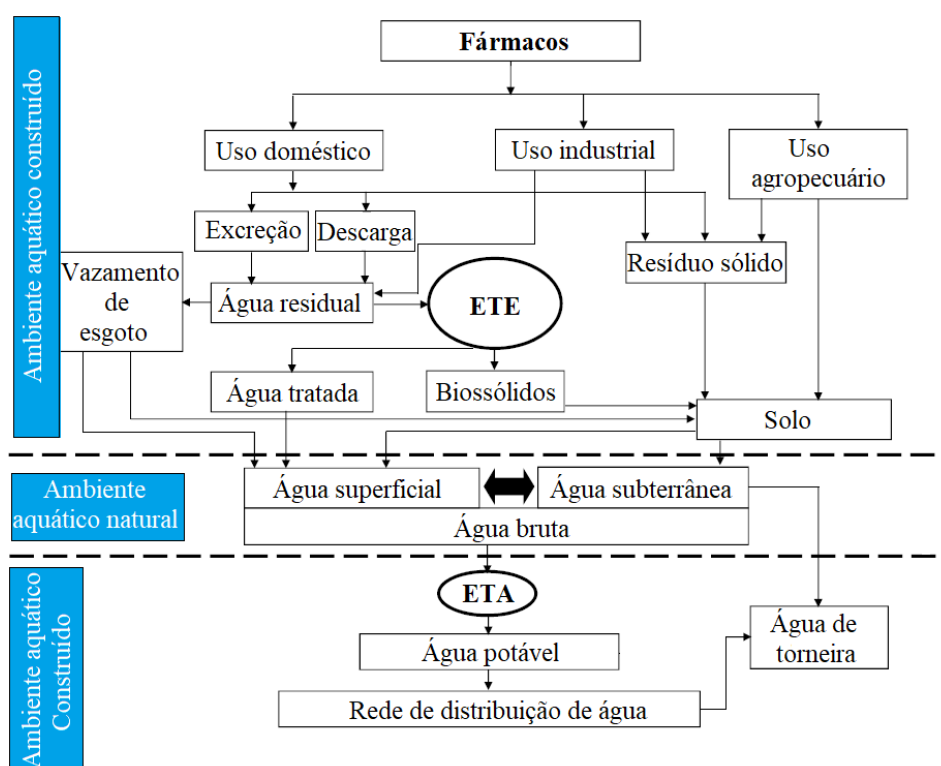
Entre as possíveis rotas de entrada dos fármacos nas matrizes aquáticas, a principal acontece pelo lançamento de águas residuais diretamente em corpos hídricos sem nenhum tratamento, devido à falta de infraestrutura em saneamento que existe em diversos locais, ou pelo lançamento de efluentes das ETEs, visto que esses produtos são resistentes aos processos convencionais de tratamento de esgoto utilizados nesses sistemas (MELO *et al.*, 2009). As diferentes formas de contaminação da água pelos fármacos estão demonstradas na Figura 6.

Segundo Verlicchi *et al.* (2010), a dificuldade para remover os fármacos na água deve-se às baixas concentrações desses compostos (ng.L^{-1} ou $\mu\text{g.L}^{-1}$), que são muito inferiores aos macrocontaminantes convencionais (DBO_5 , COD, nitrogênio, fósforo, entre outros); além da grande variedade de compostos com grandes diferenças em suas principais propriedades que afetam seu comportamento e destino nas ETEs

(solubilidade, volatilidade, adsorvibilidade, absorvibilidade, biodegradabilidade, polaridade e estabilidade).

De acordo com o IBGE (2018), somente 65,9% das residências brasileiras têm acesso à rede de esgotamento sanitário. Associado a esse problema, não há legislações brasileiras que determinem os limites de lançamento dos fármacos no meio ambiente, mesmo que diversas pesquisas já tenham contribuído significativamente como subsídios para a tomada de decisões na criação das regulamentações (ESCHER *et al.*, 2019). Dessa forma, o uso dos medicamentos sem prescrição médica, a deficiência no saneamento básico e a falta de legislação vigente no país que limite o lançamento desses produtos no meio ambiente aquático facilitam a chegada dessas substâncias nos recursos hídricos.

Figura 6 – Fonte de contaminação dos recursos hídricos pelos fármacos.



Fonte: Modificado de Deo e Halden (2013).

Os fármacos são encontrados na água em concentrações traço em todo o mundo, porém, como esses produtos são criados para agirem em pequenas doses, a sua chegada nos corpos hídricos, mesmo em baixas concentrações, pode trazer riscos ao meio ambiente e aos seres humanos. Segundo Duarte, Aquino e Lima (2017), os estrogênios, por exemplo, podem causar danos aos sistemas endócrino e

reprodutivo de seres aquáticos, como a feminização de peixes machos. Além disso, essa classe de medicamentos também pode trazer efeitos adversos à saúde humana, como cânceres no testículo, na tireoide, na mama e a redução da produção de espermatozoides em homens férteis. Dessa forma, o estudo para avaliação de técnicas utilizadas para a remoção dos fármacos da água torna-se extremamente relevante e necessário.

3.2.3 Efeitos causados pela presença dos fármacos nos recursos hídricos

Diante da percepção da presença de fármacos na água, diversas pesquisas têm sido realizadas a fim de determinar os impactos adversos que o uso da água contaminada por produtos farmacêuticos pode trazer ao meio ambiente e aos seres vivos, sobretudo os aquáticos.

O conhecimento sobre os danos que a presença de fármacos na água pode trazer ao meio ambiente e aos seres humanos ainda é escasso, porém, alguns estudos já correlacionam esses medicamentos presentes na água com disfunções no sistema endócrino e reprodutivo de animais e seres humanos, abortos espontâneos, distúrbios metabólicos, incidência de tumores malignos e indução de bactérias mais resistentes (BISOGNIN; WOLFF; CARISSIMI; 2018).

Entre os animais, os resíduos de fármacos na água são capazes de afetar a atividade de natação dos peixes de água doce *Lota lota* (SUNDIN *et al.*, 2019), alterar o comportamento migratório da truta do mar (*Salmo trutta*) (MCCALLUM *et al.*, 2019), reduzir a capacidade reprodutiva de carpas selvagens (*Cyprinus carpio*) (PETROVIC *et al.*, 2002), entre outros. Além desses, outros seres vivos também podem ser afetados pela presença de fármacos na água, como alga de água doce *Pseudokirchneriella subcapitata* e a alga marinha *Dunaliella tertiolecta*, que podem ter seus crescimentos alterados (MACHADO; SOARES, 2018).

Devido à complexidade desses estudos, as análises dos efeitos prejudiciais aos seres humanos são ainda mais raras. Porém, segundo Gaffney *et al.* (2014), a exposição crônica às baixas concentrações de diversas classes de fármacos na água (antineoplásicos, hormônios, antidepressivos, antibióticos, analgésicos, anti-inflamatórios, antipiréticos e reguladores lipídicos) pode resultar em lesão celular, desregulação endócrina, infertilidade, alteração comportamental, resistência aos antibióticos e alteração da pressão arterial.

3.2.3.1 Diclofenaco

O diclofenaco é um anti-inflamatório não esteroide (AINE) muito utilizado em todo o mundo, o que contribui para a ampla presença desse fármaco nas matrizes aquáticas e aumenta a probabilidade de causar alterações negativas na biota aquática (BIO; NUNES, 2020).

O primeiro relato de efeito negativo causado pela presença de diclofenaco na água ocorreu nos países asiáticos (Índia, Nepal, Paquistão e Bangladesh) quando houve uma redução drástica da comunidade de abutres ciganos devido ao consumo de animais domésticos medicados com o fármaco. Nesse episódio, o diclofenaco causou nefrotoxicidade nos abutres pelo acúmulo de cristais de ácido úrico nos órgãos viscerais dos animais (SATHISHKUMAR *et al.*, 2020). Desde então, estudos têm sido realizados visando a determinação dos efeitos causados pela concentração desse fármaco no meio ambiente. A Tabela 3 apresenta alguns trabalhos que verificaram o risco causado por essa exposição a espécies de animais e plantas.

Duarte *et al.* (2020) avaliaram o efeito de três fármacos distintos (o antidepressivo fluoxetina, o anti-hipertensivo propranolol e o anti-inflamatório diclofenaco) no peixe juvenil da espécie *Argyrosomus regius*. Dentre os três produtos avaliados, a fluoxetina se apresentou o mais tóxico para o peixe, prejudicando o crescimento e os mecanismos de biotransformação do fígado do animal, enquanto o propranolol e o diclofenaco não causaram danos ao crescimento ou à condição dessa espécie, mas causaram alterações nos músculos. Entre as pesquisas realizadas, há escassez na avaliação dos efeitos tóxicos causados pela presença do diclofenaco na água aos humanos, porém, Praveena *et al.* (2019) analisaram a presença de nove produtos farmacêuticos na água potável da Malásia (amoxicilina, cafeína, cloranfenicol, ciprofloxacina, dexametasona, diclofenaco, nitrofurazona, sulfametoxazol e triclosan), além de verificar potenciais riscos desses fármacos à saúde humana. As concentrações encontradas no estudo estavam, em geral, inferiores às concentrações verificadas em outros trabalhos realizados em todo o mundo, resultando em baixos riscos potenciais à saúde humana.

Tabela 3 – Efeitos causados pela presença de diclofenaco na água.

Espécie	Efeito	Referência
Peixe-zebra (<i>Danio rerio</i>)	Indução de estresse oxidativo	Bio e Nunes (2020)
Crustáceo <i>Daphnia magna</i>	Redução nas taxas de ingestão e filtração Indução de estresse oxidativo Alteração no sistema de defesa	Nkoom <i>et al.</i> (2019)
Macrófita <i>Lemna minor</i>	Mudança em parâmetros bioquímicos Aumento na quantidade de pigmentos	Alkimin <i>et al.</i> (2019)
Peixe-zebra (<i>Danio rerio</i>)	Indução de embriogênese anormal	Horie <i>et al.</i> (2018)
Mexilhão <i>Perna perna</i>	Prejuízo a parâmetros reprodutivos Danos celulares e fisiológicos	Fontes <i>et al.</i> (2018)
Jovens peixes <i>Salmo trutta f. fario</i>	Aumento da mortalidade	Schwarz <i>et al.</i> (2017)
Peixe de água doce <i>Rhamdia quelen</i>	Alteração nas defesas hepáticas e gonadais	Guiloski <i>et al.</i> (2017)
Truta arco-íris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Perturbações nos rins e intestino	Mehinto, Hill e Tyler (2010)
Truta marrom (<i>Salmo trutta f. fario</i>)	Alteração da fisiologia das guelras	Hoeger <i>et al.</i> (2005)
Truta arco-íris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Alteração nos rins e brânquias	Schwaiger <i>et al.</i> (2004)

Fonte: Autora (2021).

3.2.3.2 Dipirona

O uso da dipirona, ou dipirona sódica, é controverso. Em alguns países, como os Estados Unidos, Reino Unido e Suécia, a utilização desse fármaco foi proibida devido a sua relação com o acontecimento de muitas discrasias sanguíneas, porém, devido ao seu poder analgésico, disponibilidade parenteral e baixo custo, esse medicamento continua a ser comercializado em parte da Europa e América do Sul (PAMPLONA *et al.*, 2011).

A dipirona é considerada um pró-fármaco, ou seja, sua ativação ocorre após sua absorção através de reações químicas ou enzimáticas. Depois da ingestão desse medicamento, ele é rapidamente hidrolisado em 4-metilaminoantipirina (4-MAA), que posteriormente é metabolizado, por reações enzimáticas, em 4-aminoantipirina (4-AA), acetilaminoantipirina (4-AAA) e 4-formilaminoantipirina (4-FAA) (GÓMEZ *et al.*,

2008). Dessa forma, cerca de 60% da dose administrada excretada na urina é representada por estes quatro metabólitos (BUENO *et al.*, 2012), e os estudos focam quase que exclusivamente na presença dos metabólitos de dipirona na água, e não no fármaco em si. Além disso, são quase inexistentes as pesquisas de avaliação da toxicidade da dipirona e de seus metabólitos no meio ambiente.

Entre os poucos trabalhos que avaliaram o efeito tóxico da dipirona na água, Pamplona *et al.* (2011) verificaram os efeitos adversos desse fármaco aos peixes da espécie *Rhamdia quelen*. Durante 15 dias, os animais foram expostos a três concentrações distintas de dipirona na água: 0,5; 5 e 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Nos três ensaios, os peixes sofreram redução de hematócritos, glóbulos vermelhos e trombócitos, enquanto na menor concentração, os resultados mostraram danificação no DNA dos peixes.

Gómez *et al.* (2008) analisaram o comportamento fotoquímico de 3 metabólitos da dipirona: 4-MAA, 4-FAA e 4-AAA sob irradiação solar simulada em diferentes ambientes aquáticos, além de avaliar a toxicidade durante o processo fotolítico no crustáceo *Daphnia magna*. Os resultados confirmaram que os três metabólitos sofrem fotodegradação rápida e formam subprodutos persistentes e tóxicos, concluindo que a dipirona e seus metabólitos são compostos de preocupação ambiental.

3.2.3.3 Ibuprofeno

O ibuprofeno, derivado do ácido propiônico, é amplamente utilizado como analgésico, anti-inflamatório e antipirético (OGUEJI *et al.*, 2018). Devido ao seu uso excessivo em todo o mundo, diversas pesquisas têm sido realizadas a fim de avaliar os impactos da presença do ibuprofeno no meio ambiente. A Tabela 4 apresenta alguns estudos que avaliaram a toxicidade do ibuprofeno no meio ambiente.

Os efeitos ecotoxicológicos do ibuprofeno, omeprazol e suas misturas foram avaliados por Zuriaga *et al.* (2018) na bactéria *Aliivibrio fischeri* como modelo. Os resultados indicaram que o ibuprofeno pode ser considerado levemente tóxico, enquanto o omeprazol foi determinado como moderadamente tóxico para a bactéria, porém, na mistura dos dois fármacos, a toxicidade aumentou.

Tabela 4 – Efeitos causados pela presença do ibuprofeno na água.

Espécie	Risco	Referência
Crustáceo <i>Daphnia magna</i>	Deformações morfológicas letais em embriões	Grzesiuk <i>et al.</i> (2020)
Peixe-gato (<i>Clarias gariepinus</i>)	Alterações comportamentais e fenotípicas	Ogueji <i>et al.</i> (2018)
Peixe <i>Rhamdia quelen</i>	Nefrotoxicidade Efeito imunossupressor	Mathias <i>et al.</i> (2018)
Peixe-zebra (<i>Danio rerio</i>)	Danos à locomoção de embriões Efeitos neurotóxicos	Xia, Zheng e Zhou (2017)
Peixe <i>Oreochromis niloticus</i>	Efeitos genotóxicos	Ragugnetti <i>et al.</i> (2010)
Peixe <i>Oryzias latipes</i> e crustáceos <i>Daphnia magna</i> e <i>Moina macrocopa</i>	Danos na reprodução	Han <i>et al.</i> (2010)
Crustáceo <i>Daphnia magna</i>	Redução da taxa de crescimento populacional Modificação das taxas de reprodução	Heckmann <i>et al.</i> (2007)

Fonte: Autora (2021).

Ellepola *et al.* (2020) avaliaram os efeitos ecotoxicológicos e à saúde humana dos produtos resultantes da fotodegradação do ibuprofeno no meio ambiente. Durante o experimento, a bactéria *Aliivibrio fischeri* foi usada como modelo para avaliar o impacto ambiental, enquanto três espécies de micróbio intestinal (*Lactobacillus acidophilus*, *Enterococcus faecalis* e *Escherichia coli*) e duas linhas celulares humanas foram expostas a diferentes concentrações de ibuprofeno e os seus produtos de degradação objetivando identificar os riscos à saúde humana. Os resultados destacaram que os compostos da fotodegradação podem ser mais tóxicos que o ibuprofeno para a linha celular do rim e do fígado, enquanto o ibuprofeno pode ser mais prejudicial que seus produtos para a microbiota intestinal humana e à *A. fischeri*.

3.2.3.4 Paracetamol

O paracetamol, também conhecido como acetaminofeno, é um analgésico e antipirético com poucos efeitos secundários prejudiciais, além de ser facilmente adquirido pela população porque não requer prescrição médica, o que o torna um dos

medicamentos com maior consumo em todo o mundo, chegando a ser ingerido a uma taxa maior que 20 g/pessoa/ano em alguns países (MEDJDOUB *et al.*, 2020; FATIMA *et al.*, 2020).

Devido ao uso constante do paracetamol, esse produto tem sido encontrado no solo e, sobretudo, em águas superficiais e subterrâneas, gerando preocupações com a implicação que a presença desse medicamento traria para o meio ambiente e seres humanos. Dessa forma, a toxicidade do paracetamol no ecossistema vem sendo investigada em diversos estudos, como demonstra a Tabela 5.

Tabela 5 – Efeitos causados pela presença do paracetamol na água.

Espécie	Risco	Referência
Anelídeo <i>Hediste diversicolor</i>	Neurotoxicidade	Barbosa <i>et al.</i> (2020)
Peixe <i>Cyprinus carpio</i>	Efeito genotóxico Alterações comportamentais	Sharma, Verma e Sharma (2020)
Peixe <i>Phalloceros harpagos</i>	Mudanças comportamentais	Santos <i>et al.</i> (2020)
Crustáceo <i>Daphnia magna</i>	Perturbação da homeostase redox Alteração de genes relacionados a antioxidantes	Sijia, Rui e Xiangping (2019)
Peixe <i>Danio rerio</i>	Estresse oxidativo Má formação embrionária Mudanças comportamentais	Nogueira <i>et al.</i> (2019)
Peixe <i>Rhamdia quelen</i>	Estresse oxidativo Genotoxicidade Alteração em parâmetros reprodutivos	Guiloski <i>et al.</i> (2017)
Macrófita <i>Lemna minor</i>	Alteração nos processos bioquímicos Redução dos pigmentos fotossintéticos	Kummerová <i>et al.</i> (2016)
Peixe <i>Anguilla anguilla</i>	Neurotoxicidade	Nunes, Verde e Soares (2015)
Macrófita <i>Lemna minor</i>	Alteração no crescimento Redução dos pigmentos fotossintéticos	Hajkova e Kummerova (2014)

Fonte: Autora (2021).

A toxicidade do paracetamol na espécie de cianobactérias *Nostoc muscorum* foi investigada por Fatima *et al.* (2020). Os organismos foram expostos a concentrações

do medicamento entre 25 e 150 mg.L⁻¹, causando estresse oxidativo, diminuição significativa no crescimento das cianobactérias e redução dos pigmentos fotossintéticos.

Alkimin *et al.* (2019) analisaram os efeitos tóxicos causados pela exposição da água contaminada por clorpromazina, paracetamol e diclofenaco nas macrófitas *Lemna minor* e *Lemna gibba*. O estudo comprovou que a exposição aguda das macrófitas aos três fármacos não foi capaz de alterar a fluorescência das plantas, mas afeta o sistema defensivo das duas espécies.

3.2.4 Técnicas de remoção de fármacos das matrizes aquáticas

Devido aos efeitos adversos causados pela presença dos fármacos nos recursos hídricos aos seres vivos e ao meio ambiente, há uma grande preocupação com o desenvolvimento de tecnologias capazes de remover esses compostos da água, visto que muitos estudos já comprovaram que o tratamento convencional da água não é eficiente na remoção desses produtos (AMÉRICO *et al.*, 2012; LEE *et al.*, 2019; RAGASSI *et al.*, 2019; RIGOBELLO *et al.*, 2020). Dessa forma, muitos pesquisadores têm se dedicado a esse assunto, analisando metodologias como os processos oxidativos avançados (SANTOS *et al.*, 2017; MOREIRA; MALDIB; FRESCHIA, 2019), uso do carvão ativado (LESSA; CARIELLO, 2017; COUTO *et al.*, 2019), wetlands construídas (VYMAZAL *et al.*, 2016; GUEDES-ALONSO *et al.*, 2020), entre outras, com a intenção de eliminar esses compostos da água residual ou potável.

3.2.4.1 Tratamento convencional da água

A principal rota de chegada dos fármacos ao meio ambiente aquático se dá através do lançamento de efluentes residuais em corpos hídricos, sejam eles tratados ou não. Dessa forma, a passagem da água residuária pela ETE é de extrema importância para que haja a remoção desses produtos e, consequentemente, evite sua chegada aos recursos hídricos.

Em geral, o tratamento convencional da água realizado nas ETEs envolve as etapas de tratamento primário e secundário, onde ocorrem a eliminação de sólidos mais grosseiros; a adsorção de sólidos suspensos, sedimentação ou coagulação; biodegradação aeróbia, seja pelo processo de lodo ativado ou filtro biológico; e/ ou

biodegradação anaeróbia, pelo uso do reator de fluxo ascendente. No tratamento terciário, ocorre a degradação química por hidrólise ou nitrificação, sendo finalizado com a desinfecção (ARAÚJO; WOLFF; CARISSIMI, 2017). Porém, as ETEs são projetadas para a remoção de moléculas simples, o que as tornam ineficientes no tratamento e retenção de moléculas farmacologicamente ativas e contribuem para a bioacumulação desses produtos (LESSA; CARIELLO, 2017).

Ragassi *et al.* (2019) avaliaram a eficiência de uma ETE do município de Dracena (SP) na eliminação dos anti-inflamatórios diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno. Essa ETE funciona com um tratamento preliminar, composto por gradeamento e caixa de areia, o primário conta com uma lagoa anaeróbia e o secundário é formado por uma lagoa de estabilização. No mês de abril, atingiu-se a maior remoção dos fármacos ibuprofeno e naproxeno (91,69% e 41,73%, respectivamente), enquanto o diclofenaco atingiu seu pico de remoção no mês de maio, sendo 85,48% removidos da água residuária. Apesar dessas remoções, os autores concluíram que o tratamento de esgoto em ETEs que envolvem lagoas de estabilização tem a remoção desses fármacos variando de baixa à intermediária. Portanto, o seu efluente pode ser potencialmente contaminante aos recursos hídricos.

Américo *et al.* (2012) também estudaram a capacidade em remoção de fármacos de uma ETE localizada no município de Três Lagoas – MS. O tratamento envolve um gradeamento inicial para separação dos materiais mais grosseiros, depois, o esgoto passa por um reator anaeróbio de leito fluidizado (RALF), e por fim, é submetido a um tratamento físico-químico. Observou-se que a ETE foi capaz de remover 89% do diclofenaco, 90% do ibuprofeno, 98% do naproxeno, 100% do paracetamol e 45% do piroxicam. Porém, as concentrações desses fármacos encontradas no esgoto bruto foram muito elevadas, o que implica em uma reduzida eficácia da ETE na remoção dos fármacos em estudo. Dessa forma, os autores concluíram que algumas melhorias devem ser analisadas visando total remoção desses compostos e, consequentemente, atenuação dos riscos à saúde pública causados por esses contaminantes.

Lee *et al.* (2019) avaliaram a concentração do acetaminofeno, diclofenaco, sulfametoxazol, trimetoprim e carbamazepina no afluente e no efluente de ETEs na Coreia do Sul que apresentam tecnologias semelhantes à aplicada no Brasil. As estações apresentam caixa de areia, tratamento biológico e um tratamento terciário com processos físico-químicos. O acetaminofeno foi removido em 99,9%; o

trimetoprim, 32,4%; o sulfametoxazol em 21,3%; a carbamazepina, menos de 10%; enquanto houve acréscimo na concentração do diclofenaco. Portanto, com exceção do acetaminofeno, houve dificuldade na remoção dos fármacos somente pelo tratamento biológico, necessitando-se do auxílio de outra técnica para a remoção completa desses produtos.

Palli *et al.* (2019) avaliaram a remoção de 9 fármacos e a toxicidade dos subprodutos gerados durante o tratamento da água residual em 3 ETEs da Toscana (Itália). As 3 estações utilizam o processo convencional de tratamento, envolvendo o lodo ativado com pré-desnitrificação e sem tratamento terciário. O estudo comprovou que o acetaminofeno, o cetoprofeno e o atenolol foram geralmente bem removidos durante o tratamento, enquanto o doxiciclina, claritromicina e 17- β -estradiol foram parcialmente removidos, e a carbamazepina, o diclofenaco e a amoxicilina foram refratários à biodegradação. Dessa forma, os autores concluíram que as ETEs não são completamente eficientes na remoção dos fármacos, e os efluentes gerados, embora o tratamento tenha reduzido sua toxicidade, não podem ser considerados inofensivos.

Como as ETEs não são capazes de remover eficientemente os fármacos da água pelo tratamento convencional, esses produtos conseguem atingir os recursos hídricos. Dessa forma, também é importante a avaliação da eficácia das estações de tratamento de água (ETAs) na remoção dos medicamentos, visto que, se o processo nessas estações conseguisse remover os compostos farmacêuticos remanescentes na água, impediria o consumo humano pela água contaminada.

Em geral, as ETAs no Brasil são projetadas para remoção de material particulado e de microrganismos, sendo comum a aplicação das etapas de coagulação, floculação, sedimentação ou flotação, filtração e desinfecção para alcançar esse objetivo (LIMA *et al.*, 2014).

Rigobello *et al.* (2020) avaliaram a eficiência do processo convencional das ETAs (coagulação com sulfato de alumínio, floculação, sedimentação, filtração em areia e desinfecção) na remoção do diclofenaco sódico da água. O estudo demonstrou que as etapas da coagulação, floculação e filtração em areia são ineficientes na redução da concentração desse fármaco, enquanto na pós-cloração (desinfecção), a remoção do produto chegou a atingir 97%, mas houve formação de subprodutos provenientes do diclofenaco.

Lima *et al.* (2014) também avaliaram a remoção do sulfametoxazol, diclofenaco, bisfenol-A, etinilestradiol, estradiol, estrona e estriol em águas naturais pelo tratamento da clarificação, usando dois coagulantes distintos: cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio. O experimento ocorreu em escala laboratorial, com uso do equipamento Jar Test, simulando as etapas de coagulação, floculação e sedimentação, que são comuns nas ETAs. A maior eficiência obtida no experimento foi para o sulfametoxazol, sendo removido em 71% e 67%, quando aplicado o sulfato de alumínio e o polialumínio, respectivamente. Outros produtos alcançaram remoções máximas menores, como a estrona (40%), estradiol (39%) e etinilestradiol (35%). Dessa forma, os autores concluíram que o tratamento convencional utilizado nas ETAs é ineficaz na eliminação desses fármacos da água, devendo ser complementado com alguma técnica mais avançadas, como carvão ativado ou processos oxidativos, para a obtenção de resultados melhores.

Diante do exposto, nota-se que os tratamentos convencionais utilizados nas ETEs e ETAs brasileiras não conseguem atingir a remoção completa dos fármacos da água, trazendo impactos ao ambiente e à saúde humana. Portanto, é necessário a avaliação de novas tecnologias que possam complementar ou substituir esse tratamento visando a eliminação desses contaminantes da água.

3.2.4.2 Filtração em Margem

A Filtração em Margem (FM) tem surgido como uma alternativa na remoção de fármacos da água devido ao baixo custo de implantação e operação da tecnologia. A atenuação dos compostos durante a FM ocorre, sobretudo, pela mistura entre as águas superficial e subterrânea, biodegradação e sorção (HISCOCK; GRISCHEK, 2002). Embora ainda seja pouco estudada a eficiência dessa técnica na remoção dos resíduos farmacêuticos, existem pesquisas que mostram resultados favoráveis.

Sandhu *et al.* (2019), por exemplo, investigaram a qualidade da água resultante da FM na Índia, incluindo a análise da remoção de 49 micropoluentes. Destes, somente 22 foram detectados nas águas indianas. A remoção dos produtos obtida no estudo variou de 13% a 99% com relação à concentração do poluente na água superficial, sendo muitas vezes maior que a eficiência obtida no tratamento convencional da água no país.

Veras *et al.* (2017) analisaram a eficiência da FM na remoção do diclofenaco em alguns poços na região metropolitana de Recife-PE. As concentrações do fármaco variaram entre 0,029 e 0,055 mg.L⁻¹ no rio Beberibe, enquanto nos poços da FM, a concentração do medicamento variou entre 0,000 e 0,009 mg.L⁻¹, demonstrando a relevância da FM na atenuação do diclofenaco das águas naturais.

Nagy-Kovács *et al.* (2018) verificaram a capacidade de remoção de 36 micropoluentes da FM em Budapeste, Hungria. Os medicamentos bezafibrato, claritromicina, clindamicina, eritromicina, gabapentina, ibuprofeno, metoprolol, naproxeno, paracetamol, dimetaclor-ESA, dimetaclor-OA, iganol, imidaclopride, isoproturão, nicossulfurão, metazaclor-OA, terbutilazina-2-hidroxi, e terbutrina só foram detectados na água do rio Danúbio, enquanto nos poços da FM não estavam presentes, demonstrando serem 100% removidos pela técnica. A Cefepima, o diclofenaco e o iomeprol diminuíram 57%, 62% e 96%, respectivamente com relação às concentrações encontradas no rio.

Diante dos estudos apresentados, nota-se que a FM é uma tecnologia capaz de remover fármacos da água, porém, a eficiência da técnica pode variar dependendo das condições de implantação dos poços e dos produtos analisados. A capacidade de atenuação dos fármacos pela FM depende de fatores hidrogeológicos, condições redox, temperaturas, tempos de viagem, concentrações iniciais de micropoluentes e a estrutura molecular do composto (FILTER; JEKEL; RUHL, 2017; KRUC; DRAGON; GÓRSKI, 2019).

Oberleitner *et al.* (2020) analisaram a atenuação de diversos micropoluentes durante a FM, considerando variações hidrogeológicas, sazonalidade, condições redox, distâncias de deslocamento da água e diferentes concentrações iniciais dos poluentes em quatro poços de FM. Alguns fármacos, como sulfametoxazol e o metoprolol, tiveram remoções entre 70 e 100%; o diclofenaco e a fenazona foram atenuados entre 50 e 70%; enquanto outros, como a carbamazepina e a atrazina, reduziram menos de 50% nas suas concentrações. Os autores concluíram que apenas o sulfametoxazol, propifenazona, terbutilazina e carbamazepina dependeram das condições redox; muitos dos micropoluentes avaliados foram praticamente eliminados em distâncias mais longas; e a remoção dos produtos não variou com as concentrações iniciais dos fármacos, que mudavam sazonalmente. Portanto, a FM mostrou-se uma excelente técnica na remoção de substâncias farmacêuticas, sobretudo em poços mais distantes do reservatório superficial (entre 100 e 200 m).

Kruć, Dragon e Górski (2019) também avaliaram a atenuação de produtos farmacêuticos em poços de FM com diferentes distâncias (consequentemente, em diferentes tempos de viagem) do rio, bem como em vários tipos de poços (verticais e horizontais) na Polônia. Verificou-se que a distância e o tempo de viagem têm um impacto na diminuição das concentrações, sendo encontrados a presença de somente 2 compostos no poço localizado a 250 metros do rio. Alguns fármacos, como diclofenaco, metoprolol e penicilina G, só foram detectadas na água do rio, demonstrando a eficiência da FM na remoção desses produtos, porém, a maioria dos medicamentos analisados teve redução entre 70 e 80% na sua concentração. Logo, a técnica mostra um papel relevante na remoção desses produtos, e sob condições hidrogeológicas semelhantes, é possível a obtenção de resultados melhores se o poço estiver mais distante do rio.

Bertelkamp *et al.* (2016) investigaram a interferência das condições redox e do comportamento adaptativo de 15 micropoluentes na remoção desses produtos pela FM simulada em escala laboratorial. O fármaco metoprolol apresentou taxas de remoção dependentes das condições redox do meio, sendo sua taxa de biodegradação maior na zona óxica, porém, os autores não puderam explicar esse comportamento com base nas propriedades físico-químicas do medicamento. Já a carbamazepina e a hidroclorotiazida foram persistentes nas zonas óxica, subóxida e anóxica, o que indica que são necessárias técnicas adicionais para a remoção completa desses fármacos. Quanto ao comportamento adaptativo, a lincomicina, o sulfametoxazol e a fenazona exigem cerca de 9 meses de tempo de inicialização do poço da FM para alcançar a capacidade de remoção completa desses fármacos, o que também não pôde ser explicado pelas propriedades físico-químicas dos medicamentos.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Nesta seção, são apresentadas as características do local de estudo deste trabalho.

4.2 LOCALIZAÇÃO

As investigações dos potenciais locais para a implantação da FM foram realizadas em quatro pontos distintos: Batateira, Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia. O primeiro, localizado na bacia hidrográfica do Rio Una, e os demais, na bacia hidrográfica do Rio São Francisco.

4.1.1 Bacia hidrográfica do Rio Una

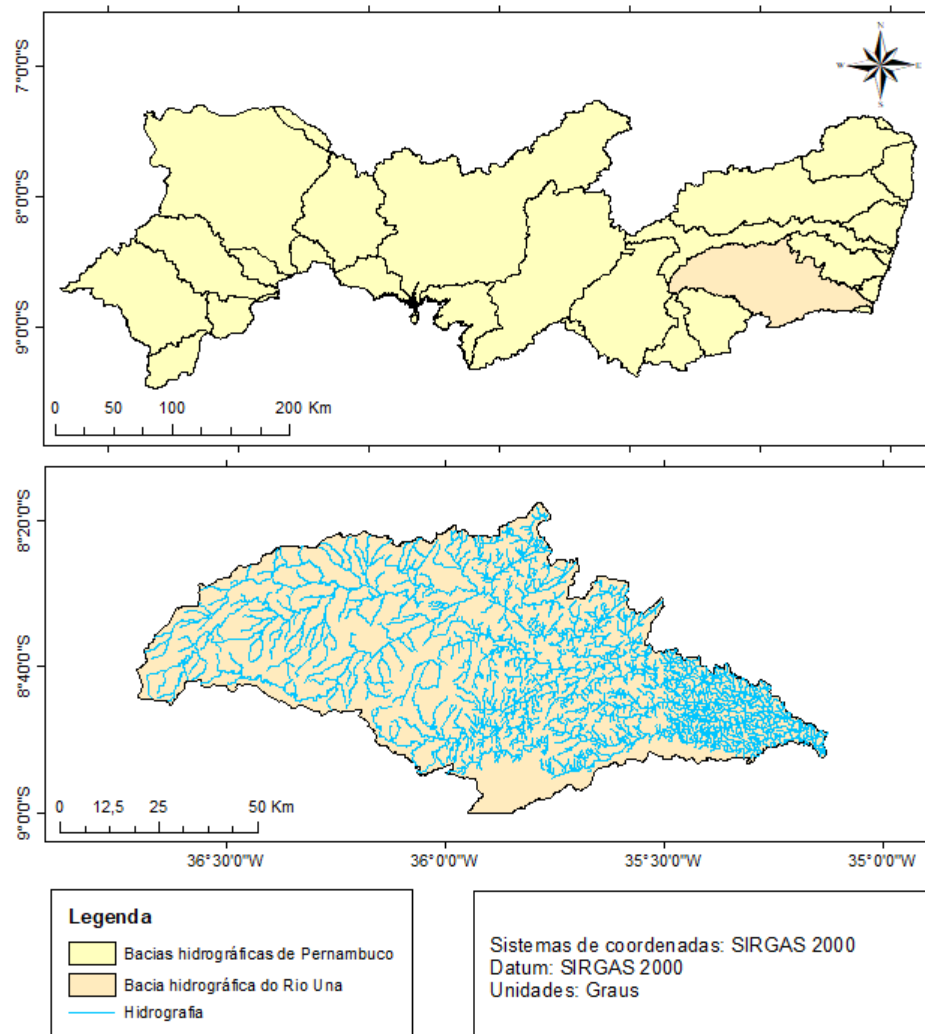
A bacia hidrográfica do Rio Una está localizada no estado de Pernambuco, conforme visualiza-se na Figura 7, se estendendo desde o município de Capoeiras, onde situa-se a nascente, até a cidade de Altinho em regime intermitente, tornando-se perene a partir desta cidade. Possui uma área de 6740,31 km², e extensão de cerca de 290 km, tendo como principais afluentes o riacho Quatis e os rios da Chata, Pirangi, Jacuípe e Caraçu, pela margem direita. Pela margem esquerda, tem maior relevância os riachos Riachão, Mentirosas, do Sapo, e os rios Camevô e Preto.

Entre os 42 municípios abrangidos pela bacia, 11 estão totalmente inseridos em sua área (Belém de Maria, Catende, Cupira, Ibirajuba, Jaqueira, Lagoa dos Gatos, Maraial, Palmares, Pannels, São Benedito do Sul e Xexéu), 15 possuem sede inserida na bacia (Água Preta, Agrestina, Altinho, Barreiros, Bonito, Cachoeirinha, Calçado, Capoeiras, Jucati, Jupi, Jurema, Lajedo, Quipapá, São Bento do Una e São Joaquim do Monte), e 16 estão parcialmente inseridos (Barra de Guabiraba, Bezerros, Caetés, Camocim de São Félix, Canhotinho, Caruaru, Gameleira, Joaquim Nabuco, Pesqueira, Rio Formoso, Sanharó, São Caetano, São José da Coroa Grande, Tacaimbó, Tamandaré e Venturosa).

Na cidade de Bonito – PE, está localizada a barragem do Rio da Prata, com uma capacidade de armazenamento de 41.900.000 m³. O barramento, feito de concreto compactado a rolo (CCR), acontece no Rio da Prata, afluente do Rio Una, estando inserida na bacia hidrográfica do Rio Una. O reservatório de água é utilizado para o

abastecimento das cidades de Caruaru, Agrestina, Altinho, Ibirajuba, além de algumas comunidades, como Batateira, distrito de Belém de Maria – PE.

Figura 7 – Localização e hidrografia da bacia hidrográfica do Rio Una.

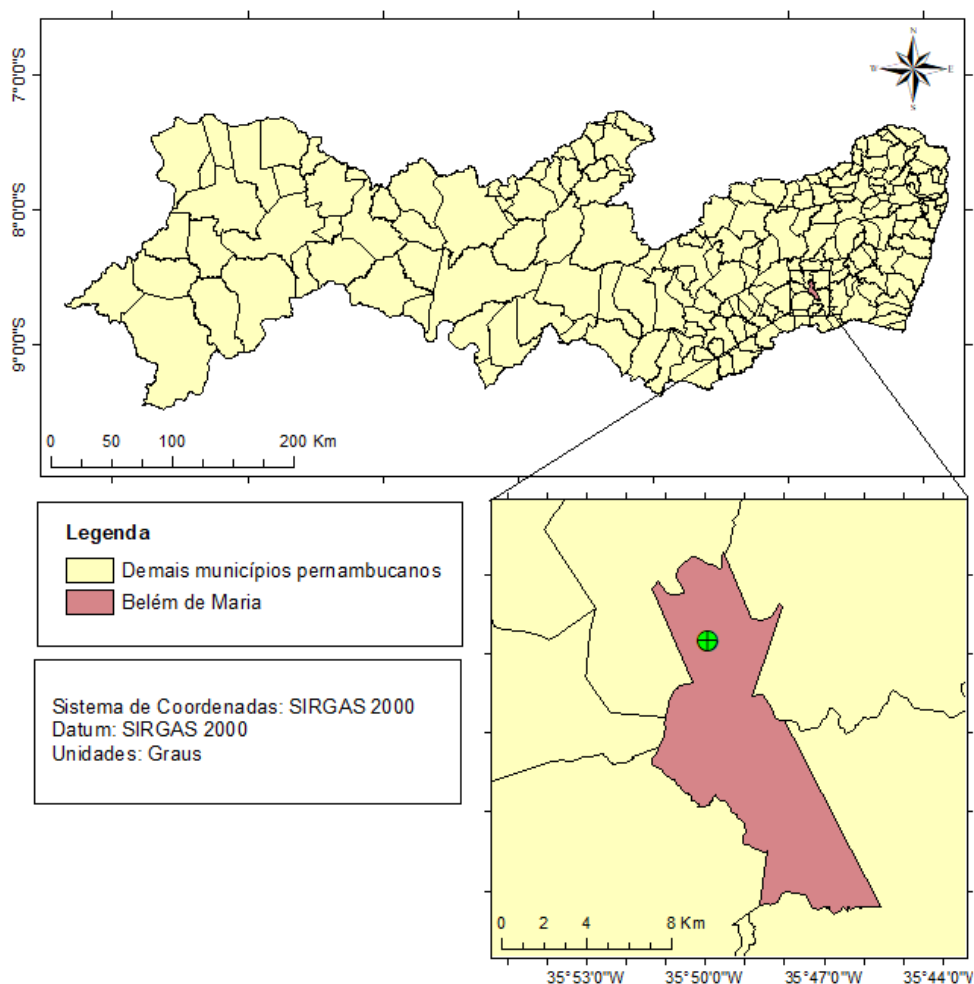


Fonte: Autora (2021).

4.1.2 Distrito de Batateira

O distrito de Batateira, pertencente ao município de Belém de Maria – PE (Figura 8), tem aproximadamente 4000 habitantes. Como supracitado, o abastecimento dessa comunidade é realizado pela barragem do Prata, por meio de um sistema adutor exclusivo destinado à ETA de Batateira, onde chega uma vazão de 7,6 L/s.

Figura 8 – Localização do município de Belém de Maria - PE.



Fonte: Autora (2021).

No tratamento da água, realizado na ETA da comunidade, são aplicados sulfato de alumínio em pó e cloro gasoso diretamente na rede no início do processo. Posteriormente, a água é destinada ao clarificador de leito de pedra, também denominado claripedra, e, por fim, a dois filtros de polimento compostos por material de granulometria mais fina, onde ocorre a finalização do tratamento. Depois de tratada, a água é destinada a dois reservatórios apoiados para a distribuição à comunidade. Com exceção de um loteamento, toda a rede de distribuição de água do distrito funciona por gravidade. A Figura 9 demonstra as instalações ETA de Batateira, com a claripedra e o filtro de polimento.

O distrito de Batateira foi escolhido como um potencial local para a implantação de um poço da FM por alguns motivos, que são:

- Comunidade com poucos habitantes (difusa);

- Local próximo a uma barragem (barragem do Rio da Prata), sendo uma garantia fonte hídrica com identificação de problemas de qualidade de água;
- Possuir um sistema adutor próprio para o abastecimento de água potável, ao mesmo tempo que a ETA atual é antiga e já há necessidade de substituição do sistema.

Figura 9 – Vista de partes das instalações da ETA de Batateira - PE.



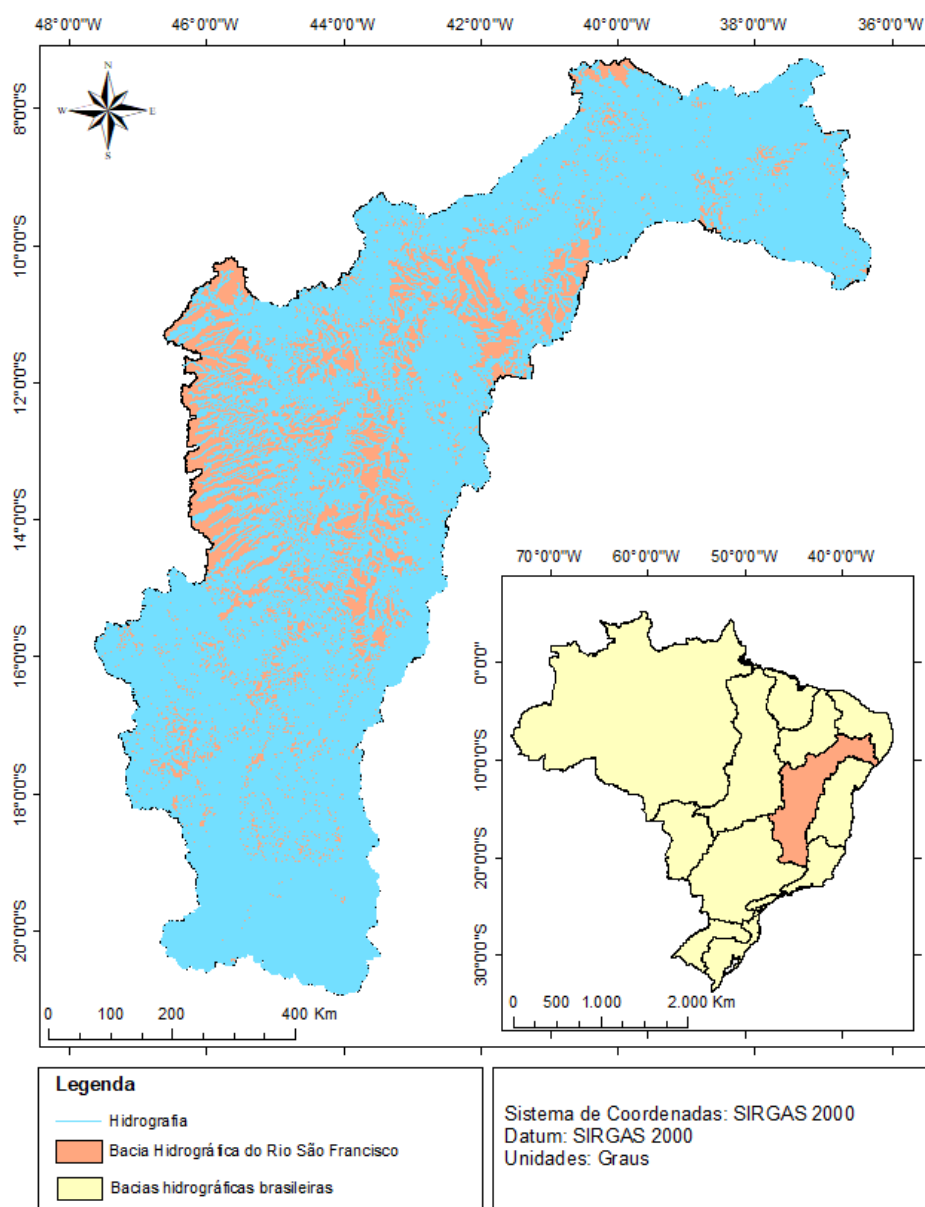
Fonte: Autora (2021). Registro da foto em nov/2019.

4.1.3 Bacia hidrográfica do Rio São Francisco

A bacia hidrográfica do Rio São Francisco (Figura 10) conta com uma área de drenagem de 639219 km², o que equivale a 7,5% da área total do Brasil, e com uma vazão média de 2850 m³/s. O seu rio principal – Rio São Francisco – apresenta sua nascente na Serra da Canastra, estado de Minas Gerais, passa por Goiás, Distrito Federal, Bahia, Pernambuco, e deságua no Oceano Atlântico, na divisa entre os estados de Alagoas e Sergipe. Um total de 505 municípios brasileiros estão na região da bacia hidrográfica do Rio São Francisco, tornando-a um importante manancial para o país pela sua extensão e volume de água, sobretudo para a região semiárida (CBHSF, 2020).

Devido à sua grande extensão territorial, a bacia hidrográfica do Rio São Francisco foi dividida em 4 regiões hidrográficas, levando-se em consideração o sentido do curso do rio e a variação de altitudes, a fim de facilitar o planejamento dos recursos hídricos. A Tabela 6 apresenta algumas características das 4 regiões hidrográficas desta bacia.

Figura 10 – Localização e hidrografia da bacia hidrográfica do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Embora o Rio São Francisco seja um rio perene, a bacia hidrográfica do Rio São Francisco possui cerca de 168 afluentes, sendo 99 rios perenes e 69 intermitentes (a exemplo do Córrego da Onça, Rio Salitre e o Rio Pajeú). Devido à sua dimensão,

vazão e perenidade, o Rio São Francisco foi avaliado como um manancial potencialmente favorável para a implantação da técnica da FM.

Tabela 6 – Características das regiões hidrográficas da bacia do Rio São Francisco.

Região hidrográfica	Início	Término	Área (km²)
Alto São Francisco	Serra da Canastra	Cidade de Pirapora - MG	111804
Médio São Francisco	Cidade de Pirapora - MG	Represa de Sobradinho (Remanso – BA)	339763
Submédio São Francisco	Remanso – BA	Limite do estado de Alagoas	155637
Baixo São Francisco	Limite do estado de Alagoas	Oceano Atlântico	32013

Fonte: CBHSF (2020).

4.1.4 Municípios de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia

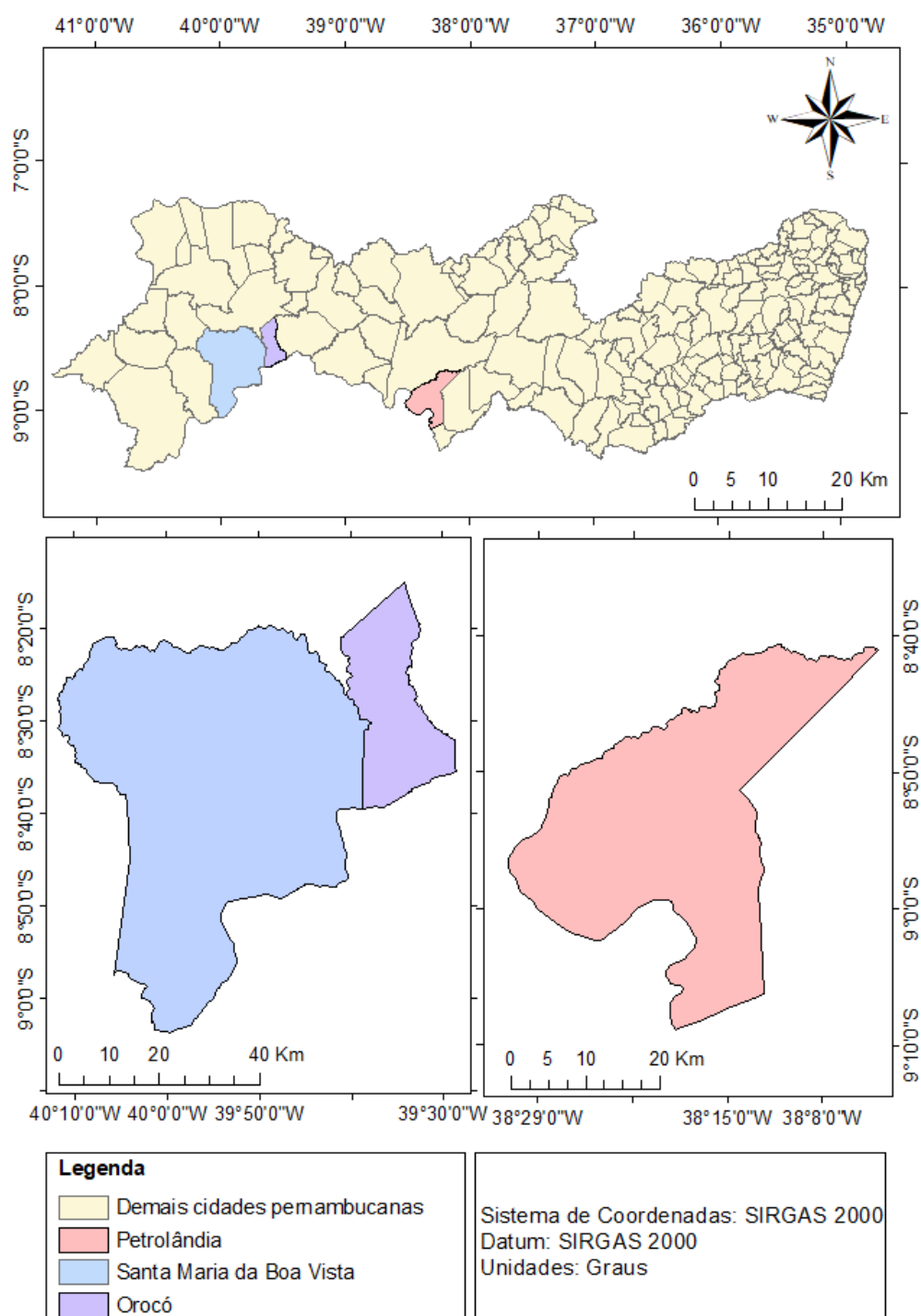
Entre os municípios localizados na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia, inseridos no Submédio São Francisco, foram escolhidos para a realização do projeto. Em uma avaliação prévia das cidades pernambucanas cortadas pelo Rio São Francisco, os três municípios foram apresentados como potenciais locais para a implantação de um projeto de Filtração em Margem por terem características geológicas favoráveis ao uso dessa tecnologia.

O município de Orocó – PE tem 554,76 km² de área territorial e 13180 habitantes (IBGE, 2010). Encontra-se na mesorregião do São Francisco Pernambucano, microrregião de Petrolina, e nas sub-bacias Brígida e Terra Nova.

O município de Santa Maria da Boa Vista – PE tem 3000,774 km² de área territorial e 39435 habitantes (IBGE, 2010), e está inserida nas sub-bacias hidrográficas Garças e Brígida.

Petrolândia (PE) conta com 1056,592 km² e 32492 habitantes, segundo os dados do IBGE (2010). O município está localizado na mesorregião do São Francisco Pernambucano, microrregião de Itaparica, e entre as sub-bacias hidrográficas do Pajeú e Moxotó. A Figura 11 apresenta a localização das cidades de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia.

Figura 11 – Localização dos municípios de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia.



Fonte: Autora (2021).

4.2 PONTOS DE COLETA

As coletas de amostras de água foram realizadas nas cidades de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia. Inicialmente, cinco pontos de estudo foram usados

para a coleta da água: dois situados na cidade de Orocó e três no município de Santa Maria da Boa Vista. Depois, mais três pontos de coleta foram usados para a coleta de água na cidade de Petrolândia. Na Tabela 7 são apresentados o tipo de água coletada nos pontos de coleta e seus respectivos municípios.

Tabela 7 – Características dos pontos de coleta.

Ponto	Tipo de água	Município
P1	Água bruta superficial	Orocó
P2	Água tratada	
P3	Água bruta superficial	Santa Maria da Boa Vista
P4	Água bruta superficial	
P5	Água tratada	
P6	Água bruta superficial	Petrolândia
P7	Água tratada	
P8	Água bruta subterrânea	

Fonte: Autora (2021).

4.2.1 Orocó

Em Orocó, a coleta da água foi realizada no ponto de captação de água da Compesa no Rio São Francisco (água bruta, P1) a, aproximadamente, 1 m da margem do rio; e no final do tratamento da água na ETA (P2). A localização de P1 (8°37'25.23"S e 39°35'54.30"O) e P2 (8°37'2.77"S e 39°36'13.77"O) está indicada na Figura 12. Nessa porção, o Rio São Francisco tem, aproximadamente, 182 m de largura. Na Figura 13, visualizam-se os dois pontos de coleta em Orocó.

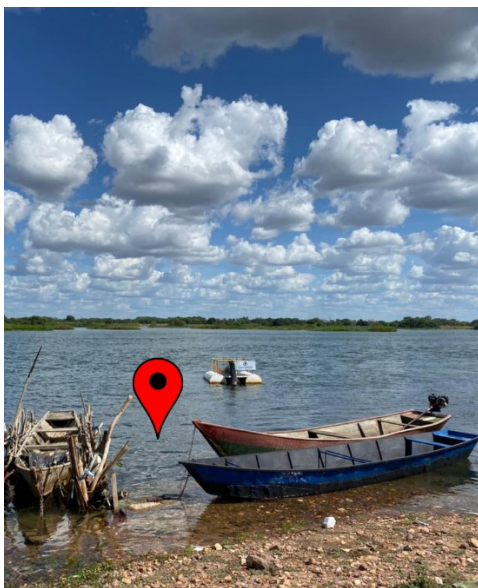
A ETA de Orocó é compacta e pressurizada, conforme mostra a Figura 14. Essa estação abastece toda a população do município com uma vazão de 17 L/s.

Figura 12 – Localização dos pontos de coleta em Orocó.



Fonte: Google Earth (2021).

Figura 13 – Pontos de coleta em Orocó. (a) P1; (b) P2.



(a)



(b)

Fonte: Autora (2021).

Figura 14 – ETA compacta e pressurizada de Orocó.



Fonte: Autora (2021).

4.2.2 Santa Maria da Boa Vista

Na cidade de Santa Maria da Boa Vista, existe uma ETA em funcionamento e outra em construção, denominada ETA Redenção. Ao término da construção desta ETA, ambas ficarão em funcionamento para abastecer a área urbana e rural do município. Assim, nessa cidade, a coleta foi realizada nos pontos de captação de água da ETA Redenção (P3) e da ETA já existente (P4), além da água tratada (P5). A localização dos pontos P3 ($8^{\circ}48'1.55''\text{S}$ e $39^{\circ}50'34.74''\text{O}$), P4 ($8^{\circ}48'34.92''\text{S}$ e $39^{\circ}49'33.00''\text{O}$) e P5 ($8^{\circ}48'33.08''\text{S}$ e $39^{\circ}49'31.04''\text{O}$) está indicada na Figura 15. Os pontos de coleta estão demonstrados na Figura 16. A largura do rio no ponto P3 é de aproximadamente 77 m, enquanto no ponto P4, o Rio São Francisco conta com 485 m.

Figura 15 – Localização dos pontos de coleta em Santa Maria da Boa Vista.



Fonte: Google Earth (2021).

A ETA de Santa Maria da Boa Vista em funcionamento localiza-se às margens do Rio São Francisco e, atualmente, abastece toda a população de forma contínua com uma vazão de 70 L/s. A vazão prevista de captação para a ETA Redenção é de 42 L/s, sendo metade destinada para a zona rural e a outra metade para a zona urbana.

Figura 16 – Pontos de coleta em Santa Maria da Boa Vista. (a) P3; (b) P4; (c) P5.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autora (2021).

No início do tratamento na ETA Centro, é utilizado o sulfato de alumínio como coagulante. Posteriormente, a água passa pelas etapas de floculação, decantação e,

por fim, é realizado o método da dupla filtração: primeiro, filtração ascendente e, em seguida, filtração descendente. Para finalizar o tratamento, é feita a desinfecção com cloro.

4.2.3 Petrolândia

Em Petrolândia, foi possível fazer a coleta da água em três pontos distintos: ponto de captação de água da COMPESA (P6), ETA (P7) e um poço próximo às margens do Rio São Francisco (P8), que possivelmente faz uso da técnica da FM. A Figura 17 indica a localização de P6 ($8^{\circ}59'10.30''\text{S}$ e $38^{\circ}14'46.57''\text{O}$), P7 ($8^{\circ}59'6.08''\text{S}$ e $38^{\circ}13'51.62''\text{O}$) e P8 ($8^{\circ}59'12.73''\text{S}$ e $38^{\circ}14'42.50''\text{O}$). A Figura 18 demonstra os três pontos de coleta em Petrolândia.

Nesta cidade, existe uma única ETA que faz o abastecimento de toda a população. Lá, são tratados aproximadamente 100 L.s^{-1} de água. O tratamento consiste no método convencional: coagulação (usando o sulfato de alumínio), floculação, decantação, filtração e desinfecção com o cloro.

Figura 17 – Localização dos pontos de coleta em Petrolândia.



Fonte: Google Earth (2021).

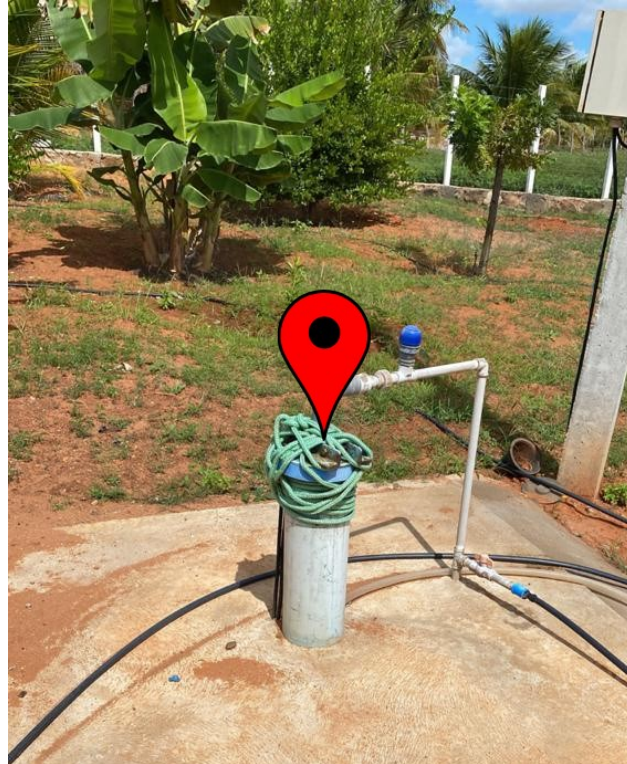
Figura 18 – Pontos de coleta da cidade de Petrolândia. (a) P6; (b) P7; (c) P8.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autora (2021).

Para a distribuição, a água tratada fica reservada em dois reservatórios: um apoiado e outro elevado. O reservatório elevado é utilizado somente para o abastecimento da comunidade do Sítio Serrote, e conta com um volume de 150 m^3 , enquanto o reservatório apoiado armazena a maior parte do volume de água tratada e serve para o abastecimento do restante da população.

O poço que existe próximo às margens do rio foi construído por um particular para uso doméstico porque, na época da construção, a COMPESA não abastecia a região. Não se sabe exatamente a profundidade do poço, mas, segundo o proprietário, deve ser aproximadamente 50 m. A vazão de bombeamento, ainda segundo o morador, é de cerca de $22 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Pelo Google Earth, foi possível identificar que o poço está a 135 m da margem do Rio São Francisco.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção, são apresentadas as metodologias de análise do solo, de qualidade da água e da concentração dos fármacos.

5.1 DETERMINAÇÃO DE UM LOCAL PARA A IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM

Visando a determinação de um local favorável para a implantação da técnica da Filtração em Margem, este trabalho seguiu o passo a passo indicado no “Manual de operação e manutenção de sistemas de tratamento de água por Filtração em Margem” da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2018). Este documento determina que, para a escolha do local, devem ser seguidos quatro etapas, sendo elas:

- Análise visual – coleta de informações preliminares sobre a localidade por meio de visita a campo;
- Coleta e análise de dados – avaliação dos locais pré-definidos através de documentos que forneçam informações topográficas, hidrográficas, hidrológicas e de acesso das regiões estudadas;
- Determinação da posição dos furos de sondagem com relação ao manancial superficial e coleta de amostras de solos para posterior caracterização física e química;
- Definição do local de instalação do poço de bombeamento.

Dessa forma, a metodologia foi empregada para os quatro locais de Pernambuco: Batateira (distrito de Belém de Maria), Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia.

5.2 COLETA DOS DADOS HIDROGEOLÓGICOS

A metodologia para a caracterização do solo está apresentada nesta seção.

5.2.1 Dados preliminares

Para uma observação preliminar do solo da região no entorno da barragem do Rio da Prata, foram levantados os projetos utilizados para a construção da barragem, que incluíam dados litológicos, além das visitas técnicas realizadas ao local de estudo.

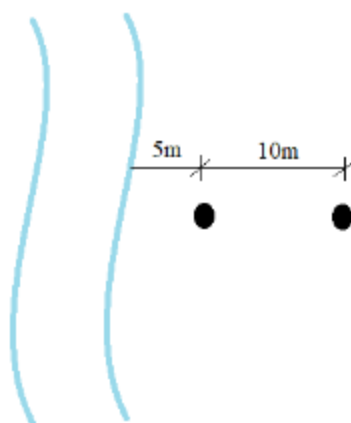
Para as demais localidades (Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia), os dados preliminares do solo foram levantados através da plataforma SIAGAS (Sistema de Informações de Águas Subterrâneas), do Serviço Geológico do Brasil (CPRM). Nesse sistema, são cadastrados os poços perfurados em todas as cidades do Brasil, incluindo dados como as coordenadas geográficas dos poços e, em alguns casos, o perfil de sondagem. O levantamento teve por objetivo a identificação de poços construídos às margens do Rio São Francisco que pudessem estar utilizando a técnica da FM e verificar seus perfis de sondagem.

Além da plataforma SIAGAS, foram levantados outros documentos (relatórios técnicos, mapas e afins) de órgãos competentes, como CPRM, Agência Nacional das Águas (ANA) e a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) que pudessem contribuir na determinação de um local favorável para a implantação da FM.

5.2.2 Ensaios de sondagem

Com o intuito de avaliar a viabilidade da implantação da Filtração em Margem nas margens do Rio São Francisco, foram realizados 6 furos de SPT (*Standard Penetration Test*) nos municípios de Santa Maria da Boa Vista e Orocó no mês de maio de 2021. As perfurações do solo foram realizadas em locais próximos a cada ponto de captação de água da COMPESA nas duas cidades (P1, P3 e P4). Em cada área, foram escolhidos 2 pontos para a perfuração dos furos: a 5 e 15 metros das margens do rio, conforme observa-se na Figura 19.

Figura 19 – Localização dos furos de sondagem com relação às margens do rio.



Fonte: Autora (2021).

Na Figura 20, visualiza-se a localização dos seis pontos de sondagem.

Figura 20 – Localização dos seis furos de sondagem. (a) Santa Maria da Boa Vista; (b) Orocó.



(a)



(b)

Fonte: Google Earth (2021).

Conforme a Figura 20, os pontos de sondagem próximos ao ponto P4 (ETA do Centro de Santa Maria da Boa Vista), estavam localizados afastados da estação, à montante do rio. Esse local foi determinado porque estava às margens de um meandro do Rio São Francisco, próximo à ETA já em funcionamento do município. Devido à

essa posição, possivelmente o solo seria um depósito aluvionar porque, nessas regiões, a água do rio atinge velocidades pequenas e possibilita a deposição de sedimentos.

5.3 ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA

A análise de qualidade de água foi realizada nos três municípios às margens do Rio São Francisco. Os dados físico-químicos foram obtidos de duas formas: pela análise contínua da COMPESA na região e pela visita a campo realizada durante o experimento. Na Tabela 8 são apresentados os parâmetros de qualidade da água fornecidos pela COMPESA e os obtidos em campo.

Tabela 8 – Fonte dos parâmetros físico-químicos avaliados.

Fonte	Parâmetro
COMPESA	Cor
	Turbidez
	Nitrato
	Ferro
	Manganês
	Condutividade elétrica
	pH
Visitas a campo	Condutividade elétrica
	pH
	Oxigênio Dissolvido
	Temperatura

Fonte: Autora (2021).

5.3.1 Dados fornecidos pela COMPESA

As primeiras informações foram obtidas através de relatórios técnicos gerados pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) no monitoramento contínuo da qualidade da água no ponto de captação do manancial (Rio São Francisco) e na entrada da ETA das três cidades em estudo. As coletas foram

realizadas entre os anos de 2015 e 2020, uma vez a cada semestre. Os parâmetros analisados foram o pH, condutividade elétrica, turbidez, cor, nitrato, ferro e manganês.

5.3.2 Dados obtidos nas visitas a campo

Durante as visitas a campo, que ocorreram entre fevereiro e junho de 2021, também foram realizadas análises físico-químicas nos pontos de coleta. Todas as análises foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), que abrange métodos padrões para o exame de águas. Na Tabela 9, indicam-se os parâmetros avaliados durante o experimento, seus respectivos códigos e metodologia de análise. Para as aferições dos parâmetros, foi usada a sonda multiparamétrica ASKO AK88.

Inicialmente, a previsão era que fossem feitas diversas análises de parâmetros de qualidade da água em laboratório durante um período maior. No entanto, devido à pandemia, o uso dos laboratórios da universidade ficou restrito e então houve necessidade de redução do número de parâmetros analisados, que ficaram limitadas às realizadas in loco com o equipamento portátil multiparamétrico.

Tabela 9 – Código de referência e metodologia das análises dos parâmetros avaliados.

Parâmetro	Código de referência	Metodologia
Condutividade elétrica	2510 B	Método Conduítmétrico
Oxigênio Dissolvido (OD)	4500-O G	Método Eletrométrico
Potencial Hidrogeniônico (pH)	4500-H ⁺ B	Método Eletrométrico
Temperatura	2550 B	Método Eletrométrico

Fonte: APHA (2017).

5.4 FÁRMACOS

A metodologia utilizada para a coleta e quantificação dos fármacos está apresentada nesta seção.

5.4.1 Coleta de amostras

Nos mesmos pontos onde foram feitas as aferições físico-químicas da qualidade da água (Figuras 12 e 15), coletou-se água para a análise de fármacos entre os meses de fevereiro e junho de 2021.

As amostras para análise de fármacos foram armazenadas em frascos âmbar de 100 mL devidamente lavados. Todos os frascos foram conduzidos, em uma caixa térmica com gelo, ao Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental (LABIOTA), do Instituto de Pesquisa em Petróleo e Energia (LITPEG), onde foram realizadas as extrações dos analitos. Após a extração, as amostras foram levadas ao Laboratório de Engenharia Ambiental e de Qualidade (LEAQ), do Departamento de Engenharia Química (DEQ), em vials âmbar e sob refrigeração, onde foram realizadas todas as análises farmacológicas.

5.4.2 Extração e concentração dos fármacos

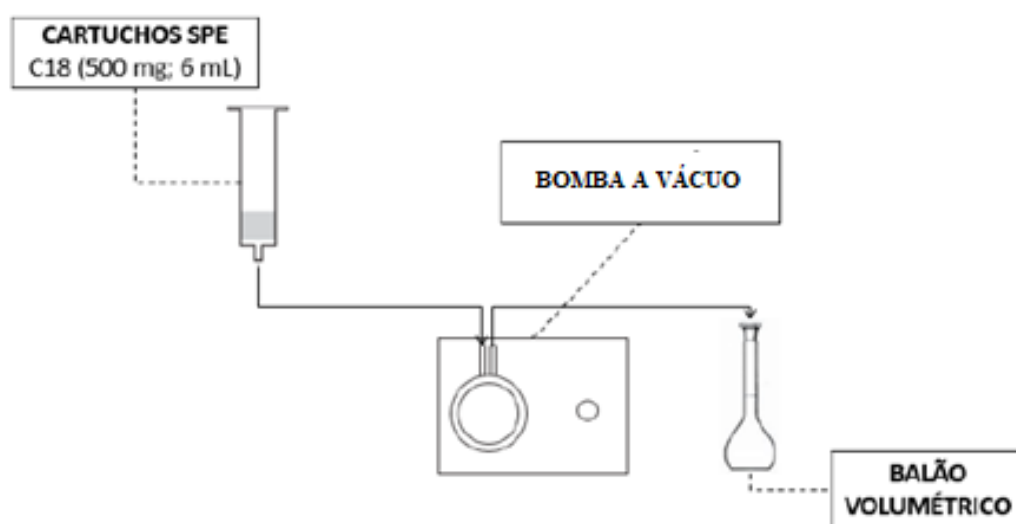
Devido às baixas concentrações dos fármacos nas matrizes aquáticas ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ a ng.kg^{-1}), são necessários procedimentos prévios nas amostras antes da realização das análises. Esses processos visam, principalmente, promover a extração e, na maioria das vezes, a concentração dos compostos de interesse, além de atenuar algum possível interferente, podendo comprometer o resultado da análise caso os interferentes não sejam removidos (JARDIM, 2010).

Entre as diversas técnicas disponíveis para a preparação das amostras, a extração em fase sólida (EFS) tem sido amplamente utilizada em pesquisas com fármacos (KIGUCHI et al., 2019; BASHIR *et al.*, 2020). Este método permite que a concentração do analito seja aumentada de 100 a 5000 vezes, tornando viável a sua utilização em amostras em concentrações traço e sendo considerado o mais popular de preparação de amostras atualmente (JARDIM, 2010).

A EFS é capaz de concentrar e purificar os analitos de uma amostra através da sorção em um adsorvente sólido. Basicamente, a técnica consiste em passar a amostra líquida por uma coluna, cartucho, tubo ou disco que contenha um adsorvente capaz de reter os analitos da amostra. Em seguida, os compostos retidos são recuperados por uma eluição em um solvente apropriado (CAMEL, 2003).

Toda a metodologia de extração e concentração dos compostos durante esse trabalho seguiu a validação realizada por Napoleão (2015) para os fármacos diclofenaco, dipirona e paracetamol. Para ibuprofeno, usou-se a metodologia validada por Monteiro (2017). Nesse trabalho, para a extração e concentração dos fármacos, foi utilizada a técnica de EFS utilizando cartuchos SPE-C18 operando em fase reversa (500 mg; 6 mL – Cleanert). Durante o experimento, usou-se uma bomba a vácuo, como demonstra a Figura 21.

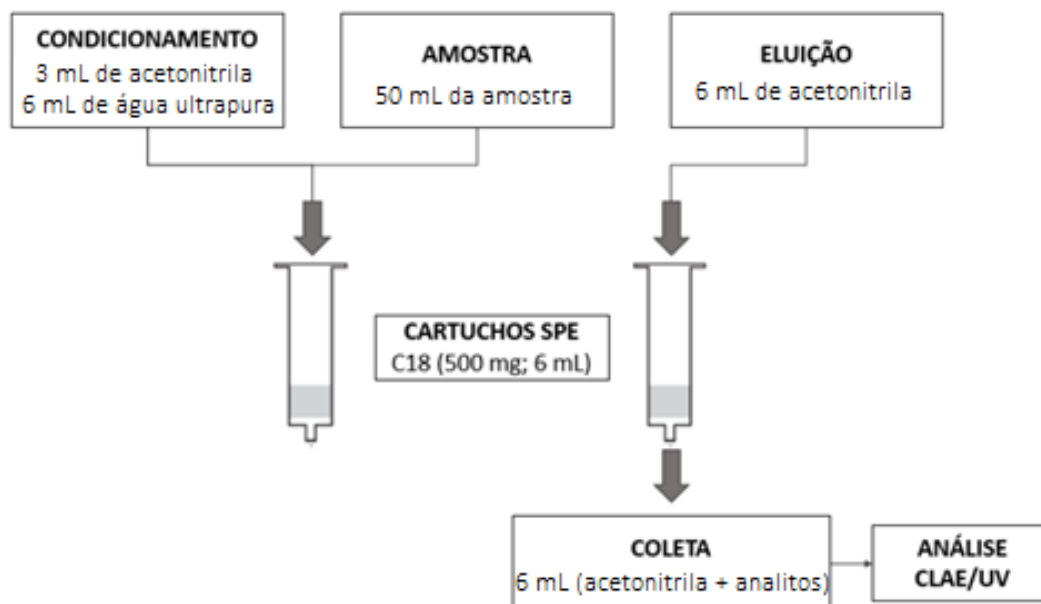
Figura 21 – Equipamentos utilizados na extração dos analitos.



Fonte: Adaptado de Santos (2020).

A fase estacionária foi condicionada com uma alíquota composta por 3 mL de acetonitrila cada uma, e, em seguida, com duas alíquotas de 3 mL de água ultrapura. Uma vez condicionados os cartuchos, foram filtrados 50 mL das amostras em análise. Para finalizar o procedimento, realizou-se a eluição dos analitos com 6 mL do solvente, acondicionando as amostras em vials âmbar para posterior análise cromatográfica. A metodologia empregada está ilustrada na Figura 22.

Figura 22 – Metodologia para extração e concentração dos fármacos.



Fonte: Adaptado de Santos (2020).

5.4.3 Análise por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE)

Para a quantificação e identificação dos compostos em análise, foram utilizados o aparelho de CLAE acoplado à espectrometria de ultravioleta (CLAE/UV), da marca Shimadzu, equipado com a coluna ULTRA C18 de fase reversa (5 μ m; 4,6 x 250mm) e detecção UV (SPD-20A) para comprimentos de onda iguais a 285 nm. A fase móvel empregada foi composta por uma solução de água acidificada com ácido acético a 10% e acetonitrila numa razão volumétrica de 65:35. O forno do equipamento foi mantido a uma temperatura constante de 40 $\pm$ 1 °C, com o fluxo de 0,700 mL·min⁻¹ e pressão de 53 kgf·cm⁻².

Para a detecção dos picos cromatográficos, o comprimento de onda utilizado foi de 254 nm, enquanto foram realizadas detecções dos compostos com base nos tempos de retenção de cada um: 6,5 minutos para o diclofenaco e 4,20 minutos para o paracetamol e a dipirona. Para o ibuprofeno, o comprimento de onda utilizado foi de 223 nm, com tempo de retenção de 5,8 minutos (MONTEIRO, 2017).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados obtidos neste estudo e a discussão sobre eles estão apresentadas nesta seção.

6.1 ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS

Os estudos hidrogeológicos foram importantes para a definição do tipo de solo das regiões de estudo. O tamanho dos grãos do solo e a sua distribuição são aspectos necessários para a análise da permeabilidade do solo e da eficiência da técnica da FM (TEFENKJI, 2002).

De acordo com Hunt, Schubert e Ray (2002), não é adequado implementar poços em áreas com camadas espessas de confinamento com baixa condutividade hidráulica porque a água bombeada seria principalmente subterrânea. A maioria dos poços de FM são localizados em aquíferos aluviais de areia e cascalho com condutividade hidráulica maior que $1 * 10^{-4} m/s$ e espessura variando entre 5 e 60 m (GRISCHEK; SCHOENHEINZ; RAY, 2002).

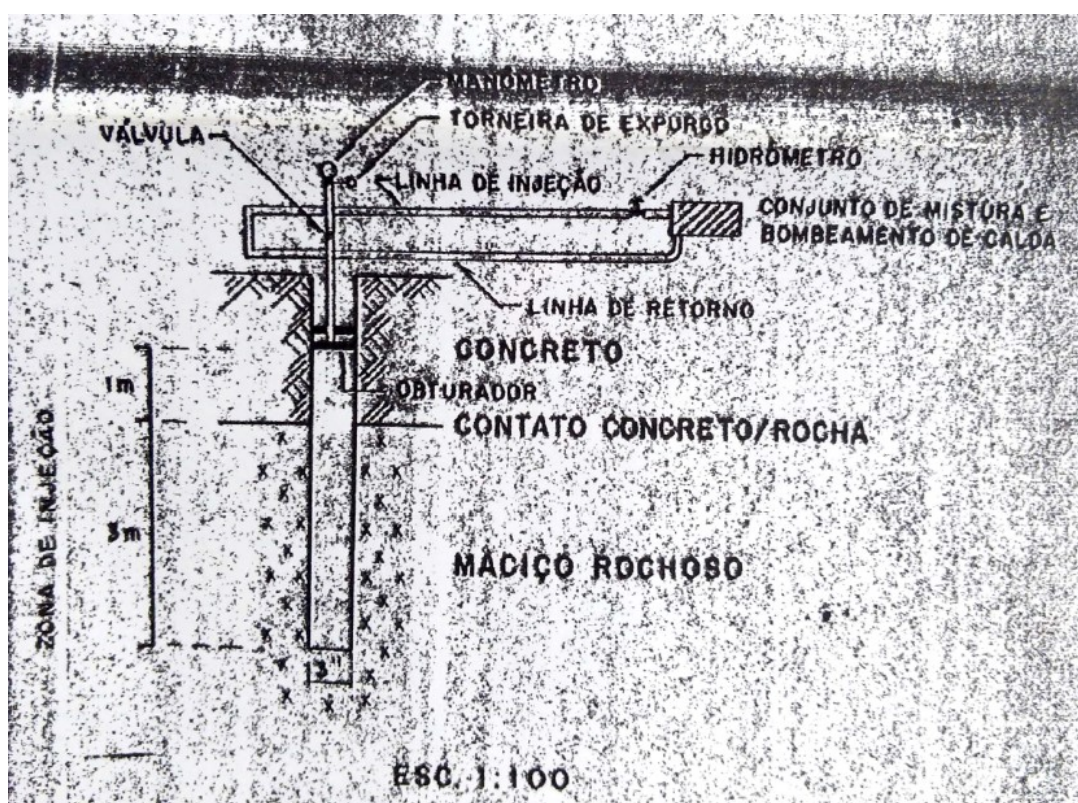
6.1.1 Batateira

Devido ao tempo de construção da barragem e ao fechamento da empresa que executou os furos de sondagem na região do Rio do Prata para a construção do reservatório, não foi possível ter acesso ao Relatório de Geologia e Geotecnia da obra. Mas, entre os documentos fornecidos pela COMPESA, o Memorial Descritivo detalha a rocha de fundação da construção da barragem. De acordo com esse documento, a rocha de fundação seria constituída de granitos alterados a pouco alterados. Assim, foi realizada uma limpeza da fundação a fim de retirar as partes mais alteradas da rocha, ficando, nas partes mais baixas, o contato rocha/concreto no entorno da cota 372,0 m.

Pelos projetos executivos da barragem, é possível observar um detalhamento que demonstra que há contato direto do concreto do barramento com o do maciço rochoso, conforme a Figura 23, o que impediria a passagem da água pelo meio filtrante do solo.

A fim de regularizar a rocha para o assentamento da barragem, uma camada de concreto foi lançada na interface da fundação com o CCR. De acordo com o Projeto de Especificações e Orçamento, o concreto foi espalhado de forma contínua sobre a superfície para cobrir todas as irregularidades da rocha. Além disso, o desenho técnico da seção tipo da barragem demonstra que houve a construção de uma laje de dissipação de CCR à jusante do barramento, que possivelmente dificultaria a passagem da água caso fosse instalado o poço de FM. A Figura 24 confirma a laje de dissipação e o contato do barramento com a rocha na cota de 372,0 m.

Figura 23 – Contato direto do concreto da barragem do Rio da Prata com a rocha.



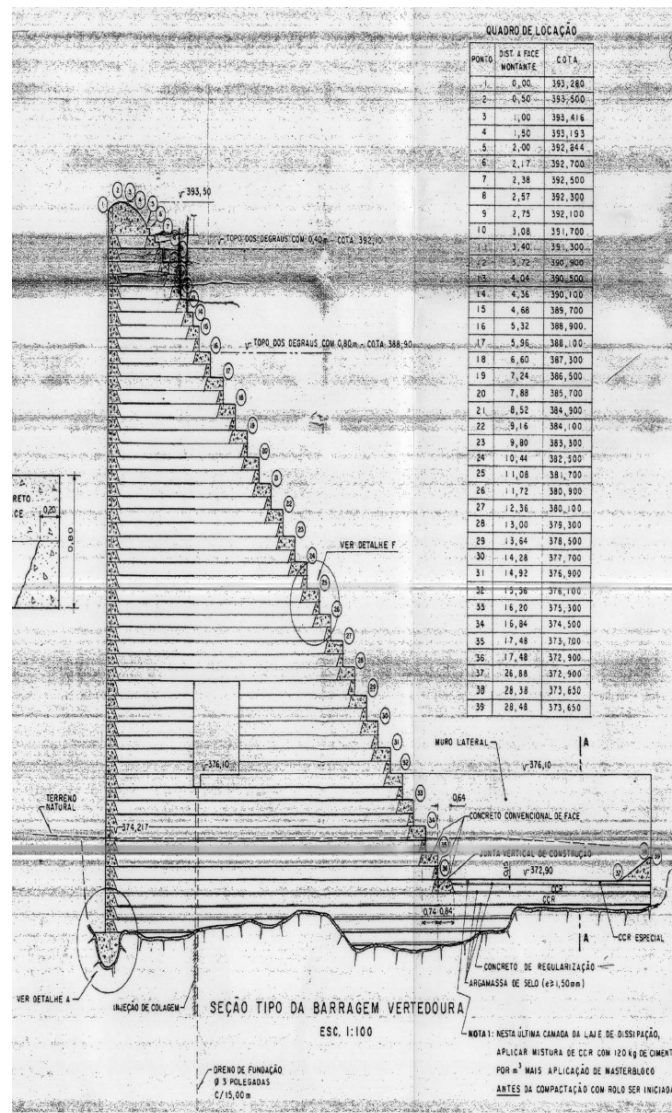
Fonte: COMPESA (1996).

Além dos documentos fornecidos pela COMPESA, foi realizada uma visita técnica ao local da barragem para confirmar o que estava descrito nos projetos. A Figura 25 mostra que, à jusante da barragem, foi detectada rocha na superfície, possivelmente resultante de algum corte realizado durante a construção.

Segundo FUNASA (2018), é importante que, na determinação do local onde será implantada o sistema de FM, escolha-se um lugar em que as margens e o fundo do manancial superficial, e também o do aquífero, sejam formados por aluviões ou por

outra formação geológica não consolidada que permita a interação das águas superficiais e subterrâneas.

Figura 24 – Laje de dissipação de CCR à jusante do barramento.



Fonte: COMPESA (1996).

Santos *et al.* (2014) implantaram um poço de FM às margens da barragem de Mundaú, localizada em Garanhuns, também no semiárido pernambucano. Diferente da barragem do Rio da Prata, aquela era uma barragem de terra. Assim, os autores aproveitaram os fluxos de água no corpo e na base da barragem, e conseguiram obter uma vazão média de $5,7 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de água pelo poço da FM, possibilitando o abastecimento de até 20 famílias utilizando somente a desinfecção da água coletada.

Dessa forma, devido ao material utilizado no corpo da barragem do Rio da Prata (CCR) e do solo rochoso observado na região, foi descartada a possibilidade de implantação da FM a jusante desta barragem. Além disso, a calha do rio a jusante do barramento é muito estreita e com pouca profundidade (cerca de 2,0 metros), sendo inviável a instalação de poços para um sistema de FM que pudesse gerar vazão necessária para o abastecimento de Batateira neste ponto, mas há possibilidade de uma investigação mais profunda às margens laterais da barragem para a avaliação de pontos com litologia favorável para o uso da FM.

Figura 25 – Rocha aflorante à jusante da barragem do Rio da Prata.



Fonte: Autora (2021). Foto registrada em nov/2019.

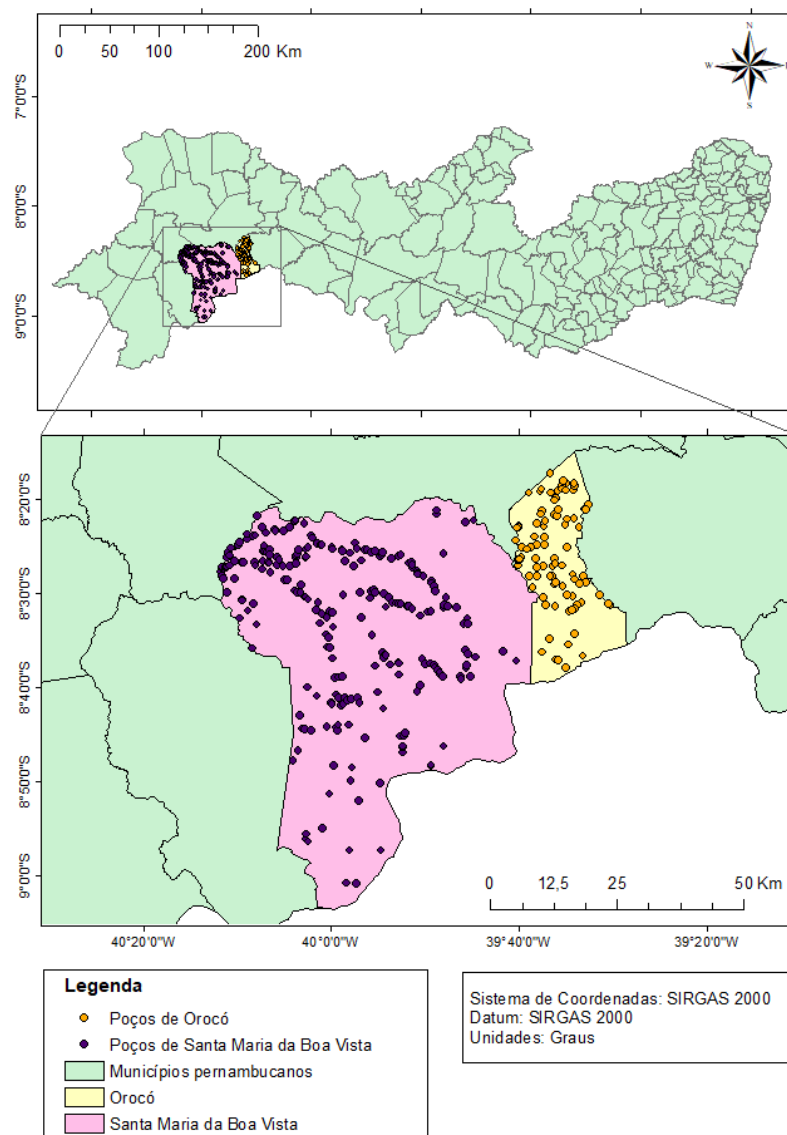
6.1.2 Orocó e Santa Maria da Boa Vista

Os resultados obtidos para as cidades de Orocó e Santa Maria da Boa Vista estão apresentados neste tópico.

6.1.2.1 Dados preliminares

Na Figura 26, visualizam-se os poços cadastrados na plataforma SIAGAS em Orocó e Santa Maria da Boa Vista. No levantamento do perfil de sondagem desses poços, alguns dados foram coletados. Na Tabela 10, observa-se o solo encontrado em alguns poços da região que continham perfil litológico.

Figura 26 – Poços das cidades de Santa Maria da Boa Vista e Orocó.



Fonte: Autora (2021).

Apesar de os dados litológicos apresentarem uma camada de pequena espessura de solo não consolidado, o que inviabilizaria o uso da FM, verificou-se que todos os poços que continham perfis de sondagem estavam a mais de 800m das

margens do Rio São Francisco. Devido ao distanciamento dos poços com o rio, o perfil de sondagem dos poços cadastrados no SIAGAS não foi levado em consideração no estudo porque não estaria demonstrando a camada de aluvião. Diante dessa situação, foi necessária a perfuração de furos de sondagem às margens do Rio São Francisco nas cidades de Orocó e Santa Maria da Boa Vista para investigar a possível camada de aluvião.

Tabela 10 – Perfil litológico das cidades de Orocó e Santa Maria da Boa Vista.

Localização	Poço	Profundidade do solo		Tipo de solo
		De (m)	Até (m)	
Orocó	2600002848	0	2	Solo
		2	39	Rocha cristalina
	2600002849	0	3	Rocha intemperizada e decomposta
		3	50	Rocha cristalina
	2600002850	0	3	Solo arenoso
		3	50	Rocha cristalina
	2600008183	0	50	Rocha cristalina
	2600008184	0	6	Solo arenoso
		6	60	Micaxisto
	2600008185	0	6	Solo argiloso
		6	60	Micaxisto
	2600010426	0	2	Solo
		2	39	Rocha cristalina
	2600010430	0	3	Solo arenoso
		3	6	Rocha intemperizada e decomposta
		6	9	Rocha cristalina
		9	30	Granito
		30	40	Rocha cristalina
Santa Maria da Boa Vista	2600004235	0	3	Solo
	2600004237			
	2600004238			
	2600004242	3	50	Rocha cristalina
	2600010046			
	2600004408	0	3	Solo areno-argiloso
		3	50	Rocha cristalina
	2600008225	0	8	Rocha cristalina
		8	60	Micaxisto
	2600008227	0	4	Rocha cristalina
		4	22	Micaxisto
		22	60	Gnaisses

2600008228	0 6	6 60	Solo argiloso Micaxisto
2600010141	0 6 30	6 30 51	Solo arenoso Granito Rocha cristalina
2600010440	0 3 6	3 6 50	Solo Rochas intemperizadas e decompostas Rocha cristalina
2600010441 2600010444	0 0	50 50	Rocha cristalina
2600010446	0 3 9	3 9 50	Solo arenoso Rochas intemperizadas e decompostas Rocha cristalina

Fonte: Autora (2021). Dados: CPRM (2021).

6.1.2.2 Furos de sondagem

Em Santa Maria da Boa Vista e Orocó, foram realizados 6 furos de sondagem SPT. Os dois primeiros furos (F1 e F2) foram realizados próximos à ETA Redenção, no município de Santa Maria da Boa Vista, a 5 m e 15 m da margem do rio, respectivamente. Na Figura 27, observa-se a realização do ensaio nos dois primeiros pontos.

Figura 27 – Realização dos dois furos de sondagem próximos à ETA Redenção. (a) 5 m do rio; (b) 15 m do rio.



(a)



(b)

Fonte: Autora (2021).

O terceiro e o quarto furos de sondagem (F3 e F4) foram feitos no Centro de Santa Maria da Boa Vista, próximo à orla da cidade, a 5 m e 15 m da margem do rio, respectivamente, conforme observa-se na Figura 28. A localização dos furos de SPT que seriam realizados na cidade de Orocó (F5 e F6) está demonstrada na Figura 29. Como visto na Figura 30, o solo de Orocó é composto por seixos. A equipe que faria a perfuração do solo escavou 30 cm em cada ponto escolhido para o ensaio de SPT e constatou que não seria possível o prosseguimento do trabalho devido às pedras presentes no local.

Figura 28 – Realização dos dois furos de sondagem próximos à orla fluvial de Santa Maria da Boa Vista. (a) 5 m do rio; (b) 15 m do rio.



(a)



(b)

Fonte: Autora (2021).

Figura 29 – Localização de onde seriam realizados os dois furos de sondagem em Orocó. (a) 5 m do rio; (b) 15 m do rio.



(a)



(b)

Fonte: Autora (2021).

Figura 30 – Solo composto por seixos em Orocó.



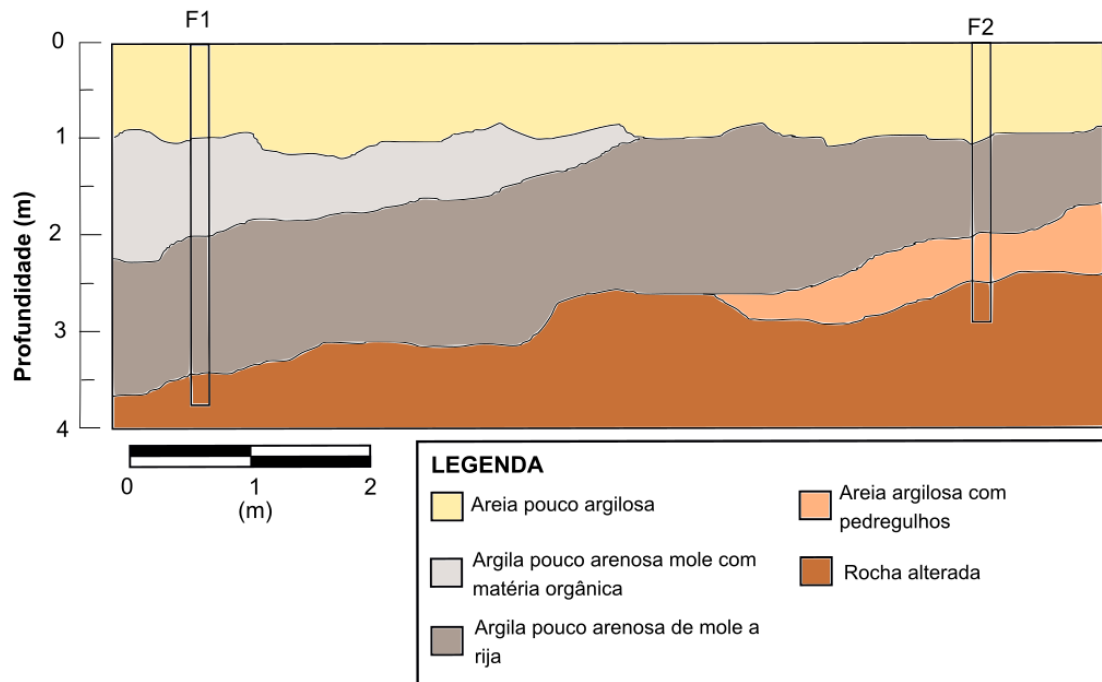
Fonte: Autora (2021).

As Figuras 31 e 32 indicam o perfil litológico às margens do Rio São Francisco próximo à ETA Redenção e à ETA Centro, respectivamente.

Na realização do SPT, não foi detectado o nível da água no solo e verificou-se que a litologia da região é predominantemente argilosa, como demonstra a Figura 33. Assim, o perfil litológico de ambas as regiões confirmou que é inviável a implantação de um sistema de FM nesses dois trechos do Rio São Francisco que passam pela cidade de Santa Maria da Boa Vista.

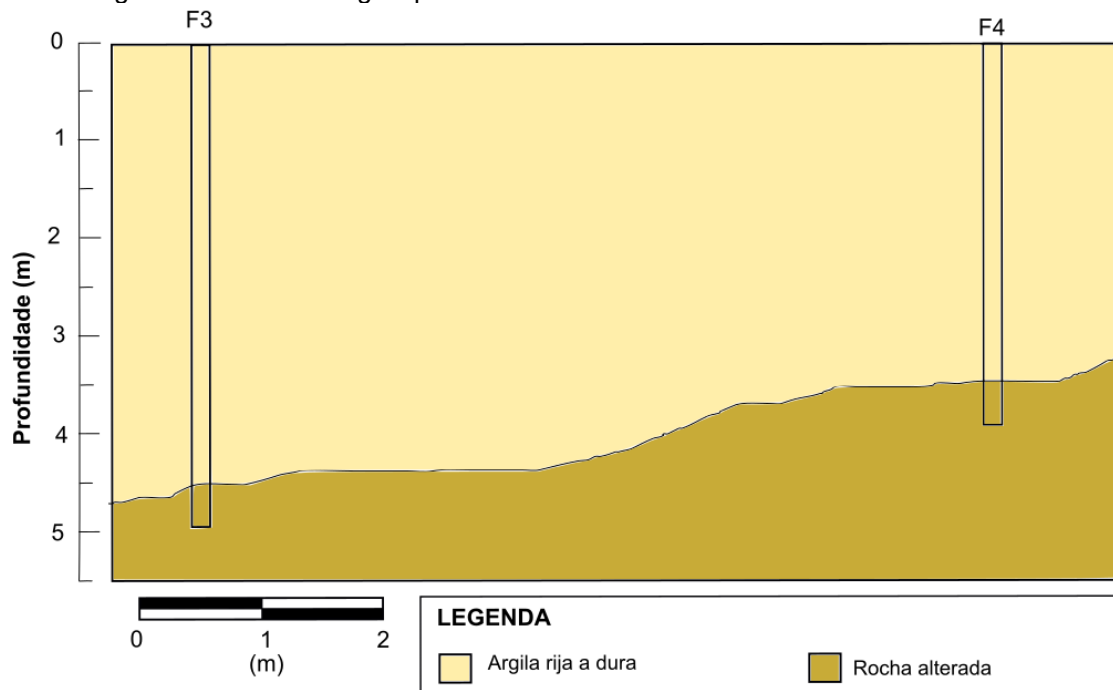
No caso de Orocó, não é possível definir a potencialidade do município no uso da técnica da FM porque, segundo FUNASA (2018), na escolha do local de implantação da técnica, é importante que o rio apresente areia ou seixo rolado no fundo, que foi o solo mais superficial encontrado às margens do Rio São Francisco assim como no leito do rio (Figura 34). Dessa forma, para a definição do potencial desse ponto de estudo, é necessária a perfuração do solo à rotação para identificar o solo e a conexão hidráulica entre o rio e o aquífero.

Figura 31 – Perfil litológico próximo à ETA Redenção em Santa Maria da Boa Vista.



Fonte: Autora (2021).

Figura 32 – Perfil litológico próximo à ETA Centro em Santa Maria da Boa Vista.



Fonte: Autora (2021).

Figura 33 – Material coletado nas sondagens realizadas em Santa Maria da Boa Vista. (a) F2; (b) F2; (c) F3; (d) F3.



(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Autora (2021).

Figura 34 – Solo arenoso com seixos no leito do Rio São Francisco, em Orocó.

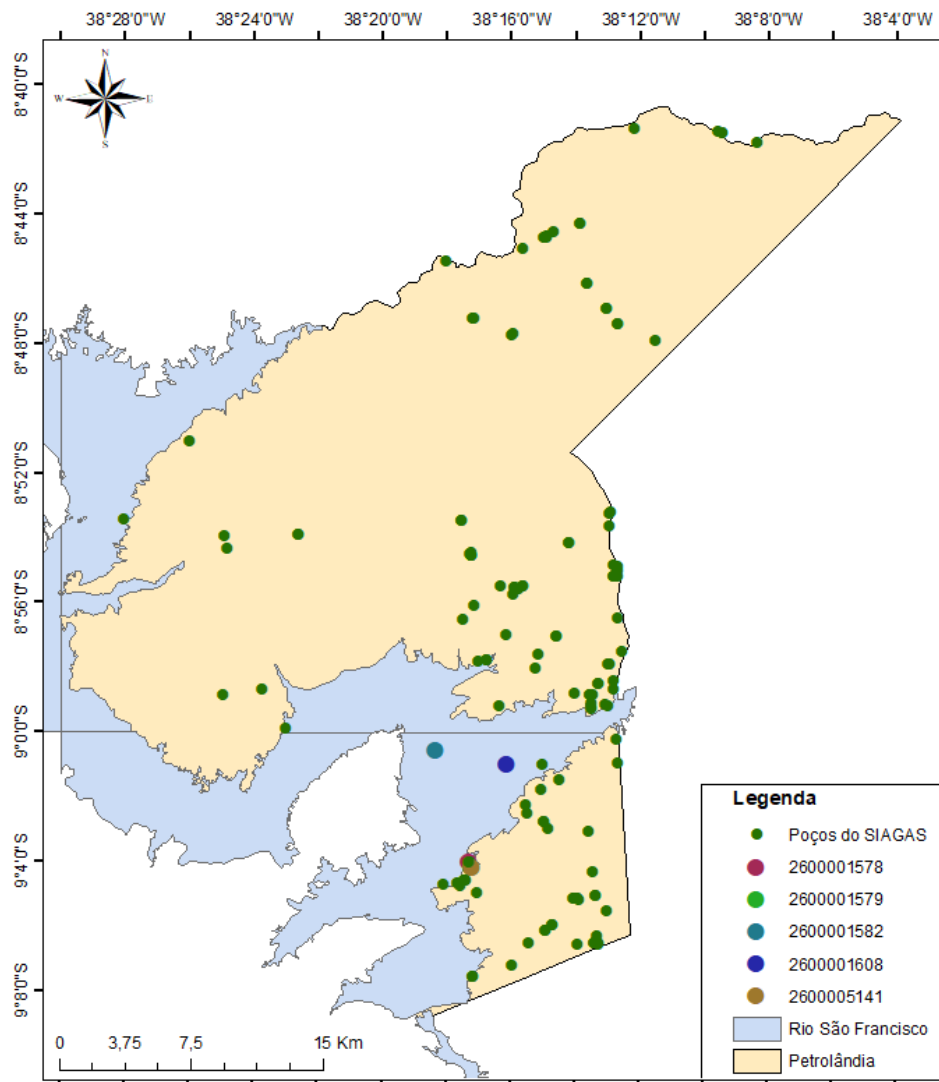


Fonte: Autora (2021).

6.1.3 Petrolândia

Para a cidade de Petrolândia, também foi feito o levantamento dos poços cadastrados no SIAGAS. Como demonstrado na Figura 35, alguns desses poços estão dentro do Rio São Francisco. Na década de 1980, a barragem de Itaparica foi construída e inundou a cidade de Petrolândia, devido a isso, poços cadastrados no sistema antes dessa década ficaram submersos pela barragem. Embora estejam inundados, o perfil litológico desses poços fornece uma visão sobre o solo na cidade de Petrolândia. A Figura 35 mostra os poços do SIAGAS que foram analisados neste estudo. A Tabela 11 determina o perfil litológico em cada um desses poços.

Figura 35 – Poços cadastrados no SIAGAS na cidade de Petrolândia.



Fonte: Autora (2021).

Segundo Ahmed e Marhaba (2016), o tipo de solo influencia na remoção bacteriana na FM, sendo notáveis as taxas de eficiência encontradas para solos vulcânicos, de areia fina, pedra-pompe e rochas altamente intemperizadas.

Murshed *et al.* (2020) verificaram a influência do tamanho dos grãos na eficiência da FM na remoção da cor, turbidez e sólidos suspensos. O estudo foi realizado em escala laboratorial em três tipos de colunas de solos: areia, cascalho e areia com cascalhos. Os autores concluíram que o tipo de solo influencia a técnica na remoção dos contaminantes e que as colunas de solo de areia e areia e cascalho se sobressaíram em relação ao meio filtrante preenchido por cascalho.

Tabela 11 – Perfil litológico do solo às margens do Rio São Francisco em Petrolândia.

Poço	Distância até a margem (m)	Profundidade		Tipo de solo
		De (m)	Até (m)	
2600001578	115	0	1	Areia média
		1	29	Arenito médio
2600001579	85	0	2	Areia média
		2	23	Arenito médio
2600001582	2169	0	1	Areia média
		1	106	Arenito médio
2600001608	1540	0	98	Arenito médio
		98	128	Argilito
		128	200	Arenito médio
2600005141	45	0	24	Arenito médio

Fonte: Autora (2021). Dados: CPRM (2021).

Adlan *et al.* (2016) também descreveram as características do solo aluvial (classificação do solo, distribuição de tamanho de partícula e valores de condutividade hidráulica) de um local na Malásia visando avaliar a adequação do local para a implantação de um sistema de FM. Os solos de estudo consistiam em areia média, areia fina, areia grossa e cascalho, mas a areia média era predominante em porcentagem sobre os outros tipos de solo, sendo considerado um local adequado para a FM.

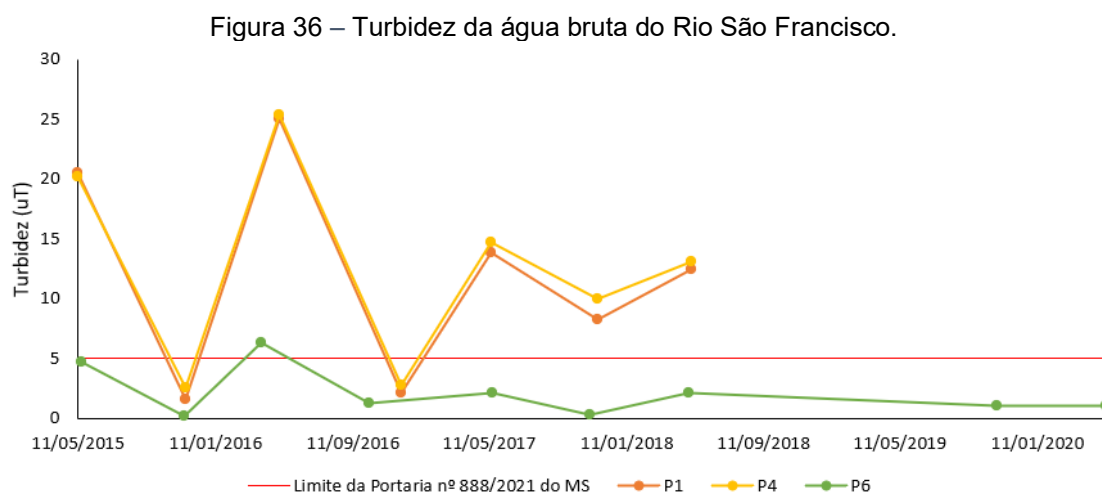
Dessa forma, pelos dados preliminares, a cidade de Petrolândia é um potencial local para a implantação da FM às margens do Rio São Francisco porque pode apresentar uma camada espessa de solo formada por areia e arenito de tamanho médio.

6.2 QUALIDADE DA ÁGUA

Os resultados da análise de qualidade da água para os três municípios avaliados estão apresentados nesta seção.

6.2.1 Cor e turbidez

Os índices de turbidez encontrados na água bruta do Rio São Francisco nas cidades de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia podem ser vistos na Figura 36. Segundo a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde (MS), a água deve ter níveis menores que 5 uT de turbidez para ser considerada potável. Como pode-se perceber pela Figura 36, com exceção de duas análises, a maioria das coletas realizadas em Santa Maria da Boa Vista e Orocó (P1 e P4) demonstrou turbidez maior que o limite indicado pela Portaria nº 888/2021 do MS, enquanto praticamente todas de Petrolândia estiveram abaixo do limite.



Fonte: Autora (2021).

Segundo Gutiérrez, Halem e Rietveld (2017), quanto maior a concentração de sólidos suspensos na água superficial, maior a capacidade da FM em remover os sólidos. Porém, diversos trabalhos já comprovaram a eficiência da FM na remoção do parâmetro mesmo nas margens de rios que apresentem turbidez relativamente baixa.

Freitas *et al.* (2017) analisaram a remoção de turbidez em dois poços de FM localizados nas margens do Rio Beberibe em Recife – PE. No rio, a turbidez variou entre 16,3 e 158,0 uT, enquanto as águas coletadas nos dois poços tiveram variação de turbidez entre 0,05 e 0,3 uT.

Wahaab, Salah e Grischek (2019) também avaliaram a remoção da turbidez em 3 poços de FM ao longo do Rio Nilo, no Egito. Apesar de a turbidez do rio ser relativamente baixa (variando entre 0,3 e 8,5 uT), notou-se que houve grande remoção

dos sólidos durante a FM, apresentando médias de turbidez de 0,24; 0,38 e 0,36 uT nos três poços.

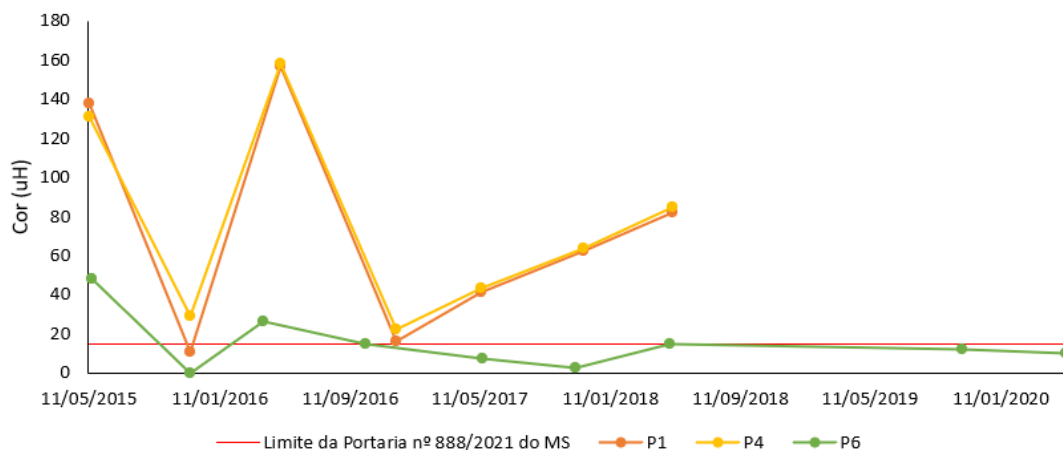
No trabalho realizado por Nagy-Kovács *et al.* (2019) no Rio Danúbio, na Hungria, houve remoção de mais de 99% da turbidez da água do poço da FM com relação à água do rio. A turbidez do rio apresentou, em média, 12,5 uT, enquanto a turbidez da água filtrada variou entre 0,05 e 0,07 uT.

Diante dos trabalhos apresentados, pode-se concluir que, mesmo a turbidez do rio sendo baixa, a FM é eficiente na remoção desse parâmetro. Além da qualidade da água do manancial superficial, existem outros fatores que interferem na eficiência da remoção de turbidez na FM. Segundo Dash *et al.* (2010), o tempo de viagem entre o poço e o reservatório é uma característica relevante para a remoção de turbidez. Dessa forma, embora a turbidez do Rio São Francisco seja consideravelmente baixa, esse fator não é limitante para a implantação da técnica na região, e pode ser uma alternativa eficiente para o enquadramento da água do rio no padrão de potabilidade de turbidez exigido pela Portaria nº 888/2021 do MS.

A cor determinada na água bruta do Rio São Francisco nas cidades de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1, P4 e P6) pode ser vista na Figura 37. O limite de cor indicado pela Portaria nº 888/2021 do MS na água potável é de 15 uH. Em Santa Maria da Boa Vista e Orocó, como era de se esperar, nas duas coletas em que os níveis de turbidez ficaram dentro do limite estabelecido para a potabilidade (Figura 36), a cor também apresentou índices menores, porém, em geral, não chegou a atingir os 15 uH (Figura 37). Em Petrolândia, a cor da água esteve dentro do padrão de potabilidade na maioria das análises.

Guedes *et al.* (2017) verificaram a eficiência na remoção da cor em um sistema de FM às margens do Rio Belo, no município de Orleans – SC. Durante o estudo, o rio apresentou cor média de 146,1 uH, enquanto a água tratada teve uma cor média de 0,8 uH. Freitas *et al.* (2017) também analisaram a remoção de cor em dois poços de FM localizados nas margens do Rio Beberibe em Recife – PE, e verificaram que a cor da água dos poços apresentou reduções satisfatórias com relação à água do rio. Além de Dragon *et al.* (2018) que determinaram uma redução de 42-47% na cor da água do poço com relação à água do rio em um sistema de FM na Polônia devido à remoção da matéria orgânica presente na água superficial.

Figura 37 – Cor da água bruta do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Da mesma forma que a turbidez, a cor também pode ser um parâmetro eficientemente removido pela FM, e apresentar níveis dentro do limite estabelecido pelas normas brasileiras, sem que necessite de um pós-tratamento.

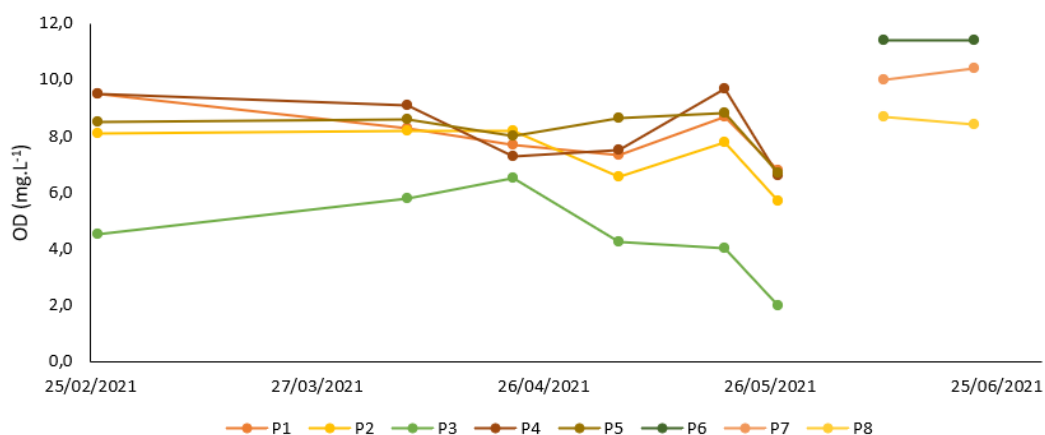
6.2.2 Oxigênio dissolvido

Embora o oxigênio dissolvido (OD) não seja limitado pela Portaria nº 888/2021 do MS, esse parâmetro é extremamente importante para o funcionamento da FM. Na Figura 38, visualiza-se o OD nas três cidades avaliadas no semiárido pernambucano. Com exceção do ponto de coleta P3 (próximo à ETA Redenção, em Santa Maria da Boa Vista), todos os demais tiveram a concentração de OD acima de $5,7 \text{ mg.L}^{-1}$. P3 é um trecho do Rio São Francisco que sofre de eutrofização, e chegou a atingir OD igual a 2 mg.L^{-1} durante as coletas, quando estava totalmente preenchido por macrófitas.

Segundo Ray (2002), pode ocorrer o desenvolvimento de zonas redox entre o rio e os poços de bombeamento na FM a depender da distância entre o poço e as margens do rio, da quantidade de carbono orgânico presente nas águas superficiais e subterrânea e do conteúdo de oxigênio da água do rio. Esse fenômeno ocorre devido à matéria orgânica presente nas águas de origem que é consumida pelas bactérias presentes na subsuperfície, causando redução nos níveis de oxigênio dissolvido (OD), e, conseqüentemente, aumento das concentrações de nitrito e dissolução do ferro e do manganês (RAY, 2002). Assim, a eficiência da FM na remoção de determinados parâmetros depende diretamente do OD nas águas. Como os níveis de OD no Rio

Francisco são altos, esse é um ponto favorável para o uso da técnica da FM às suas margens.

Figura 38 – Oxigênio dissolvido dos pontos de coleta do Rio São Francisco.

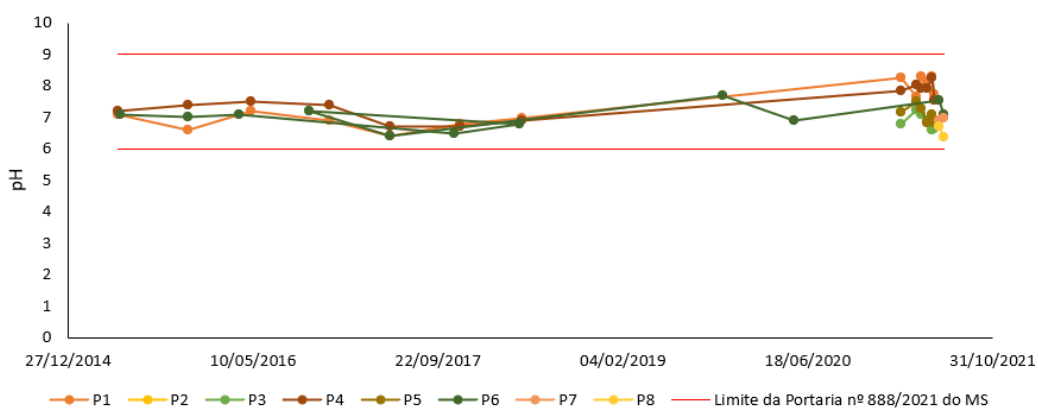


Fonte: Autora (2021).

6.2.3 pH

Na Figura 39, apresenta-se o pH do Rio São Francisco em pontos de coleta nas cidades de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8). A Portaria nº 888/2021 do MS estabelece que a água potável deve ter pH entre 6 e 9, então, nota-se que a água do Rio São Francisco nos pontos estudados apresenta pH variando dentro da faixa estabelecida pela norma.

Figura 39 – pH dos pontos de coleta do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Segundo Shamsuddin *et al.* (2014), durante a passagem da água pelo solo, ocorre a degradação da matéria orgânica, o que causa redução no pH devido à reação da água com o gás carbônico que forma ácido hidrogenocarbonato. Diversos estudos encontraram redução de pH da água do poço com relação à água do rio (DASH *et al.*, 2010; GUEDES *et al.*, 2017; D'ALESSIO; DVORAK; RAY, 2018; NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019).

Nas três cidades analisada, o pH da água do rio variou entre 6,3 e 7,7. Esses valores são próximos aos encontrados por Guedes *et al.* (2017) no Rio Belo, em Orleans – SC. No estudo, foi encontrado um intervalo de pH de 5,3 – 6,9 para o rio e de 4,9 – 5,5 para o poço da FM.

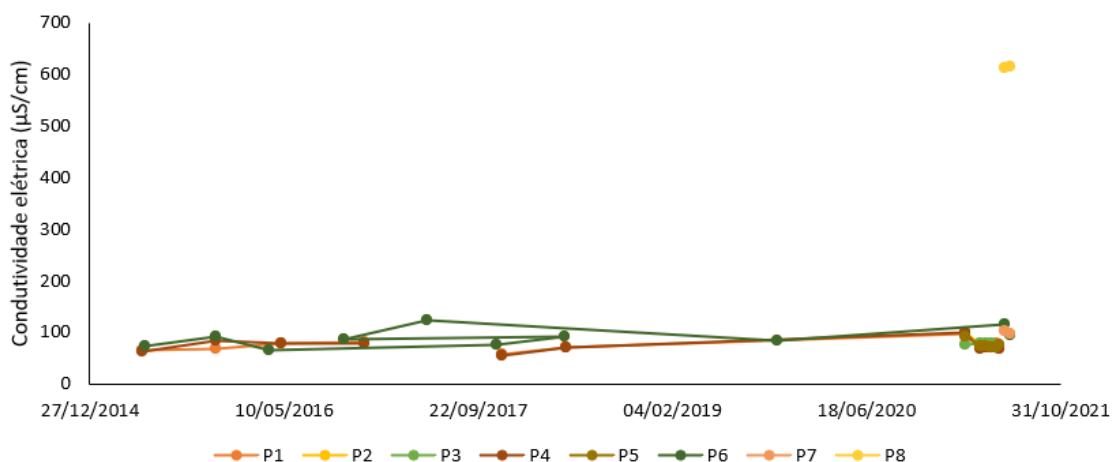
Ronghang *et al.* (2018) avaliaram 4 poços de FM na Índia nas cidades de Satpuli, Srinagar, Agastyamuni e Kaleshwar. Em Satpuli, o pH variou de 8,4 no rio East Nayar para 7,9 no poço; em Srinagar, o pH reduziu de 8,2 para 7,2; em Agastyamuni, o parâmetro caiu de 8,1 para 6,8 com relação à água do rio; e em Kaleshwar, passou de 8,3 para 7,8. Nota-se que, nos 4 sistemas, a água filtrada apresentou pH inferior ao valor encontrado no rio.

É possível, portanto, que em um sistema de FM implementado às margens do Rio São Francisco, o pH apresente valores inferiores ao estabelecido pelas normas brasileiras. Caso esse problema venha a ocorrer, é possível fazer o ajuste do parâmetro pela adição de produtos alcalinizantes antes da distribuição da água para a população.

6.2.4 Condutividade elétrica e temperatura

A condutividade elétrica da água do Rio São Francisco nas três cidades estudadas (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8) está demonstrada na Figura 40. Embora não apresente limites estabelecidos por normas brasileiras para a água potável, a condutividade elétrica é um importante parâmetro a ser medido em regiões semiáridas porque, devido às altas temperaturas, a água tende a evaporar e as concentrações dos sais na água aumentarem. A Figura 41 apresenta a temperatura da água dos pontos de coleta (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8). Como é típico de uma região semiárida, a temperatura da água não apresentou grandes variações, estando, em todas as coletas, entre 25 e 34°C.

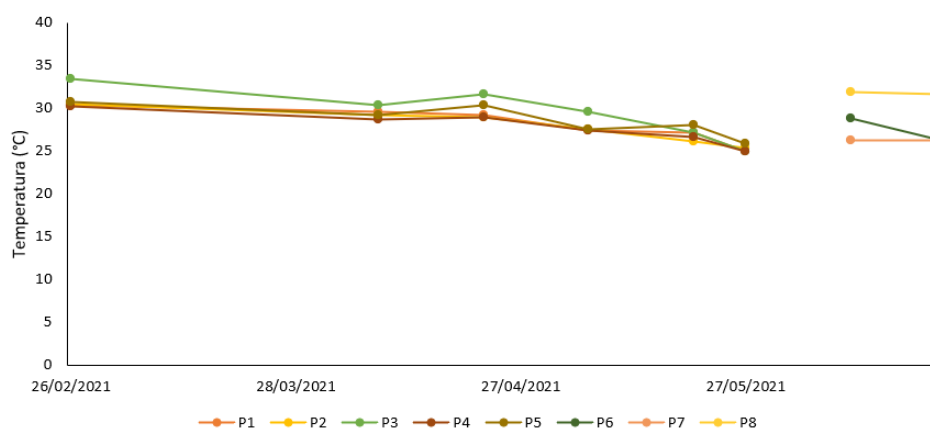
Figura 40 – Condutividade elétrica dos pontos de coleta do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Segundo Shamsuddin *et al.* (2014), a condutividade elétrica depende da temperatura, da concentração iônica e dos tipos de íons presentes na água. Alguns trabalhos demonstram que a condutividade elétrica deve aumentar da água do rio para o poço de produção da FM (PAIVA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2011; FREITAS *et al.*, 2012; THAKUR; SINGH; OJHA, 2012; SAHU *et al.*, 2019). Ao passar pelo solo, a água absorve alguns solutos que causam o aumento da condutividade elétrica e da alcalinidade durante a FM (THAKUR; SINGH; OJHA, 2012).

Figura 41 – Temperatura das amostras de água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Além dos processos que ocorrem na passagem da água pelo solo, em seu estudo, Sahu *et al.* (2019) determinaram que a condutividade elétrica na FM deve aumentar com o aumento do tempo de detenção e operação, aumento da

porcentagem de partículas finas no solo, aumento da profundidade do leito do solo e diminuição do gradiente hidráulico.

Porém, devido à localização da fonte do Rio São Francisco (Minas Gerais), a água já apresenta uma condutividade baixa quando comparada a outros rios de regiões semiáridas. Abbasi-Moghadam *et al.* (2021) avaliaram a condutividade elétrica da água do Rio Gorganroud, no Irã, uma região também semiárida, e encontrou uma condutividade média de 860 $\mu\text{mho/cm}$. Wahaab, Salah e Grischek (2019) verificaram a condutividade elétrica do Rio Nilo, no Egito, que também tem clima semiárido. A água apresentou condutividade entre 273 e 461 $\mu\text{mho/cm}$, com média de 322 $\mu\text{mho/cm}$. Nas amostras coletadas do Rio São Francisco, todas estiveram abaixo de 125 $\mu\text{mho/cm}$.

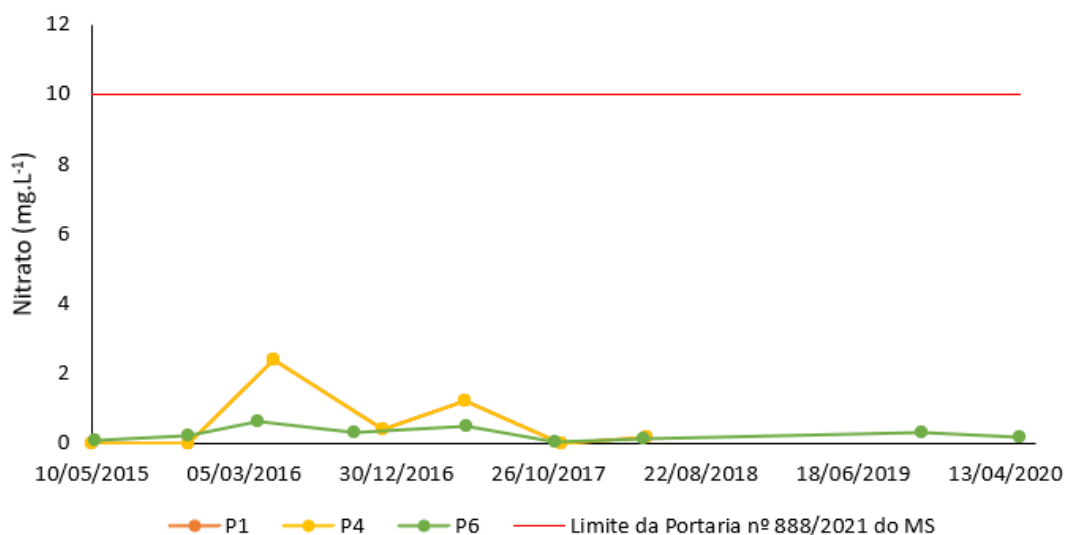
Por outro lado, a condutividade do poço às margens do Rio São Francisco na cidade de Petrolândia apresentou níveis elevados ($>600 \mu\text{mho/cm}$), que pode estar relacionado ao tipo de solo da região associado à alta taxa de evaporação típica desse tipo de clima. Dessa forma, a mistura entre a água subterrânea e superficial durante a técnica de FM pode resultar em um aumento da condutividade da água filtrada. Como não se têm informações precisas acerca da profundidade desse poço nem do seu perfil litológico, é necessário analisar mais profundamente o solo e a água subterrânea da cidade de Petrolândia antes da instalação de um poço de FM nessa cidade.

6.2.5 Nitrato

As concentrações de nitrato na água bruta do Rio São Francisco nas cidades de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1, P4 e P6) estão demonstradas na Figura 42.

De acordo com Gupta *et al.* (2015), existem duas origens principais que podem causar grandes concentrações de nitrato na água: antropogênica (agricultura intensa com uso típico de fertilizantes minerais ou dejetos animais, infiltração de esgoto, lixiviado de fazendas e indústrias químicas) e natural (escoamento superficial de florestas/pastagens e depósitos geológicos de sais de nitrato).

Figura 42 – Concentração de nitrato na água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Observando a Figura 42, nota-se que a concentração de nitrato na água esteve, durante todo o período de estudo, abaixo do limite de potabilidade estabelecido pela Portaria 888/2021 do MS. Pode-se concluir, então, que a ação antropogênica não é responsável por altos níveis de nitrato na água superficial, mas, possivelmente, ações naturais podem causar aumento nas concentrações do nitrato na água filtrada da FM com relação à água do rio.

Gupta *et al.* (2015) analisaram a água de um poço de FM às margens do Rio Alaknanda em Srinagar, na Índia. A água filtrada obteve concentrações de nitrato variando entre 53 e 138 mg.L⁻¹, enquanto a água do rio teve concentrações entre 0,3 e 4,2 mg.L⁻¹. Esse aumento de nitrato na água do poço com relação à água do rio deveu-se à geologia da região composta por rochas expostas que lixiviavam facilmente o nitrato para a água subterrânea e, consequentemente, para a água do poço.

Além da geologia, segundo Gutiérrez, Halem e Rietveld (2017), é comum condições redutoras na FM devido aos longos caminhos e grandes tempos de residências durante a passagem da água do manancial superficial ao poço. Em virtude dessas condições, em geral, a concentração de amônia do poço da FM tende a diminuir com relação ao reservatório superficial, enquanto as concentrações do nitrato e do nitrito tendem a aumentar.

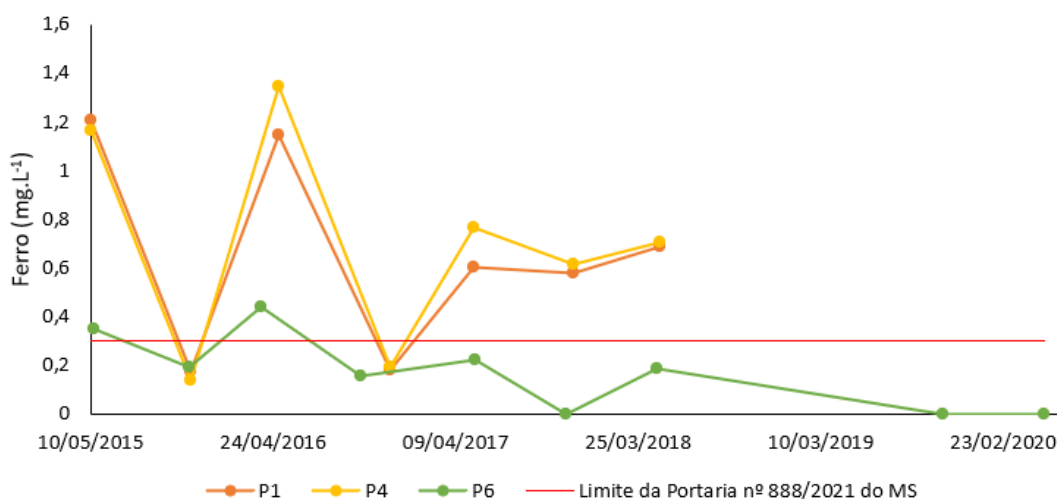
Nagy-Kovács *et al.* (2019) avaliaram a concentração de nitrato na água do rio e no poço de FM às margens do Rio Danúbio, na Hungria, em diferentes tempos de viagem. Para tempos de retenção de até 25 dias, não foi verificado efeito com relação à concentração do parâmetro entre a água do rio e do poço, mas, com tempos de viagem maiores que 50 dias, notou-se um aumento relevante na concentração do nitrato na água filtrada.

Portanto, embora apresente níveis baixos de nitrito na água superficial, o que é favorável ao uso da FM, é importante o estudo das características hidrogeológicas e de qualidade da água subterrânea da região antes da implantação do projeto de FM nas margens do Rio São Francisco para que essas condições não aumentem a concentração do nitrato na água filtrada e o padrão de potabilidade seja ultrapassado.

6.2.6 Ferro e manganês

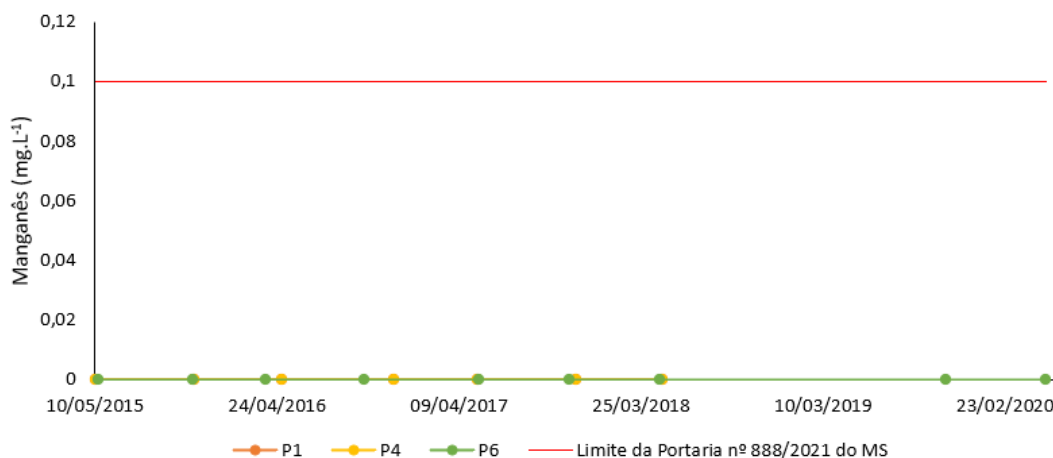
Nas Figuras 43 e 44 observa-se, respectivamente, a concentração de ferro e manganês na água bruta do Rio São Francisco na entrada da ETA dos municípios de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1, P4 e P6).

Figura 43 – Concentração de ferro na água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Figura 44 – Concentração de manganês na água dos pontos de coleta do Rio São Francisco.



Fonte: Autora (2021).

Segundo a Portaria nº 888/2021 do MS, níveis acima de 0,3 mg.L⁻¹ e 0,1 mg.L⁻¹, respectivamente, para o ferro e o manganês, causam efeitos adversos no gosto e aparência da água. Nota-se que a concentração de ferro, em algumas análises, ultrapassou o limite estabelecido pela portaria, sobretudo nas cidades de Orocó e Santa Maria da Boa Vista, enquanto o manganês sempre esteve abaixo do permitido nas três cidades.

Além de já apresentar altos índices de ferro na água superficial, caso o rio também tenha baixos índices de OD, a tendência é que a água da FM apresente concentrações ainda maiores de ferro e manganês devido à solubilização dos metais causados em uma condição anaeróbica na passagem da água pelo solo (LORENZEN *et al.*, 2010; BOVING *et al.*, 2014; ROMERO-ESQUIVEL *et al.*, 2017; MAENG; LEE, 2019; ABDELRAKY *et al.*, 2020).

Guedes *et al.* (2018) avaliaram as concentrações de ferro na água superficial e tratada pelo processo da FM em dois pontos distintos: Garanhuns – PE e Ituporanga – SC. Embora o solo de Ituporanga apresente concentrações de ferro mais elevadas que o solo de Garanhuns, os autores obtiveram níveis maiores do metal na água potável de Garanhuns devido às condições redutoras mais intensas que ocorrem durante a passagem da água pelos sedimentos do solo.

Conforme demonstra a Figura 38, a concentração de oxigênio na água do Rio São Francisco é alta, com exceção do trecho próximo à ETA Redenção. Dessa forma, possivelmente, a instalação de um sistema de FM às margens do Rio São Francisco

não apresentará problema com relação a estes metais, sobretudo na cidade de Petrolândia, onde o rio já apresenta baixos níveis de ambos os metais.

6.3 MONITORAMENTO DA PRESENÇA DE FÁRMACOS NA ÁGUA

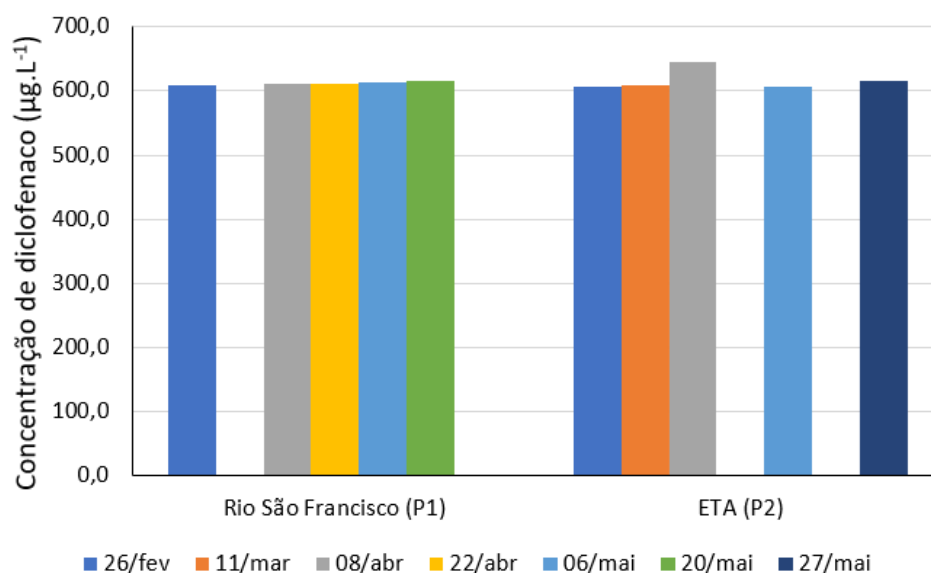
Os resultados da análise de concentração de fármacos na água dos três municípios avaliados estão apresentados nesta seção.

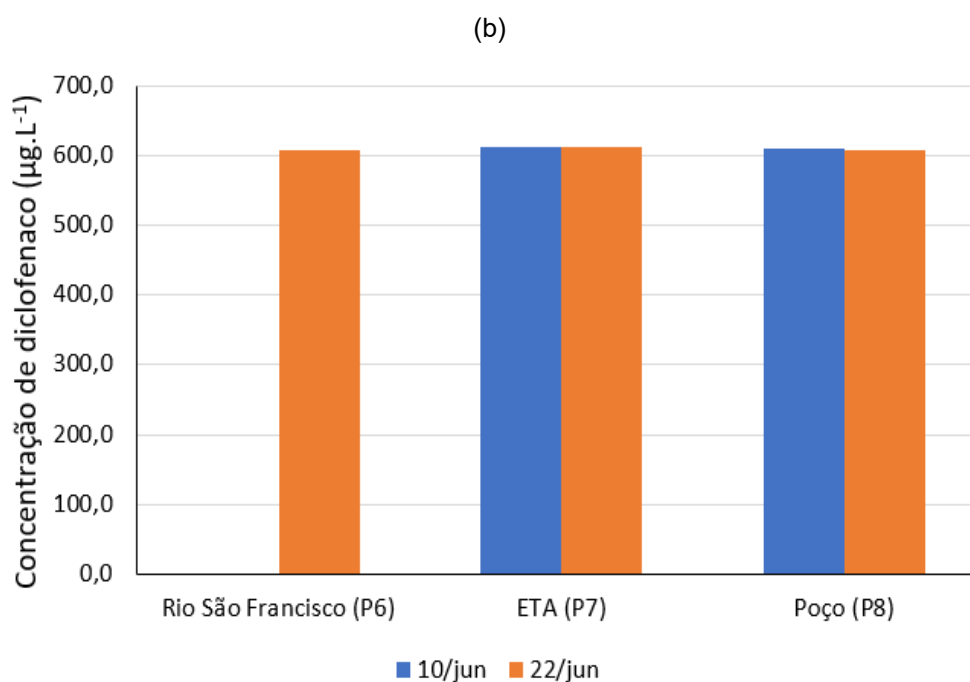
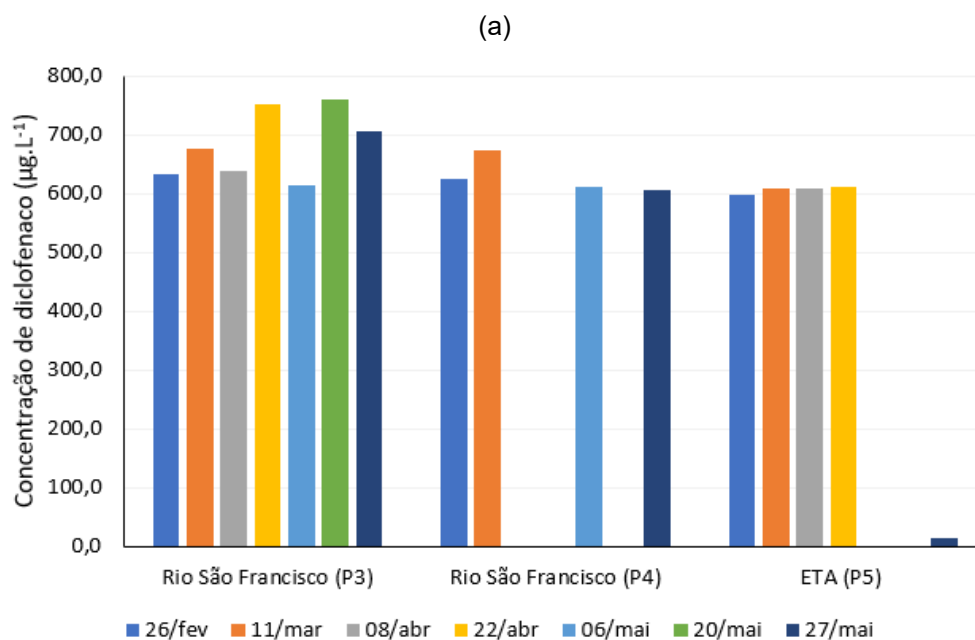
6.3.1 Diclofenaco

Na Figura 45, observam-se as concentrações de diclofenaco encontradas nos pontos de coleta de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1 a P8). Na Tabela 12, são apresentadas as concentrações mínima e máxima em cada ponto estudado.

Nas três cidades avaliadas, o diclofenaco foi detectado em cerca de 76% das amostras analisadas. No trecho do Rio São Francisco próximo à ETA Redenção (P3), na água tratada de Petrolândia (P7) e na água subterrânea (P8), o diclofenaco foi detectado em 100% das amostras. No ponto P3, a concentração média do composto foi de $682,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo a maior concentração determinada entre os pontos de coleta avaliados.

Figura 45 – Concentração de diclofenaco na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.





(c)

Fonte: Autora (2021).

O mesmo resultado foi observado para os demais fármacos. Esse fenômeno era esperado, visto que o ponto de coleta P3 apresenta qualidade de água mais deteriorada com relação ao oxigênio dissolvido e demonstra ser um trecho eutrofizado, com macrófitas na superfície. Assim, possivelmente, esse trecho do rio recebe efluentes domésticos e/ou industriais, o que é atribuído como a maior causa para a concentração do fármaco nas águas superficiais (AMÉRICO-PINHEIRO *et al.*, 2017).

Tabela 12 – Concentrações mínima e máxima do diclofenaco na água.

Município	Tipo de água	Ponto	Conc. Mínima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Conc. Máxima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Deteccção em amostras
Orocó	Superficial	P1	ND	616,260	71%
	Tratada	P2	ND	645,660	71%
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P3	614,100	759,060	100%
		P4	ND	673,500	57%
	Tratada	P5	ND	597,900	71%
	Superficial	P6	ND	607,260	50%
Petrolândia	Tratada	P7	612,600	612,840	100%
	Subterrânea	P8	607,920	609,120	100%

Fonte: Autora (2021).

As concentrações de diclofenaco encontradas no Rio São Francisco estão acima das determinadas na literatura mundial (MARTINEZ-SENA *et al.*, 2016; SCHMIDT *et al.*, 2018; SOUSA *et al.*, 2018; SIBEKO *et al.*, 2019;), mas, se assemelham aos valores determinados por Carvalho Filho (2019) e Santos (2020), que avaliaram o Rio Ipojuca e Capibaribe, que também fazem parte da região semiárida pernambucana. Segundo Sathishkumar *et al.* (2020), os rios que passam por áreas urbanas tendem a ter concentrações maiores de compostos farmacêuticos.

De acordo com Pemberthy *et al.* (2020), a concentração de produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais na água tem variação sazonal. Em seus estudos, os autores demonstraram que entre os três fármacos analisados (triclosan, diclofenaco e ibuprofeno) nas águas do golfo do Urabá, Colômbia, o diclofenaco dobrou em épocas chuvosas, o que pode ser explicado pela redução da taxa de degradação dos fármacos devido à diminuição da incidência solar nessas épocas.

Como o projeto foi realizado no período chuvoso, os altos índices de diclofenaco na água podem estar relacionados com a estação chuvosa e, consequentemente, a redução da taxa de degradação do fármaco.

Na Tabela 13, apresenta-se a remoção média do diclofenaco nas três ETAs avaliadas. Com exceção da ETA da cidade de Santa Maria da Boa Vista, que apresentou remoção média de 22,42% do fármaco pelo tratamento convencional da água, as demais apresentaram um pequeno aumento de concentração. Baixos níveis de remoção do diclofenaco durante o tratamento de água também foi reportado por Rigobello *et al.* (2013) e Tröger *et al.* (2018).

Segundo Lima *et al.* (2017) o tratamento convencional da água remove, em média, menos que 50% dos microcontaminantes presentes na água superficial. Como essa tecnologia não foi planejada para a atenuação dos micropoluentes, esse resultado já era esperado, o que reforça a ideia de que são necessários estudos de técnicas de tratamento de água que removam eficientemente esses compostos.

Em um estudo realizado no Rio Beberibe, em Pernambuco, Veras *et al.* (2017) avaliaram a eficiência da FM na remoção do diclofenaco. No rio, o fármaco variou entre 0,029 e 0,055 mg.L⁻¹, enquanto nos poços da FM, a concentração do medicamento variou entre 0,000 e 0,009 mg.L⁻¹, demonstrando que a FM é uma técnica que pode ser usada na atenuação do diclofenaco.

Tabela 13 – Remoção média de diclofenaco pelo método convencional de tratamento de água.

Município	Tipo da água	Ponto	Concentração média ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Remoção média
Orocó	Superficial	P1	611,892	+0,77%
	Tratada	P2	616,620	
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P4	629,280	-22,42%
	Tratada	P5	488,184	
Petrolândia	Superficial	P6	607,260	+0,90%
	Tratada	P7	612,720	

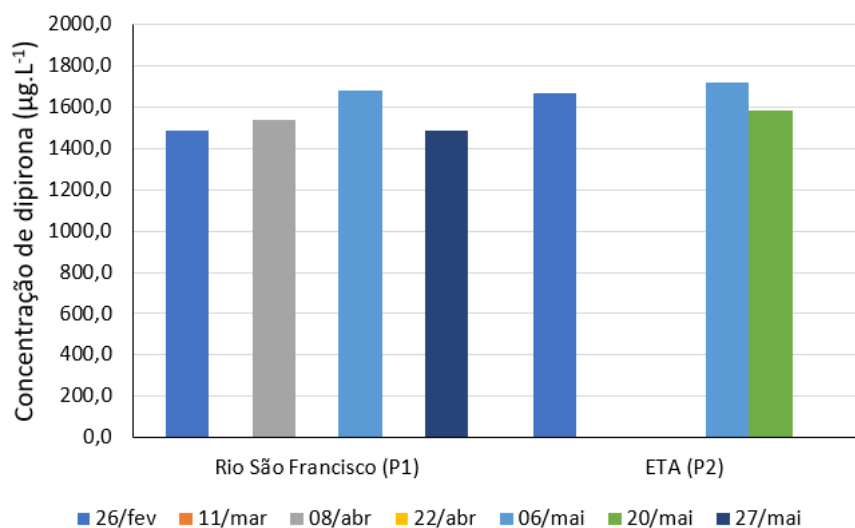
Fonte: Autora (2021).

6.3.2 Dipirona

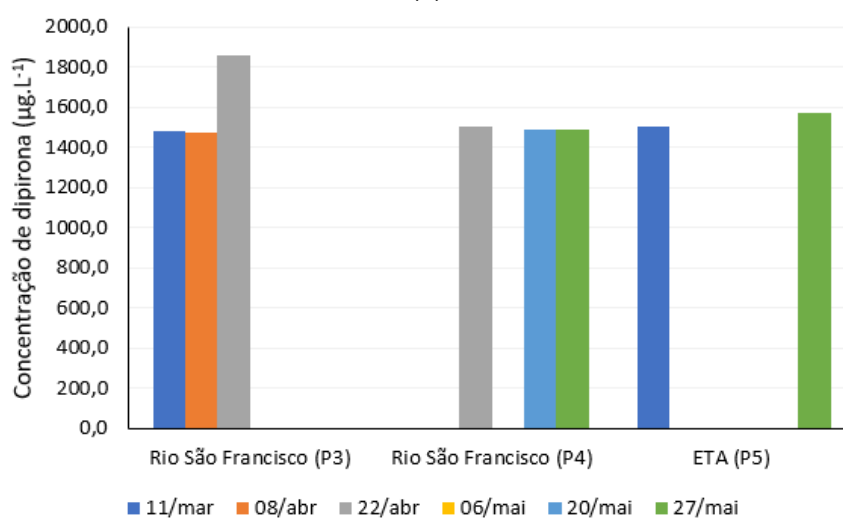
Na Figura 46, são apresentados os resultados de concentração de dipirona nos pontos de coleta de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1 a P8). Na Tabela 14, observam-se as concentrações máxima e mínima de dipirona em todos os pontos analisados.

Na maioria das amostras (55%), a dipirona não foi detectada. Esse resultado era esperado porque, devido ao seu formato de ativação, o fármaco em si é dificilmente detectado nas águas. Segundo Gómez *et al.* (2008), depois da ingestão da dipirona, esse composto é hidrolisado em 4-metilaminoantipirina (4-MAA), que posteriormente é metabolizado em 4-aminoantipirina (4-AA), acetilaminoantipirina (4-AAA) e 4-formilaminoantipirina (4-FAA). Assim, em geral, o que se encontra na água são os metabólitos desse composto farmacêutico.

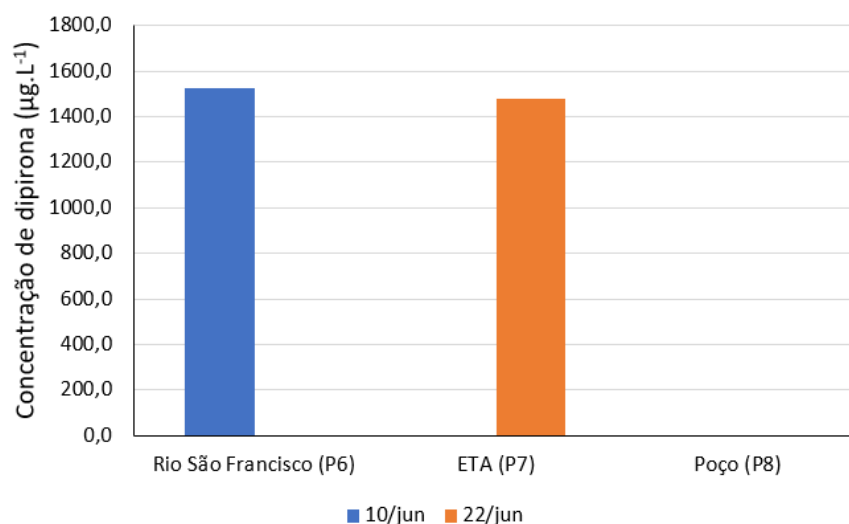
Figura 46 – Concentração de dipirona na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autora (2021).

Tabela 14 – Concentrações mínima e máxima de dipirona na água.

Município	Tipo de água	Ponto	Conc. Mínima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Conc. Máxima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Deteção em amostras
Orocó	Superficial	P1	ND	1675,500	57%
	Tratada	P2	ND	1717,080	43%
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P3	ND	1858,020	57%
		P4	ND	1502,340	43%
	Tratada	P5	ND	1573,320	29%
Petrolândia	Superficial	P6	ND	1526,940	50%
	Tratada	P7	ND	1481,100	50%
	Subterrânea	P8	ND	ND	0%

Fonte: Autora (2021).

Porém, em parte das amostras de água, a dipirona foi encontrada, sendo, inclusive, o fármaco com maior concentração média entre os quatro compostos analisados. Por ser um fármaco analgésico e antipirético, com facilidade de compra no Brasil porque não requer prescrição médica, os altos valores de concentração da dipirona obtidos podem estar associados ao aumento do uso desse fármaco durante a pandemia da COVID-19, que, consequentemente, aumenta a concentração desse composto no meio ambiente.

Na Tabela 15, observa-se a remoção média do fármaco durante o tratamento convencional da água nas três cidades avaliadas.

Tabela 15 – Remoção média de dipirona pelo método convencional de tratamento de água.

Município	Tipo da água	Ponto	Concentração média ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Remoção média
Orocó	Superficial	P1	1546,005	+7,02%
	Tratada	P2	1654,500	
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P4	1494,260	+3,02%
	Tratada	P5	1539,360	
Petrolândia	Superficial	P6	1526,940	-3,00%
	Tratada	P7	1481,100	

Fonte: Autora (2021).

Dentre todas as coletas, a dipirona foi detectada em cerca de 45% das amostras analisadas. Na água superficial, a concentração do fármaco variou entre ND e 1858,020 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto na água potável, a concentração esteve entre ND e 1717,080 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Com exceção da ETA de Petrolândia, que removeu 3,00% do fármaco, as demais apresentaram um acréscimo na concentração média da dipirona

na água. Todos os fármacos avaliados tiveram acréscimo de concentração em pelo menos uma das ETAs analisadas.

O acréscimo de fármacos na água tratada foi reportado por outros autores (GHISELLI, 2006; DIAS, 2014; TRÖGER *et al.*, 2018) e pode significar a formação de algum precursor do micropoluinte, que não foi representativo na amostra de água superficial, e/ou ser erro no equipamento de leitura (TRÖGER *et al.*, 2018). Além disso, como as amostras de água bruta e tratada foram coletadas simultaneamente, o tempo de detenção das ETAs não foi considerado. Dessa forma, as concentrações de fármaco da água bruta poderiam ser diferentes das características da água tratada na ETA.

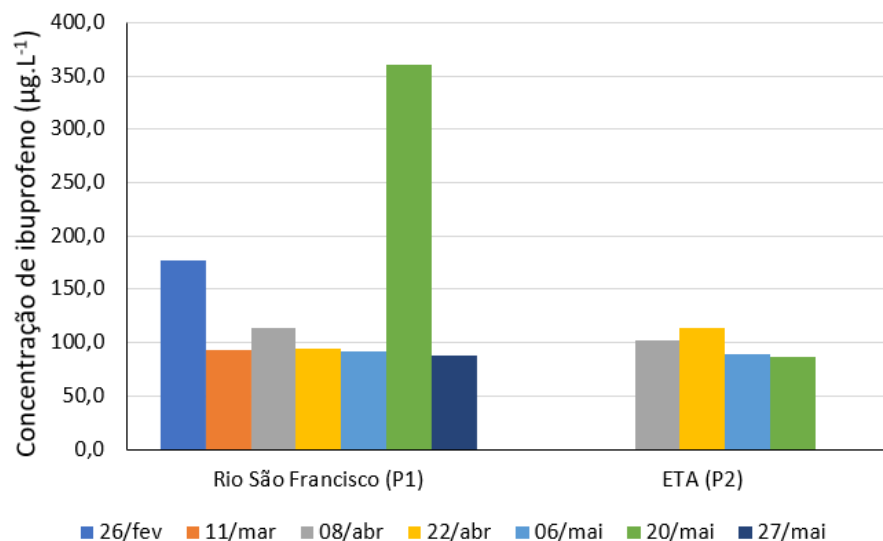
Kasprzyk-Hordern, Dinsdale e Guwy (2009) avaliaram a concentração de fármacos em águas superficiais e em afluentes e efluentes de ETES no Reino Unido, e também identificaram um acréscimo de concentração de alguns compostos com relação aos esgotos bruto e tratado. Segundo os autores, diversos processos podem ocasionar esse aumento de concentração, entre eles, a hidrólise de conjugados de produtos farmacêuticos.

6.3.3 Ibuprofeno

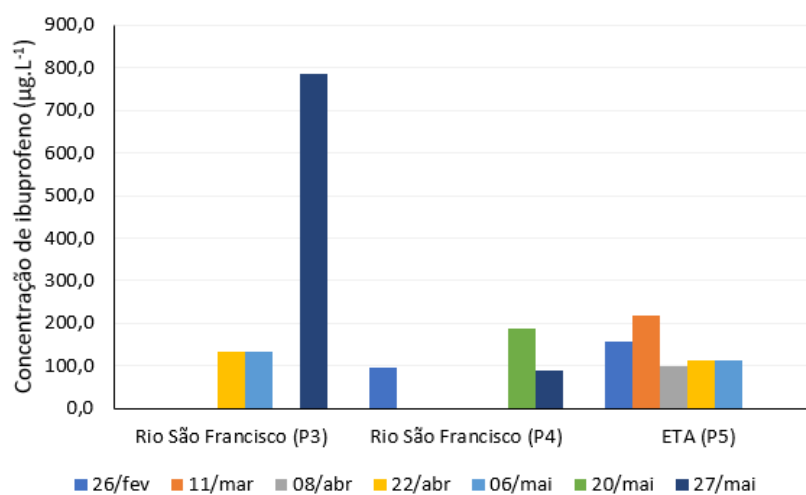
Na Figura 47, são demonstradas as concentrações de ibuprofeno nos pontos de coleta de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1 a P8). Na Tabela 16, observam-se os dados relativos às concentrações mínima e máxima em todos os pontos de coleta.

Esse fármaco foi detectado em cerca de 67% das amostras. Entre os compostos avaliados, o ibuprofeno apresentou as menores concentrações na água, mesmo resultado obtido por Pemberthy *et al.* (2020), que avaliaram triclosan, ibuprofeno e diclofenaco no Golfo de Urabá, Colômbia; e Kramer *et al.* (2015), que analisaram o ibuprofeno, diclofenaco e paracetamol na bacia hidrográfica de Alto Iguaçu, localizada na Região Metropolitana de Curitiba. Ghiselli (2006) avaliou os Rios Atibaia, Anhumas e Ribeirão Pinheiros, no estado de São Paulo, e detectou concentrações de ibuprofeno entre 10 e 50,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Em Pernambuco, Santos (2020) encontrou variações de 724 e 1626 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Rio Capibaribe e 818 e 2318 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Rio Ipojuca.

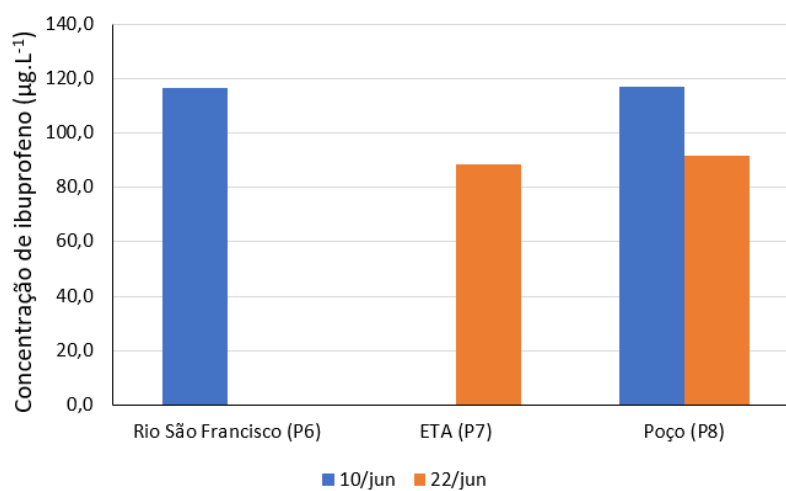
Figura 47 – Concentração de ibuprofeno na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autora (2021).

Tabela 16 – Concentrações mínima e máxima de ibuprofeno na água.

Município	Tipo de água	Ponto	Conc. Mínima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Conc. Máxima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Deteccção em amostras
Orocó	Superficial	P1	88,020	359,820	100%
	Tratada	P2	ND	114,18	57%
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P3	ND	785,280	29%
		P4	ND	188,460	57%
	Tratada	P5	ND	219,120	71%
	Superficial	P6	ND	116,400	50%
Petrolândia	Tratada	P7	88,620	117,120	100%
	Subterrânea	P8	91,620	117,120	100%

Fonte: Autora (2021).

Os baixos níveis de deteção do ibuprofeno nas águas brasileiras são comuns porque esse fármaco tem baixo consumo pela população do país em comparação aos outros medicamentos (KRAMER *et al.*, 2015). Jakimska *et al.* (2014) avaliaram a presença do ibuprofeno em águas superficiais do Rio Randunia, Polônia, e tratadas, além de cinco dos seus produtos de transformação. Nas amostras avaliadas, o ibuprofeno não foi detectado, mas seus produtos de transformação foram encontrados em quase todas. Segundo os autores, esse resultado demonstra que ocorrem processos naturais na água que diminuem ou removem o ibuprofeno na água, como hidrólise e biodegradação do fármaco. Dessa forma, o baixo consumo desse composto no Brasil e os processos naturais que ocorrem no meio ambiente aquático explicam a baixa concentração desse medicamento na água.

Nota-se, pela Figura 47, que no ponto P3, ocorreu um pico de concentração de ibuprofeno na água. Frequentemente, a prefeitura da cidade fazia a limpeza desse trecho do rio devido à quantidade de macrófitas na região. Especificamente nesse dia, o trecho estava repleto com as algas, o que fica claro pela concentração de OD obtida no ponto (Figura 38), que atingiu 2 mg.L^{-1} . Dessa forma, a camada de macrófitas na superfície impede a penetração da luz solar e, conseqüentemente, dificulta a fotodegradação do fármaco. Esse resultado é corroborado com a correlação forte e significativa desse parâmetro com o OD (SANTOS, 2020).

Na Tabela 17, é apresentada a remoção média do ibuprofeno durante o tratamento convencional nas ETAs das três cidades avaliadas.

Tabela 17 – Remoção média de ibuprofeno pelo método convencional de tratamento de água.

Município	Tipo da água	Ponto	Concentração média ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Remoção média
Orocó	Superficial	P1	145,105	-32,74%
	Tratada	P2	97,605	
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P4	115,635	+38,48%
	Tratada	P5	160,128	
Petrolândia	Superficial	P6	116,400	-11,62%
	Tratada	P7	102,870	

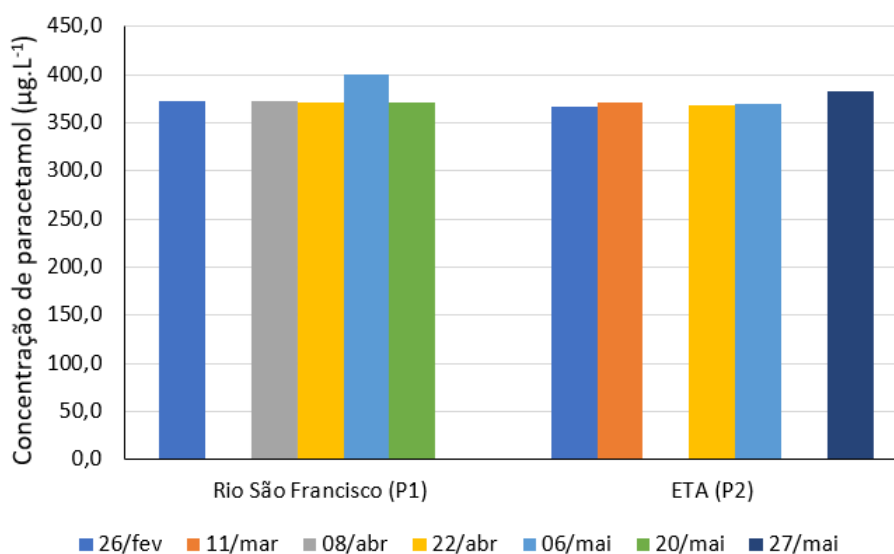
Fonte: Autora (2021).

Somente na ETA de Santa Maria da Boa Vista foi observado um acréscimo da concentração média desse fármaco na água, que pode ser explicado pela não consideração do tempo de detenção da ETA. Nas demais ETAs, o fármaco foi removido em 32,74% e 11,62%, respectivamente, em Orocó e Petrolândia. Essa pequena remoção era esperada porque o método convencional de tratamento de água não foi projetado para a remoção desses compostos.

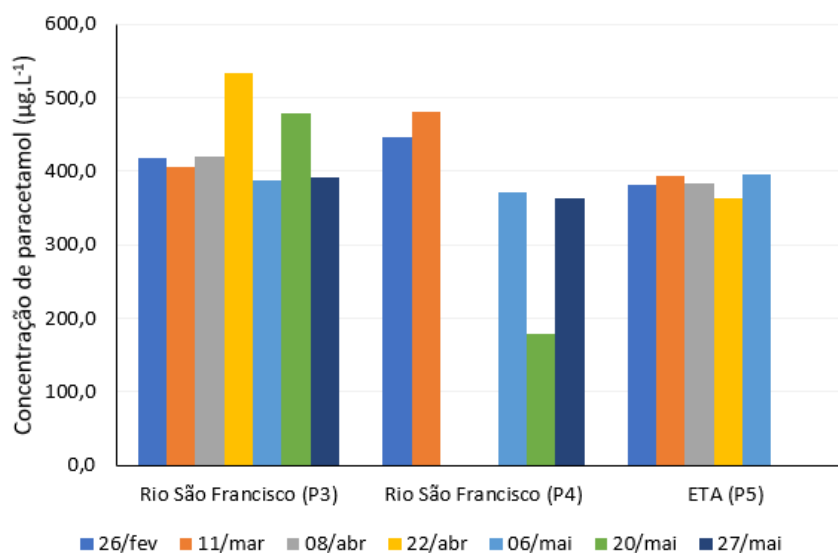
6.3.4 Paracetamol

Na Figura 48, é apresentada a concentração detectada de paracetamol nos pontos de coleta de Orocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolândia (P1 a P8). As concentrações mínima e máxima estão apresentadas na Tabela 18.

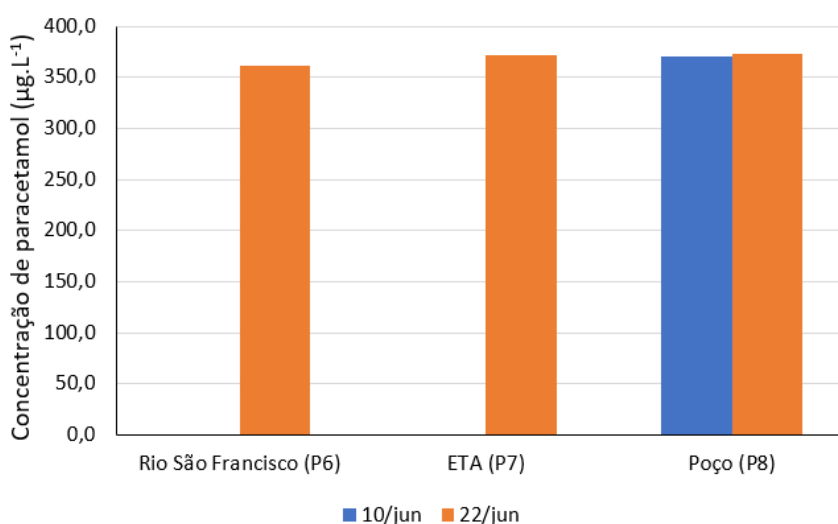
Figura 48 – Concentração de paracetamol na água. (a) Orocó; (b) Santa Maria da Boa Vista; (c) Petrolândia.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autora (2021).

Tabela 18 – Concentrações mínima e máxima de paracetamol na água.

Município	Tipo de água	Ponto	Conc. Mínima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Conc. Máxima ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Deteccção em amostras
Orocó	Superficial	P1	ND	400,500	71%
	Tratada	P2	ND	381,900	71%
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P3	387,660	533,640	100%
		P4	ND	481,140	71%
	Tratada	P5	ND	395,760	71%
Petrolândia	Superficial	P6	ND	361,020	50%
	Tratada	P7	ND	371,520	50%
	Subterrânea	P8	370,740	373,080	100%

Fonte: Autora (2021).

Neste trabalho, o paracetamol foi detectado em cerca de 81% das amostras. A concentração desse fármaco na água variou entre ND e 533,640 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Em águas superficiais brasileiras, Américo *et al.* (2012) determinaram valores entre 130 e 1877 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego da Onça, localizado no Mato Grosso do Sul; Campanha *et al.* (2014) determinaram concentrações de até 30,42 $\mu\text{g.L}^{-1}$ do fármaco no Rio Monjolinho, estado de São Paulo; e Veras *et al.* (2019) encontraram uma concentração de paracetamol variando entre 3 e 42 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Rio Beberibe, em Pernambuco.

Fora do país, Kasprzyk-Hordern, Dinsdale e Guwy (2009) avaliaram a água superficial de dois rios no Reino Unido: Taff e Ely. As concentrações mínima e máxima encontradas foram de 0,185 e 1,534 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Rio Taff e de <1,5 e 716 ng.L^{-1} no Rio Ely. Rivera-Jaimes *et al.* (2018) verificaram a contaminação de águas superficiais em Cuernavaca, cidade do México, por fármacos. Entre os 32 compostos analisados, o paracetamol estava entre os mais abundantes, com concentração variando entre 0,354 e 4,460 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Zheng *et al.* (2020) analisaram 52 fármacos em diversos pontos da costa da cidade de Qingdao, China. Entre eles, o paracetamol apresentou a maior concentração encontrada na água, atingindo até 4,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, mas com uma média de 0,152 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

As altas concentrações desse fármaco nas águas brasileiras podem estar relacionadas com o consumo comum no país e a possibilidade de venda sem prescrição médica (CAMPANHA *et al.*, 2014). Além disso, assim como a dipirona, esse medicamento tem efeito analgésico e antipirético, então, o seu uso pode ter aumentado devido à pandemia do COVID-19, causando o aumento da concentração desse composto nos recursos hídricos.

Na Tabela 19, são apresentadas as remoções médias do paracetamol nas ETAs das cidades de Orocó, Santa Maria da Boa vista e Petrolândia. Com exceção de Orocó, que apresentou uma remoção de 1,58% do fármaco na água, nas demais localidades analisadas, houve um pequeno acréscimo de paracetamol entre as águas superficiais e tratadas. Esses resultados demonstram a ineficiência do tratamento convencional da água na remoção dos fármacos e a necessidade do uso de novas tecnologias que possam remover eficientemente os micropoluentes da água.

Tabela 19 – Remoção média de paracetamol pelo método convencional de tratamento de água.

Município	Tipo da água	Ponto	Concentração média ($\mu g. L^{-1}$)	Remoção média
Orocó	Superficial	P1	377,376	-1,58%
	Tratada	P2	371,400	
Santa Maria da Boa Vista	Superficial	P4	368,364	+4,26%
	Tratada	P5	384,060	
Petrolândia	Superficial	P6	361,020	+2,91%
	Tratada	P7	371,520	

Fonte: Autora (2021).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

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

7.1 CONCLUSÕES

Diante das investigações realizadas durante o projeto, foi possível concluir que:

- Não é viável a instalação de um sistema de Filtração em Margem à jusante da barragem do Rio da Prata, localizada em Belém de Maria – PE, devido ao material utilizado no corpo da barragem (Concreto Compactado a Rolo) e do solo rochoso observado na região, mas há possibilidade de investigação às margens da barragem;
- Além de ter uma espessura pequena (menor que 5 m), o solo às margens do Rio São Francisco na cidade de Santa Maria da Boa Vista – PE é predominantemente argiloso, impossibilitando o uso da técnica da Filtração em Margem no município;
- Não foi possível a realização da sondagem à percussão às margens do Rio São Francisco na cidade de Orocó porque o solo é composto por seixos, o que não inviabiliza o uso da técnica da Filtração em Margem, mas é necessário que seja feita uma perfuração rotativa na região para determinar o potencial do município no uso da Filtração em Margem;
- A cidade de Petrolândia apresenta, previamente, características litológicas promissoras para o uso da Filtração em Margem porque pode apresentar uma camada de areia com espessura maior que 20 metros, mas, para a confirmação desse dado, é importante que seja realizada a investigação à percussão no solo;
- Nos trechos estudados do semiárido pernambucano, o Rio São Francisco apresenta qualidade da água em condições favoráveis ao uso da técnica da Filtração em Margem com relação a parâmetros físico-químicos (turbidez, cor, pH, condutividade elétrica, temperatura, nitrato, ferro e manganês), sobretudo na cidade de Petrolândia, onde os dados obtidos demonstraram qualidade superior em comparação com os demais municípios avaliados;
- Embora o Rio São Francisco esteja inserido em uma região semiárida, a condutividade elétrica da água superficial apresenta níveis baixos de condutividade elétrica ($< 125 \mu\text{S/cm}$) devido à localização de sua fonte (Minas Gerais), mas a água subterrânea avaliada em Petrolândia apresentou altos índices

de condutividade elétrica (aproximadamente 615 $\mu\text{S}/\text{cm}$), o que pode resultar em água salinas na técnica da Filtração em Margem;

- Todos os fármacos analisados (diclofenaco, dipirona, ibuprofeno e paracetamol) foram detectados nas águas superficiais do Rio São Francisco com variação de concentração entre não detectado (ND) e 759,060 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ND e 1858,020 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ND e 785,280 $\mu\text{g.L}^{-1}$, e ND e 533,640 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente;
- Somente a dipirona não foi detectada na água subterrânea de Petrolândia, demonstrando que essa fonte hídrica está contaminada no local analisado;
- A máxima remoção do diclofenaco, dipirona, ibuprofeno e paracetamol foi 22,42%; 3,00%; 32,74% e 1,58%, respectivamente, durante o tratamento convencional da água, o que confirma a ineficiência desse tratamento na remoção dos fármacos;
- O aumento de concentração média dos fármacos entre a água bruta e a água tratada pode estar relacionada à formação de produtos durante o processo de tratamento da água. Além disso, este trabalho não levou em consideração o tempo de detenção das ETAs, o que também pode ter influenciado nesse resultado.

7.2 RECOMENDAÇÕES

- Em trabalhos futuros que avaliem a eficiência do tratamento convencional da água na remoção de micropoluentes emergentes, é importante que seja levado em consideração o tempo de detenção da ETA;
- Embora a Filtração em Margem não tenha se apresentado promissora para ser usada na cidade de Santa Maria da Boa Vista, devido às expressivas concentrações de fármacos encontradas no Rio São Francisco, recomenda-se a avaliação de outras técnicas inovadoras de tratamento de água na região, como a instalação de um filtro de Carvão Ativado Granular após o processo convencional, que tem apresentado bons resultados na remoção desses compostos;
- É necessário que, para a conclusão da viabilidade da cidade de Petrolândia quanto ao uso da Filtração em Margem, também seja investigada a qualidade das águas subterrâneas, sobretudo com relação à condutividade elétrica.

REFERÊNCIAS

- ABBASI-MOGHADAM, H. R.; MAHMOODLU, M. G.; JANDAGHI, N.; HESHMATPOUR, A.; SEYED, M. River bank filtration for sustainable water supply on Gorganroud River, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 1, p. 21-35 - 2021.
- ABDELRAKY, A.; SHARMA, S.; SEFELNASR, A.; ABOGBAL, A.; KENNEDY, M. Investigating the impact of temperature and organic matter on the removal of selected organic micropollutants during bank filtration: A batch study. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 1, p.102904-102912, 2019.
- ABDELRAKY, A.; SHARMA, S.; SEFELNASR, A.; KENNEDY, M. Characterisation of the impact of dissolved organic matter on iron, manganese, and arsenic mobilisation during bank filtration. **Journal Of Environmental Management**, v. 258, p. 110003-110012, 2020.
- ADLAN, M. N.; MAZ, M. R. R.; GHAZALI, M. F.; SELAMAT, M. R.; OTHMAN, S. Z. A study on the soil characteristic and properties of riverbank soil samples from Sungai Perak, Kota Lama Kiri, Kuala Kangsar, Malaysia. **Iop Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 133, p. 012003, 2016.
- AHMED, A. K. A.; MARHABA, T. F. Review on river bank filtration as an in situ water treatment process. **Clean Technologies And Environmental Policy**, v. 19, n. 2, p.349-359, 2016.
- ALKIMIN, G. D.; DANIEL, D.; DIONÍSIO, R.; SOARES, A. M. V. M.; BARATA, C.; NUNES, B. Effects of diclofenac and salicylic acid exposure on Lemna minor: is time a factor? **Environmental Research**, v. 177, p. 108609, 2019.
- ALKIMIN, G.d.; DANIEL, D.; FRANKENBACH, S.; SERÔDIO, J.; SOARES, A. M. V. M.; BARATA, C.; NUNES, B. Evaluation of pharmaceutical toxic effects of non-standard endpoints on the macrophyte species Lemna minor and Lemna gibba. **Science Of The Total Environment**, v. 657, p.926-937, 2019.
- AMÉRICO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; MINILLO, A.; CARVALHO, S. L. Fármacos em Uma Estação de Tratamento de Esgoto na Região Centro-Oeste do Brasil e os Riscos aos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 61-67, 2012.
- AMÉRICO, J. H. P.; MINILLO, A.; CARVALHO, S. L. Detecção do analgésico paracetamol no Córrego da Onça, Três Lagoas - MS. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 12, p. 38-47, 2012.
- AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; TORRES, N. H.; MACHADO, A. A.; CARVALHO, S. L.; VALÉRIO FILHO, W. V.; FERREIRA, L. F. R. Ocorrência de diclofenaco e naproxeno em água superficial no município de Três Lagoas (MS) e a influência da temperatura da água na detecção desses anti-inflamatórios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 429-435, 2017.
- APAC - AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Climatologia**. 2020. Disponível em: <https://www.apac-homo.pe.gov.br/193-climatologia/521-climatologia-por-municipio>. Acesso em: 31 dez. 2020.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington, DC, USA, n. 23, 2017.

ARANTES, C. C.; PATERNIANI, J. E. S.; RODRIGUES, D. S.; HATORI, P. S.; PIRES, M. S. G. Diferentes formas de aplicação da semente de Moringa oleífera no tratamento de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 3, p.266-272, 2015.

ARAÚJO, R. K.; WOLFF, D. B.; CARISSIMI, E. Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em wetlands construídos. **Revista Dae**, v. 67, n. 218, p.137-155, 2019.

BARBOSA, I.; PIZARRO, I.; FREITAS, R.; NUNES, B. Antioxidative and neurotoxicity effects of acute and chronic exposure of the estuarine polychaete *Hediste diversicolor* to paracetamol. **Environmental Toxicology And Pharmacology**, v. 77, p. 103377, 2020.

BASHIR, K.; LUO, Z.; CHEN, G.; SHU, H.; CUI, X.; LI, W.; LU, W.; FU, Q. Development of Surface Molecularly Imprinted Polymers as Dispersive Solid Phase Extraction Coupled with HPLC Method for the Removal and Detection of Griseofulvin in Surface Water. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, v. 17, n. 1, p. 134, 2019.

BAUMGARTEN, B.; JÄHRIG, J.; REEMTSMA, T.; JEKEL, M. Long term laboratory column experiments to simulate bank filtration: factors controlling removal of sulfamethoxazole. **Water Research**, v. 45, n. 1, p. 211-220, 2011.

BERTELKAMP, C.; VERLIEFDE, A.R.D.; SCHOUTTETEN, K.; VANHAECKE, L.; BUSSCHE, J. V.; SINGHAL, N.; HOEK, J. P. V. D. The effect of redox conditions and adaptation time on organic micropollutant removal during river bank filtration: a laboratory-scale column study: A laboratory-scale column study. **Science Of The Total Environment**, v. 544, p. 309-318, 2016.

BIO, S.; NUNES, B. Acute effects of diclofenac on zebrafish: indications of oxidative effects and damages at environmentally realistic levels of exposure. **Environmental Toxicology And Pharmacology**, v. 78, p. 103394, 2020.

BISOGNIN, Ramiro Pereira; WOLFF, Delmira Beatriz; CARISSIMI, Elvis. Revisão sobre fármacos no ambiente. **Revista DAE**, v. 66, n. 210, p. 78-95, 2018.

BOURG, A. C. M.; BERTIN, C. Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. **Environmental science & technology**, v. 27, n. 4, p. 661-666, 1993.

BOVING, T. B.; PATIL, K.; D'SOUZA, F.; BARKER, S.F.; MCGUINNESS, S. L.; O'TOOLE, J.; SINCLAIR, M.; FORBES, A. B.; LEDER, K. Performance of Riverbank Filtration under Hydrogeologic Conditions along the Upper Krishna River in Southern India. **Water**, v. 11, n. 1, p.12-28, 2018.

BOVING, T. B.; CHOUDRI, B. S.; CADY, P.; CORDING, A.; PATIL, K.; REDDY V. Hydraulic and hydrogeochemical characteristics of a riverbank filtration site in rural India. **Water Environment Research**, v. 86, n. 7, p. 636-648, 2014.

BUENO, M. J. M.; GOMEZ, M. J.; HERRERA, S.; HERNANDO, M. D.; AGÜERA, A.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: two years pilot survey monitoring. **Environmental Pollution**, v. 164, p. 267-273, 2012.

CADY, P; BOVING, T. B; CHOUDRI, B. S; CORDING, A; PATIL, K; REDDY, V. Attenuation of bacteria at a riverbank filtration site in rural India. **Water Environment Research**, v. 85, n. 11, p. 2164-2174, 2013.

CAMEL, V. Solid phase extraction of trace elements. **Spectrochimica Acta Part B**, v. 58, n. 1, p. 1177-1233, 2003.

CAMPANHA, M. B.; AWAN, A. T.; SOUSA, D. N. R.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 22, n. 10, p. 7936-7947, 2014.

CAMPOS, L. P. S. **Filtração em Margem no Tratamento de Água: Avaliação da Aplicação da Técnica no Manancial da Lagoa do Peri, Santa Catarina, e Análise Prévia de Viabilidade de Aplicação em Rio Grande, Rio Grande do Sul.** Florianópolis, 2012, 58f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CPRM - Serviço Geológico do Brasil. **SIAGAS**: sistema de informações de águas subterrâneas. Sistema de Informações de Águas Subterrâneas. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/index.php>. Acesso em: 04 maio 2021.

CARVALHO FILHO, J. A. A. **Estudo de contaminantes emergentes e meiofauna no Rio Ipojuca no município de Caruaru.** 2019. 105 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019.

CARY, L.; PETELET-GIRAUD, E.; BERTRAND, G.; KLOPPMANN, W.; AQUILINA, L.; MARTINS, V.; HIRATA, R.; MONTENEGRO, S.; PAUWELS, H.; CHATTON, E. Origins and processes of groundwater salinization in the urban coastal aquifers of Recife (Pernambuco, Brazil): a multi-isotope approach. **Science Of The Total Environment**, v. 530-531, p. 411-429, 2015.

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **A Bacia**: principais características. Principais características. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>. Acesso em: 04 dez. 2020.

COMPESA - COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO. **Barragem do Rio da Prata**: desenhos construtivos. Belém de Maria: COTEC - Consultoria Técnica Ltda, 1996. 74 p. 74 f.

COSTA, A. B.; ZUCCHI, M. R.; AZEVEDO, A. E. G.; SILVA, A. B.; FONTES, A. S.; SANTOS, C. P. L. Caracterização Isotópica e Estimativa da Evaporação Usando Isótopos Estáveis nos Reservatórios de França e São José do Jacuípe, Região do Semiárido Baiano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 2, p. 49-58, 2010.

COUTO, J. M. S.; CAMPOS, J. C.; SOUZA, A. L.; MACHADO, C. R. A.; SALOMÃO, A. L. S. Remoção de Carbamazepina em soluções aquosas por adsorção em carvão

ativado em pó e avaliação da toxicidade crônica. **Brazilian Journal Of Development**, v. 6, n. 2, p. 8744-8765, 2020.

CRAIG, H. Standard for Reporting Concentrations of Deuterium and Oxygen-18 in Natural Waters. **Science**, v. 133, n. 3467, p. 1833-1834, 1961.

D'ALESSIO, M.; DVORAK, B.; RAY, C. Riverbank Filtration Impacts on Post Disinfection Water Quality in Small Systems—A Case Study from Auburn and Nebraska City, Nebraska. **Water**, v. 10, n. 12, p.1865-1875, 2018.

DASH, R. R.; PRAKASH, E. V. P. B.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I.; SANDHU, C.; GRISCHEK, T. River bank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria. **Hydrogeology Journal**, v. 18, n. 4, p. 973-983, 2010.

DAY, R. O.; GRAHAM, G. G. Non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs). **British Journal of Sports Medicine**, v. 48, n.18, p. 1396–1396, 2013.

DEO, R.; HALDEN, R. Pharmaceuticals in the Built and Natural Water Environment of the United States. **Water**, v. 5, n. 3, p.1346-1365, 2013.

DIAS, R. V. A. **Avaliação da ocorrência de microcontaminantes emergentes em sistemas de abastecimento de água e da atividade estrogênica do estinilestradiol**. 2014. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

DOUSSAN, C.; LEDOUX, E; DETAY, M. River-groundwater exchanges, bank filtration, and groundwater quality: Ammonium Behavior. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 6, p. 1418–1427, 1998.

DUARTE, E. S.; AQUINO, G. C. S; LIMA, R. G. Degradação de Fármacos e Impacto Ambiental. **Revista Processos Químicos**, v. 11, n. 21, p. 83-90, 2017.

DUARTE, I. A.; REIS-SANTOS, P.; NOVAIS, S. C.; RATO, L. D.; LEMOS, M. F. L.; FREITAS, A.; POUCA, A. S. V.; BARBOSA, J.; CABRAL, H. N.; FONSECA, V. F. Depressed, hypertense and sore: Long-term effects of fluoxetine, propranolol and diclofenac exposure in a top predator fish. **Science Of The Total Environment**, v. 712, p.136564-136574, 2020.

ECKERT, P.; IRMSCHER, R. Over 130 years of experience with riverbank filtration in Düsseldorf, Germany. **Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA**, v. 55, n. 4, p. 283-291, 2006.

ELLEPOLA, N.; OGAS, T.; TURNER, D. N.; GURUNG, R.; MALDONADO-TORRES, S.; TELLO-ABURTO, R.; PATIDAR, P. L.; ROGELJ, S.; PIYASENA, M. E.; RUBASINGHEGE, G. A toxicological study on photo-degradation products of environmental ibuprofen: ecological and human health implications. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 188, p. 109892, 2020.

ESCHER, M. A. S.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; TORRES, N. H.; FERREIRA, L. F. R. A problemática ambiental da contaminação dos recursos hídricos por fármacos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (online)**, n. 51, p.141-148, 2019.

FATIMA, S.; ASIF, N.; AHMAD, R., FATMA, T. Toxicity of NSAID drug (paracetamol) to nontarget organism—*Nostoc muscorum*. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-9, 2020.

FERREIRA, D. C.; LUZ, S. L. B.; BUSS, D. F. Avaliação de cloradores simplificados por difusão para descontaminação de água de poços em assentamento rural na Amazônia, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 21, n. 3, p.767-776, 2016.

FILTER, J.; JEKEL, M.; RUHL, A. S. Impacts of Accumulated Particulate Organic Matter on Oxygen Consumption and Organic Micro-Pollutant Elimination in Bank Filtration and Soil Aquifer Treatment. **Water**, v. 9, n. 5, p. 349, 2017.

FLORIPES, T. C.; AQUINO, S. F.; QUARESMA, A. V.; AFONSO, R. J. C. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Ocorrência de fármacos e desreguladores endócrinos em esgoto bruto e tratado na cidade de Belo Horizonte (MG). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 6, p.1199-1211, 2018.

FONTES, M. K.; GUSSO-CHOUERI, P. K.; MARANHO, L. A.; ABESSA, D. M. S.; MAZUR, W. A.; CAMPOS, B. G.; GUIMARÃES, L. L.; TOLEDO, M. S.; LEBRE, D.; MARQUES, J. R. A tiered approach to assess effects of diclofenac on the brown mussel *Perna perna*: a contribution to characterize the hazard. **Water Research**, v. 132, p. 361-370, 2018.

FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; VERAS, T. B. Influência da zona ripária e da zona hiporreica na interação dos aquíferos com os mananciais de superfície. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Maceió, 2012.

FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; ROCHA, F. J. S.; PAIVA, A. L. R.; SENS, M. L.; VERAS, T. B. *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. removal by bank filtration at Beberibe River, Brazil. **River Research and Applications**, v. 33, n. 7, p. 1079-1087, 2017.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Manual de operação e manutenção de sistemas de tratamento de água por filtração em margem**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018. 57 p.

GABINETE DO MINISTRO. **Portaria** nº 888, de 04 de maio de 2021.

GAFFNEY, V. J.; CARDOSO, V. V.; RODRIGUES, A.; FERREIRA, E.; BENOLIEL, M. J.; ALMEIDA, Cristina M. M. Análise de fármacos em águas por SPE-UPLC-ESI-MS/MS. **Química Nova**, v. 37, n. 1, p. 134-149, 2014.

GAFFNEY, V.; CARDOSO, V.; BENOLIEL, M. J.; ALMEIDA, C. Contaminantes emergentes - fármacos: monitorização, avaliação do risco ambiental e do risco para a saúde humana. **Águas e Resíduos**, n. 1, p.15-27, 2016.

GALVÃO, P.; HIRATA, R.; HALIHAN, T.; TERADA, R. Estudo de isótopos estáveis para confirmar interconexões entre lagoas e águas subterrâneas, Sete Lagoas/MG. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 20, 2018, Campinas. **Anais [...]**. São Paulo: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2018. p. 1-4.

GALVÃO, P.; SOUZA, E. L.; ALMEIDA, R.; PINHEIRO, C. S.; BAESSA, M. P. M.; CABRAL, M. R. S. O uso de isótopos estáveis na província petrolífera de Urucu, região amazônica, Brasil. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 19, 2016,

Campinas. **Anais [...]**. São Paulo: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2016. p. 1-15.

GHISELLI, G. **Avaliação da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público na região de Campinas: ocorrência e determinação dos interferentes endócrinos (IE) e produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP)**. 2006. 190 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências, Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

GHODEIF, K; GRISCHEK T; BARTAK, R; WAHAAB, R; HERLITZIUS, J. Potential of river bank filtration (RBF) in Egypt. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 8, p. 671, 2016.

GILLEFALK, M.; MOOIJ, W. M.; TEURLINCX, S; JANSSEN, A. B. G.; JANSE, J. H.; CHANG, M.; KOHLER, J.; SABINE, H. Modelling induced bank filtration effects on freshwater ecosystems to ensure sustainable drinking water production. **Water Research**, v. 157, p.19-29, 2019.

GILLEFALK, M; MASSMANN, G.; NÜTZMANN, G.; HILT, S. Potential impacts of induced bank filtration on surface water quality: a conceptual framework for future research. **Water**, v. 10, n. 9, p. 1240, 2018.

GLORIAN, H.; BÖRNICK, H.; SANDHU, C.; GRISCHEK, T. Water Quality Monitoring in Northern India for an Evaluation of the Efficiency of Bank Filtration Sites. **Water**, v. 10, n. 12, p.1804-1819, 2018.

GOGOI, A.; MAZUMDER, P.; TYAGI, V. K.; CHAMINDA, G. G. T.; NA, A. K.; KUMAR, M. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A Review. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 169-180, 2018.

GÓMEZ, M. J.; BUENO, M. J. M.; LACORTE, S.; FERNÁNDEZ-ALBA, A.R.; AGÜERA, A. Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the Mediterranean coast. **Chemosphere**, v. 66, n. 6, p. 993-1002, 2007.

GÓMEZ, M. J.; SIRTORI, C.; MEZCUA, M.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R.; AGÜERA, A. Photodegradation study of three dipyrone metabolites in various water systems: identification and toxicity of their photodegradation products. **Water Research**, v. 42, n. 10-11, p. 2698-2706, 2008.

GONZÁLEZ-ALONSO, S.; MERINO, L. M.; ESTEBAN, S.; ALDA, M. L.; BARCELÓ, D.; DURÁN, J. J.; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; ACEÑA, J.; PÉREZ, S.; MASTROIANNI, N. Occurrence of pharmaceutical, recreational and psychotropic drug residues in surface water on the northern Antarctic Peninsula region. **Environmental Pollution**, v. 229, p. 241-254, 2017.

GOOGLE EARTH. **Mapas**. 2021. Disponível em: <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>. Acesso em: 10 abr. 2021.

GRISCHEK, T.; SCHOENHEINZ, D.; RAY, C. Siting and Design Issues for Riverbank Filtration Schemes. In: RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. (ed.). **Riverbank Filtration: improving source-water quality**. Nova Iorque: Kluwer Academic Publishers, 2002. p. 1-395.

GRZESIUK, M.; PIJANOWSKA, J.; MARKOWSKA, M.; BEDNARSKA, A. Morphological deformation of *Daphnia magna* embryos caused by prolonged exposure to ibuprofen. **Environmental Pollution**, v. 261, p. 114135, 2020.

GUEDES, T. L.; MICHELAN, D. C. G. S.; SANTOS, L. L.; PAIVA, A. L. R.; BURGARDT, T.; CABRAL, J. J. S. P.; DALSSASSO, R. L.; SENS, M. L. Occurrence of iron in bank filtration wells: case studies in ituporanga (SC) and garanhus (PE). **Desalination And Water Treatment**, v. 101, p. 170-177, 2018.

GUEDES, T. L.; SOUZA, F. H.; GHISI, D. B.; PEREZ, A. B. A.; DALSSASSO, R. L.; SENS, M. L. Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p.84-94, 2017.

GUEDES-ALONSO, R.; MONTESDEOCA-ESPONDA, S.; HERRERA-MELIÁN, J. A.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, R.; OJEDA-GONZÁLEZ, Z.; LANDÍVAR-ANDRADE, V.; SOSA-FERRERA, Z.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Pharmaceutical and personal care product residues in a macrophyte pond-constructed wetland treating wastewater from a university campus: presence, removal and ecological risk assessment. Presence, removal and ecological risk assessment. **Science Of The Total Environment**, v. 703, p. 135596-135606, 2020.

GUILOSKI, I. C.; PIANCINI, L. D. S.; DAGOSTIM, A. C.; CALADO, S. L. M.; FÁVARO, L. F.; BOSCHEN, S. L.; CESTARI, M. M.; CUNHA, C.; ASSIS, H. C. S. Effects of environmentally relevant concentrations of the anti-inflammatory drug diclofenac in freshwater fish *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 139, p. 291-300, 2017.

GUILOSKI, I. C.; RIBAS, J. L. C.; PIANCINI, L. D. S.; DAGOSTIM, A. C.; CIRIO, S. M.; FÁVARO, L. F.; BOSCHEN, S. L.; CESTARI, M. M.; CUNHA, C.; ASSIS, H. C. S. Paracetamol causes endocrine disruption and hepatotoxicity in male fish *Rhamdia quelen* after subchronic exposure. **Environmental Toxicology And Pharmacology**, v. 53, p. 111-120, 2017.

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

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

HAJKOVA, M.; KUMMEROVA, M. Growth response of *Lemna minor* L. to paracetamol. **Mendel Net**, p. 457-462, 2014.

HAMANN, E.; STUYFZAND, P. J.; GRESKOWIAK, J.; TIMMER, H.; MASSMANN, G. The fate of organic micropollutants during long-term/long-distance river bank filtration. **Science Of The Total Environment**, v. 545-546, p.629-640, 2016.

HAN, S.; CHOI, K.; KIM, J.; JI, K.; KIM, S.; AHN, B.; YUN, J.; CHOI, K.; KHIM, J. S.; ZHANG, X. Endocrine disruption and consequences of chronic exposure to ibuprofen in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) and freshwater cladocerans *Daphnia magna* and *Moina macrocopa*. **Aquatic Toxicology**, v. 98, n. 3, p. 256-264, 2010.

HANIF, H.; WASEEM, A.; KALI, S.; QURESHI, N. A.; MAJID, M.; IQBAL, M.; UR-REHMAN, T.; TAHIR, M.; YOUSAF, S.; IQBAL, M. M. Environmental risk assessment of diclofenac residues in surface waters and wastewater: a hidden global threat to aquatic ecosystem. **Environmental Monitoring And Assessment**, v. 192, n. 4, p. 192-204, 2020.

HECKMANN, L; A CALLAGHAN; HOOPER, H; CONNON, R; HUTCHINSON, T; MAUND, S; SIBLY, R. Chronic toxicity of ibuprofen to *Daphnia magna*: effects on life history traits and population dynamics. **Toxicology Letters**, v. 172, n. 3, p. 137-145, 2007.

HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal Of Hydrology**, v. 3, n. 4, p.139-144, 2002.

HOEGER, B.; KÖLLNER, B.; DIETRICH, D. R.; HITZFELD, B. Water-borne diclofenac affects kidney and gill integrity and selected immune parameters in brown trout (*Salmo trutta* f. *fario*). **Aquatic Toxicology**, v. 75, n. 1, p. 53-64, 2005.

HORIE, Y.; YAMAGISHI, T.; YAGI, A.; SHINTAKU, Y.; IGUCHI, T.; TATARAZAKO, N. The non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac sodium induces abnormal embryogenesis and delayed lethal effects in early life stage zebrafish (*Danio rerio*). **Journal Of Applied Toxicology**, v. 39, n. 4, p. 622-629, 2018.

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

HUANG, Y.; DSIKOWITZKY, L.; YANG, F. SCHWARZBAUER, J. Emerging contaminants in municipal wastewaters and their relevance for the surface water contamination in the tropical coastal city Haikou, China. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, v. 235, p. 106611, 2020.

HUNT, H. American experience in installing horizontal collector wells. In: **Riverbank Filtration**. Springer, Dordrecht, 2002. p. 29-34.

HUNT, H.; SCHUBERT, J.; RAY, Chittaranjan. Conceptual Design of Riverbank Filtration Systems. In: RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. **Riverbank Filtration: improving source-water quality**. Nova Iorque: Kluwer Academic Publishers, 2002. Cap. 1. p. 19-27.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/santa-maria-da-boa-vista/panorama>. Acesso em: 04 dez. 2020.

IBGE. **Características gerais dos domicílios e dos moradores**. Rio de Janeiro: IBGE, Coordenação de Trabalho e Rendimento, 2018. 8 p.

INMET. **Mapas**. Disponível em: <https://mapas.inmet.gov.br/>. Acesso em: 30 dez. 2020.

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

JARDIM, I. C. S. F. Extração em Fase Sólida: Fundamentos Teóricos e Novas Estratégias para Preparação de Fases Sólidas. **Scientia Chromatographica**, v. 2, n. 1, p. 13-25, 2010.

JEYAKUMAR, R.; PARIMALARENGANAYAKI, S.; ELANGO, L. River Bank Filtration for Natural Treatment of Water in India: A Review. **International Journal Of Civil Engineering And Technology**, v. 8, n. 8, p. 1203-1212, 2017.

KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. **Water Research**, v. 43, n. 2, p. 363-380, 2009.

KHAZRI, H.; HASSINE, S. B.; GHORBEL-ABID, I.; KALFAT, R.; TRABELSI-AYADI, M. Presence of carbamazepine, naproxen, and ibuprofen in wastewater from northern Tunisia. **Environmental Forensics**, v. 20, n. 2, p. 121-128, 2019.

KIGUCHI, O.; ISHII, T.; WATANABE, T.; KONNO, R.; MATSUBUCHI, A.; KOBAYASHI, T. Determination of oseltamivir phosphate and its metabolite with other pharmaceuticals in surface waters using solid phase extraction and isotope dilution liquid chromatography/tandem mass spectrometry. **International Journal Of Environmental Analytical Chemistry**, v. 100, n. 3, p. 346-360, 2019.

KOSMA, C. I.; LAMBROPOULOU, D. A.; ALBANIS, T. A. Occurrence and removal of PPCPs in municipal and hospital wastewaters in Greece. **Journal Of Hazardous Materials**, v. 179, n. 1-3, p. 804-817, 2010.

KRAMER, R. D.; MIZUKAWA, A.; IDE, A. H.; MARCANTE, L. O.; SANTOS, M. M.; AZEVEDO, J. C. R. Determinação de anti-inflamatórios na água e sedimento e suas relações com a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 3, p. 657-667, 2015.

KRUĆ, R.; DRAGON, K.; GÓRSKI, J. Migration of Pharmaceuticals from the Warta River to the Aquifer at a Riverbank Filtration Site in Krajkowo (Poland). **Water**, v. 11, n. 11, p. 2238-2248, 2019.

KUMAR, M.; BORAH, P.; DEVI, P. Priority and emerging pollutants in water. **Inorganic Pollutants In Water**, p. 33-49, 2020.

KUMMEROVÁ, M.; ZEZULKA, Š.; BABULA, P.; TRÍSKA, J. Possible ecological risk of two pharmaceuticals diclofenac and paracetamol demonstrated on a model plant *Lemna minor*. **Journal Of Hazardous Materials**, v. 302, p. 351-361, 2016.

LEE, S.; KIM, K.; LEE, M.; LEE, B. Detection status and removal characteristics of pharmaceuticals in wastewater treatment effluent. **Journal Of Water Process Engineering**, v. 31, p. 100828-100834, 2019.

LESSA, L. R.; CARIELLO, F. M. R. Adsorção do paracetamol em carvão ativado: regressão da citotoxicidade e mutagenicidade no sistema *Allium cepa*. **Revista Hórus**, v. 12, n. 1, p. 44-54, 2017.

LIMA, D. R. S.; AFONSO, R. J. C. F.; LIBÂNIO, M.; AQUINO, S. F. Evaluation of removal of pharmaceuticals and endocrine disrupters in drinking water by clarification at bench scale. **Química Nova**, v. 37, n. 5, p. 783-788, 2014.

LIMA, D. R. S.; TONUCCI, M. C.; LIBÂNIO, M.; AQUINO, S. F. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 6, p.1043-1054, dez. 2017.

LORENZEN, G.; SPRENGER, C.; TAUTE, T.; PEKDEGER, A.; MITTAL, A.; MASSMANN, G. Assessment of the potential for bank filtration in a water-stressed megacity (Delhi, India). **Environmental Earth Sciences**, v. 61, n. 7, p. 1419-1434, 2010.

MACHADO, M. D.; SOARES, E. V. Sensitivity of freshwater and marine green algae to three compounds of emerging concern. **Journal Of Applied Phycology**, v. 31, n. 1, p.399-408, 2018.

MAENG, S.; LEE, K. Riverbank Filtration for the Water Supply on the Nakdong River, South Korea. **Water**, v. 11, n. 1, p.129-140, 2019.

MARTINEZ-SENA, T.; ARMENTA, S.; LAGUARDIA, M.; ESTEVE-TURRILLAS, F. A. Determination of non-steroidal anti-inflammatory drugs in water and urine using selective molecular imprinted polymer extraction and liquid chromatography. **Journal Of Pharmaceutical And Biomedical Analysis**, v. 131, p. 48-53, 2016.

MATHIAS, F. T.; FOCKINK, D. H.; DISNER, G. R.; PRODOCIMO, V.; RIBAS, J. L. C.; RAMOS, L. P.; CESTARI, M. M.; ASSIS, H. C. S. Effects of low concentrations of ibuprofen on freshwater fish *Rhamdia quelen*. **Environmental Toxicology And Pharmacology**, v. 59, p. 105-113, 2018.

MEDJDOUB, F.; AKSAS, H.; DELCI, K.; BOUGHERARA, S.; LOUHAB, K. A short review on use, presence and ecotoxicology of paracetamol in the aquatic environment. **Algerian Journal Of Environmental Science And Technology**, v. 6, n. 3, p. 1408-1416, 2020.

MEHINTO, A. C.; HILL, E. M.; TYLER, C. R. Uptake and Biological Effects of Environmentally Relevant Concentrations of the Nonsteroidal Anti-inflammatory Pharmaceutical Diclofenac in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 6, p. 2176-2182, 2010.

MELO, S. A. S.; TROVÓ, A. G.; BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R. F. P. Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados. **Química Nova**, v. 32, n. 1, p.188-197, 2009.

MONTEIRO, R. T. **Tratamento dos fármacos nimesulida e ibuprofeno em meio aquoso empregando UV/H₂O₂ e foto-fenton**. Dissertação (Mestre em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

MOREIRA, A. J.; MALDI, C. P.; FRESCHI, G. P. G. Aplicação de processo fotocatalítico mediado por dióxido de titânio para degradação de Sertralina. **Aplicação de Processo Fotocatalítico Mediado Por Dióxido de Titânio Para Degradação de Sertralina**, v. 3, n. 1, p. 17-20, 2019.

MURSHED, M. F.; KAMARUZAMAN A.; AZIZ, N. A. A.; KAMAL, N H M. Influence of grain size distribution towards improvements of turbidity, colour and suspended particles in a riverbank filtration process - a column study. **Iop Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 920, p. 012006, 2020.

NAGY-KOVÁCS, Z., DAVIDESZ, J., CZIHAT-MÁRTONNÉ, K., TILL, G., FLEIT, E., GRISCHEK, T. Water Quality Changes during Riverbank Filtration in Budapest, Hungary. **Water**, v. 11, n. 2, p.302-316, 2019.

NAGY-KOVÁCS, Z.; LÁSZLÓ, B.; FLEIT, E.; CZICHAT-MÁRTONNÉ, K.; TILL, G.; BÖRNICK, H.; ADOMAT, Y.; GRISCHEK, T. Behavior of Organic Micropollutants During River Bank Filtration in Budapest, Hungary. **Water**, v. 10, n. 12, p. 1861-1873, 2018.

NAPOLEÃO, D. C. **Avaliação e tratamento de fármacos oriundos de diferentes estações de tratamento de efluentes empregando processos oxidativos avançados**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

NAPOLEÃO, D. C.; ZAIDAN, L. E. M. C.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J.M.; SANTANA, R. M. R.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M.; ARAÚJO, A. N. A.; BENACHOUR, M.; SILVA, V. L. S. Use of the photo-Fenton process to discover the degradation of drugs present in water from the Wastewater Treatment Plants of the pharmaceutical industry. **Afinidad**, v. 75, n. 581, 2018.

NAWAZ, T.; SENGUPTA, S. Contaminants of Emerging Concern: occurrence, fate, and remediation. **Advances In Water Purification Techniques**, p. 67-114, 2019.

NKOOM, M.; LU, G.; LIU, J.; DONG, H.; YANG, H. Bioconcentration, behavioral, and biochemical effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac in *Daphnia magna*. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 26, n. 6, p. 5704-5712, 2019.

NOGUEIRA, A. F.; PINTO, G.; CORREIA, B.; NUNES, B. Embryonic development, locomotor behavior, biochemical, and epigenetic effects of the pharmaceutical drugs paracetamol and ciprofloxacin in larvae and embryos of *Danio rerio* when exposed to environmental realistic levels of both drugs. **Environmental Toxicology**, v. 34, n. 11, p. 1177-1190, 2019.

NUNES, B.; VERDE, M. F.; SOARES, A. M. V. M. Biochemical effects of the pharmaceutical drug paracetamol on *Anguilla anguilla*. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 22, n. 15, p. 11574-11584, 2015.

OBERLEITNER, D.; SCHULZ, W.; BERGMANN, A.; ACHTEN, C. Impact of seasonality, redox conditions, travel distances and initial concentrations on micropollutant removal during riverbank filtration at four sites. **Chemosphere**, v. 250, p. 126255-126264, 2020.

OGUEJI, E. O.; NWANI, C. D.; IHEANACHO, S. C.; MBAH, C. E.; OKEKE, C. O.; YAJI, A. Acute toxicity effects of ibuprofen on behaviour and haematological parameters of African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). **African Journal Of Aquatic Science**, v. 43, n. 3, p. 293-303, 2018.

OTTER, P.; MALAKAR, P.; SANDHU, C.; GRISCHEK, T.; SHARMA, S.; KIMOTHI, P.; NÜSKE, G.; WAGNER, M.; GOLDMAIER, A.; BENZ, F. Combination of River Bank Filtration and Solar-driven Electro-Chlorination Assuring Safe Drinking Water Supply for River Bound Communities in India. **Water**, v. 11, n. 1, p.122-138, 2019.

PAÍGA, P.; SANTOS, L. H. M. L. M.; AMORIM, C. G.; ARAÚJO, A. N.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M.; PENA, A.; DELERUE-MATOS, C. Pilot monitoring study of ibuprofen in surface waters of north of Portugal. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 20, n. 4, p. 2410-2420, 2012.

PAIVA, A. L. R. **O processo de Filtração em Margem e um estudo de caso no rio Beberibe**. 2009. 171 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

PAIVA, A. L. R.; CABRAL, J. J. S. P.; DEMÉTRIO, J. G. A.; SOBRAL, M. C. M. S. Filtração em margem para indução de recarga e melhoria da qualidade de água – estudo de caso: Rio Beberibe. **Águas Subterrâneas**, v. 24, n. 1, p.103-114, 2010.

PALLI, L.; SPINA, F.; VARESE, G. C.; VINCENZI, M.; ARAGNO, M.; ARCANGELI, G.; MUCCI, N.; SANTIANNI, D.; CAFFAZ, S.; GORI, R. Occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater treatment plants of Tuscany: An effect-based approach to evaluate the potential environmental impact. **International Journal Of Hygiene And Environmental Health**, v. 222, n. 4, p.717-725, 2019.

PAMPLONA, J. H.; OBA, E. T.; SILVA, T. A.; RAMOS, L. P.; RAMSDORF, W. A.; CESTARI, M. M.; RIBEIRO, C. A. O.; ZAMPRONIO, A. R.; ASSIS, H. C. S. Subchronic effects of dipyrone on the fish species *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 74, n. 3, p. 342-349, 2011.

PASQUINI, N. C. Determinação de diclofenaco, ibuprofeno, sulfametazol e trimetropina no esgoto bruto da cidade de Sumaré, SP, BR. **Journal Of Biology & Pharmacy And Agricultural Management**, v. 14, n. 1, p. 1-9, 2018.

PATEL, N.; KHAN, MD. Z. A.; SHAHANE, S.; RAI, D.; CHAUHAN, D.; KANT, C.; CHAUDHARY, V. K. Emerging Pollutants in Aquatic Environment: Source, Effect, and Challenges in Biomonitoring and Bioremediation- A Review. **Pollution**, v. 6, n.1, p. 99-113, 2020.

PAZOUKI, P; PRÉVOST, M.; McQUAID, N; BARBEAU, B; BOUTRAY, M-L; ZAMYADI, A; DORNER, S. Breakthrough of cyanobacteria in bank filtration. **Water Research**, v. 102, p.170-179, 2016.

PEMBERTHY, D. M.; PADILLA, Y.; ECHEVERRI, A.; PEÑUELA, G. A. Monitoring pharmaceuticals and personal care products in water and fish from the Gulf of Urabá, Colombia. **Heliyon**, v. 6, n. 6, p. 4215-4223, 2020.

PEREIRA, L. A.; VIEIRA, P. F.; BRITO, L. T. L.; GAVA, C. A. T. Avaliação de tratamento simplificado da água de cisterna: desinfecção solar (sodis) para consumo humano. In: Simpósio Brasileiro De Captação e Manejo De Água De Chuva, 9., 2014, Feira de Santana.

PETROVIC, M.; SOLÉ, M.; ALDA, M. J. L.; BARCELÓ, D. Endocrine disruptors in sewage treatment plants, receiving river waters, and sediments: integration of chemical analysis and biological effects on feral carp. **Environmental Toxicology And Chemistry**, v. 21, n. 10, p.2146-2156, 2002.

PHOLKERN, K.; SRISUK, K.; GRISCHEK, T.; SOARES, M.; SCHAFER, S.; ARCHWICHAI, L.; SARAPHIROM, P.; PAVELIC, P.; WIROJANAGUD, W. Riverbed clogging experiments at potential river bank filtration sites along the Ping River, Chiang Mai, Thailand. **Environmental earth sciences**, v. 73, n. 12, p. 7699-7709, 2015.

PRAVEENA, S. M.; RASHID, M. Z. M.; NASIR, F. A. M.; YEE, W. S.; ARIS, A. Z. Occurrence and potential human health risk of pharmaceutical residues in drinking water from Putrajaya (Malaysia). **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 180, p.549-556, 2019.

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

RAGASSI, B.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; SILVA JUNIOR, O. P. Monitoramento e remoção de anti-inflamatórios em estação de tratamento de esgoto com lagoas de estabilização. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 53, p. 1-12, 3 2020.

RAGUGNETTI, M.; ADAMS, M. L.; GUIMARÃES, A. T. B.; SPONCHIADO, G.; VASCONCELOS, E. C.; OLIVEIRA, C. M. R. Ibuprofen Genotoxicity in Aquatic Environment: an experimental model using oreochromis niloticus. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 218, n. 1-4, p. 361-364, 2010.

RANG, H. P; RITTER, J. M; FLOWER, R. J; HENDERSON, G. **Rang & Dale Farmacologia**. 8. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2016. 1939 p.

RAY, C. **Riverbank Filtration: Understanding Contaminant Biogeochemistry and Pathogen Removal**. Tihany: Nato Science Series, 2002. 262 p.

REGNERY, J.; BARRINGER, J.; WING, A. D.; HOPPE-JONES, C.; TEERLINK, J.; DREWES, J. E. Start-up performance of a full-scale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals. **Chemosphere**, v. 127, p.136-142, 2015.

RIGOBELLO, E. S.; DANTAS, A. B.; BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. Eficiência do tratamento de água em ciclo completo na remoção do Diclofenaco Sódico. **Brazilian Journal Of Development**, v. 6, n. 3, p. 13881-13892, 2020.

RIGOBELLO, E. S.; DANTAS, A. B.; BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. Removal of diclofenac by conventional drinking water treatment processes and granular activated carbon filtration. **Chemosphere**, v. 92, n. 2, p. 184-191, 2013.

RIVERA-JAIMES, J. A.; POSTIGO, C.; MELGOZA-ALEMÁN, R. M.; ACEÑA, J.; BARCELÓ, D.; ALDA, M. L. Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: occurrence and environmental risk assessment. **Science Of The Total Environment**, v. 613-614, p. 1263-1274, 2018.

ROCHA, S. F.; MARQUES, E. A. G. Caracterização Hidrogeológica de um Sistema de Filtração em Margem de Lago. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 39, n. 1, p. 133-141, 2016.

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

RONGHANG, M; GUPTA, A; MEHROTRA, I; KUMAR, P; PATWAL, P; KUMAR, S; GRISCHEK, T; SANDHU, C. Riverbank filtration: A case study of four sites in the hilly regions of Uttarakhand, India. **Sustainable Water Resources Management**, v. 5, n. 2, p. 831-845, 2018.

SAHOO, G; RAY, C; WANG, J; HUBBS, S; SONG, R; JASPERSE, J; SEYMOUR, D. Use of artificial neural networks to evaluate the effectiveness of riverbank filtration. **Water Research**, v. 39, n. 12, p.2505-2516, 2005.

SAHU, R. L.; DASH, R. R.; PRADHAN, P. K.; DAS, P. Effect of hydrogeological factors on removal of turbidity during river bank filtration: Laboratory and field studies. **Groundwater For Sustainable Development**, v. 9, p.1-14, 2019.

SANDHU, C.; GRISCHEK, T.; BÖRNICK, H.; FELLER, J.; SHARMA, S. K. A Water Quality Appraisal of Some Existing and Potential Riverbank Filtration Sites in India. **Water**, v. 11, n. 2, p.215-232, 2019.

SANTIAGO, M. F.; FRISCHKORN, H.; SILVA, C. M. S. V. Métodos Isotópicos. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008. p. 812.

SANTIAGO, M. M. F.; SILVA, C. M. S. V.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J.; GRANJEIRO, M. L. **Hidrogeologia da bacia sedimentar de Lavras da Mangabeira: caracterização hidroquímica e de vulnerabilidade**. CPRM, 2007.

SANTOS, L. L.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R. de; ZUCCHI, M. R. Utilização de isótopos estáveis para análise da interação da água superficial e água subterrânea num estudo de filtração em margens. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 16, 2010, São Luiz. **Anais [...]**. São Paulo: Congresso Brasileiro de águas Subterrâneas, 2010. p. 1-14.

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

SANTOS, L. L; CABRAL, J. J. S. P; MELO, R. T.; MOLICA, R. J. R; BARROS, T. H. S. Aplicação da Técnica de Filtração em Margens em um Reservatório Eutrofizado no Semi-Árido Nordeste. XIV World Water Congress. Congresso Internacional de Recursos Hídricos. Porto de Galinhas-PE, 2011.

SANTOS, P. R. O.; COSTA, M. J.; SANTOS, A. C. A.; SILVA-ZACARÍN, E. C.M.; NUNES, B. Neurotoxic and respiratory effects of human use drugs on a Neotropical fish species, *Phalloceros harpagos*. **Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 230, p. 108683, 2020.

SANTOS, R. M. S. **Avaliação da qualidade de água e presença de compostos emergentes em rios no semiárido pernambucano**. 2020. 182 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2020.

SATHISHKUMAR, P.; MEENA, R. A. A.; PALANISAMI, T.; ASHOKKUMAR, V.u; PALVANNAN, T.; GU, F. L. Occurrence, interactive effects and ecological risk of diclofenac in environmental compartments and biota - a review. **Science Of The Total Environment**, v. 698, p. 134057, 2020.

SCHMIDT, C. K; LANGE, F. T; BRAUCH, H. J; KUHN, W. Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany. **Water Technology Center**, Karlsruhe, p.1-17, 2003.

SCHMIDT, S.; HOFFMANN, H.; GARBE, L.; SCHNEIDER, R. J. Liquid chromatography–tandem mass spectrometry detection of diclofenac and related compounds in water samples. **Journal Of Chromatography A**, v. 1538, p. 112-116, 2018.

SCHWAIGER, J.; FERLING, H.; MALLOW, U.; WINTERMAYR, H.; NEGELE, R.D. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac. **Aquatic Toxicology**, v. 68, n. 2, p. 141-150, 2004.

SCHWARZ, S.; SCHMIEG, H.; SCHEURER, M.; KÖHLER, H-R.; TRIEBSKORN, R. Impact of the NSAID diclofenac on survival, development, behaviour and health of embryonic and juvenile stages of brown trout, *Salmo trutta f. fario*. **Science Of The Total Environment**, v. 607-608, p. 1026-1036, 2017.

SENS, M. L; DALSASSO, R. L; MONDARDO, R. I; FILHO, L. C. M. Filtração em Margem. In: PÁDUA, V. L. **Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Rio de Janeiro: Abes, 2006. p. 173-236.

SHAMSUDDIN, M. K. N.; SULAIMAN, W. N. A.; SURATMAN, S.; ZAKARIA, M. P.; SAMUDING, K. Groundwater and surface-water utilisation using a bank infiltration technique in Malaysia. **Hydrogeology Journal**, v. 22, n. 3, p. 543-564, 2014.

SHARMA, B.; GRISCHEK, T.; KIMOTHI, P.C. A sustainable solution for safe drinking water through bank filtration technology in Uttarakhand, India. **Current Science**, v. 107, n. 7, p.1118-1124, 2014.

SHARMA, M.; VERMA, S.; SHARMA, P. Behavioural and genotoxic effects of paracetamol after subchronic exposure to *Cyprinus carpio*. **Journal Of Entomology And Zoology Studies**, v. 7, n. 3, p. 22-25, 2019.

SHRIKOTI, A; SHARMA, M. P. Comparison of River Bank Filtration with other filtration technique at Haridwar city. **International Research Journal Of Engineering And Technology (irjet)**, v. 6, n. 6, p.2576-2581, 2019.

SIBEKO, P. A.; NAICKER, D.; MDLULI, P. S.; MADIKIZELA, L. M. Naproxen, ibuprofen, and diclofenac residues in river water, sediments and *Eichhornia crassipes* of Mbokodweni river in South Africa: an initial screening. **Environmental Forensics**, v. 20, n. 2, p. 129-138, 2019.

SIJIA, L.; RUI, D.; XIANGPING, N. Assessment of oxidative stress of paracetamol to *Daphnia magna* via determination of Nrf1 and genes related to antioxidant system. **Aquatic Toxicology**, v. 211, p. 73-80, 2019.

SILVA, M. B. SANTOS, D. B; SILVA, G. P.; BATISTA, R. O; SILVA, S. C. Tratamento da água armazenada em cisternas utilizando radiação solar. **Enciclopédia Biosfera: Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 9, n. 16, p.199-2014, 2013.

SOUSA, D. N. R.; MOZETO, A. A.; CARNEIRO, R. L.; FADINI, P. S. Spatio-temporal evaluation of emerging contaminants and their partitioning along a Brazilian watershed. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 25, n. 5, p. 4607-4620, 2017.

SU, X.; LU, S.; GAO, R.; SU, D.; YUAN, W.; DAI, Z.; PAPAVASILOPOULOS, E. N. Groundwater flow path determination during riverbank filtration affected by

groundwater exploitation: a case study of Liao River, northeast China: a case study of Liao River, Northeast China. **Hydrological Sciences Journal**, v. 62, n. 14, p. 2331-2347, 2017.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo. Ed. Edgard Blucher. EDUSP, 317 p. 1973.

SUNDIN, J.; JUTFELT, F.; THORLACIUS, M.; FICK, J.; BRODIN, T. Behavioural alterations induced by the anxiolytic pollutant oxazepam are reversible after depuration in a freshwater fish. **Science Of The Total Environment**, v. 665, p.390-399, 2019.

THAKUR, A. K.; SINGH, V. P.; OJHA, C. S. P. Evaluation of a probabilistic approach to simulation of alkalinity and electrical conductivity at a river bank filtration site. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 22, p. 3362-3368, 2012.

TRÖGER, R.; KLÖCKNER, P.; AHRENS, L.; WIBERG, K. Micropollutants in drinking water from source to tap - Method development and application of a multiresidue screening method. **Science Of The Total Environment**, v. 627, p. 1404-1432. 2018.

TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. Bank filtration: a simple technology may expensive clean up poor-quality raw surface water. **Environmental Science & Technology**. Colorado, USA, p. 423-428. 2002.

TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. The promise of bank filtration. **Environmental Science & Technology**, p.422-428, 2002.

UNIYAL, D. P; BARI, S. K; ASWAL, J. S; DOBHAR, R; POKHRIYAL, A; KAUSHIK P. K. River bank filtration: an innovative solution for safe drinking water. **Everyman's Science**, Kolkata, v. 53, n. 2, p.70-76, 2018.

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. Spatiotemporal resolved sampling for the interpretation of micropollutant removal during riverbank filtration. **Science Of The Total Environment**, v. 649, p.212-223, 2019.

VERAS, T. B.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; DUARTE, M. M. B.; ZAIDAN, L. E. M. C. Filtração em margem na remoção de fármacos: estudo de caso Rio Beberibe - PE, Brasil. In: Simpósio De Hidráulica E Recursos Hídricos Dos Países De Língua Portuguesa, 13, Porto, 2017. **Anais**. Porto: Researchgate, 2017. p. 1-10.

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

VERLICCHI, P.; GALLETTI, A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: an overview of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal Of Hydrology**, v. 389, n. 3-4, p. 416-428, 2010.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. D.; KOŽELUH, M.; KULE, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 354-364, 2017.

WAHAAB, R. A.; SALAH, A.; GRISCHEK, T. Water Quality Changes during the Initial Operating Phase of Riverbank Filtration Sites in Upper Egypt. **Water**, v. 11, n. 6, p. 1258-1275, 2019.

WEISS, J. W; BOUWER, E. J; ABOYTES, R; LECHEVALLIER, M. W; O'MELIA, C. R; LE, B. T; SCHWAB, K. J. Riverbank filtration for control of microorganisms: Results from field monitoring. **Water research**, v. 39, n. 10, p. 1990-2001, 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 4. ed. Geneva: Incorporating The First Addendum, 2017. 631 p.

XIA, L.; ZHENG, L.; ZHOU, J. L. Effects of ibuprofen, diclofenac and paracetamol on hatch and motor behavior in developing zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 182, p. 416-425, 2017.

ZHENG, Y.; LU, G.-H.; SHAO, P.-W.; PIAO, H.-T.; GAI, N.; RAO, Z.; ZHAO, Q.; YANG, Y.-L. Source Tracking and Risk Assessment of Pharmaceutical and Personal Care Products in Surface Waters of Qingdao, China, with Emphasis on Influence of Animal Farming in Rural Areas. **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, v. 78, n. 4, p. 579-588, 2020.

ZURIAGA, E.; LOMBA, L.; GERMAN, B.; LANUZA, P. M.; ALDEA, L.; RIBATE, M. P.; GARCÍA, C. B.; GINER, B. Ecotoxicity in *Aliivibrio fischeri* of Ibuprofen, Omeprazole and their Mixtures. **Chemistry And Ecology**, v. 35, n. 2, p. 102-114, 2018.

ANEXO A – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO PRÓXIMO À ETA REDENÇÃO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F1)

[illegible]

**ANEXO B – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO
PRÓXIMO À ETA REDENÇÃO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F2)**

[illegible]

ANEXO C – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO
PRÓXIMO À ETA DO CENTRO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F3)

[illegible]

ANEXO D – SEÇÃO LITOLÓGICA ÀS MARGENS DO RIO SÃO FRANCISCO
PRÓXIMO À ETA DO CENTRO (SANTA MARIA DA BOA VISTA, F4)

[illegible]