



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

LUCAS CAITANO DA SILVA

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E BIOLÓGICA DA ZONA HIPORREICA NA
INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO EM TRECHO DO RIO SÃO FRANCISCO**

Caruaru
2023

LUCAS CAITANO DA SILVA

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E BIOLÓGICA DA ZONA HIPORREICA NA
INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO EM TRECHO DO RIO SÃO FRANCISCO**

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

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

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

Caruaru
2023

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Paula Silva - CRB/4 - 1223

S586c Silva, Lucas Caitano da.
Caracterização física e biológica da zona hiporreica na interação rio-aquífero em trecho do rio São Francisco. / Lucas Caitano da Silva. – 2023.
110 f.; il.: 30 cm.

Orientador: Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2023.
Inclui Referências.

1. Ecossistemas - Pernambuco. 2. Rios - Pernambuco. 3. Aquíferos - Pernambuco. 4. Água – Purificação – Filtração - Pernambuco. 5. Abastecimento de água - Pernambuco. 6. Estudos de viabilidade - Pernambuco. I. Paiva, Anderson Luiz Ribeiro de (Orientador). II. Título.

CDD 620 (23. ed.) UFPE (CAA 2023-014)

LUCAS CAITANO DA SILVA

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E BIOLÓGICA DA ZONA HIPORREICA NA
INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO EM TRECHO DO RIO SÃO FRANCISCO**

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

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Aprovada em: 27/02/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves (Examinadora Interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Sylvana Melo dos Santos (Examinadora Interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Fabricio Motteran (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Ao meu primo e melhor amigo,
Fábio da Mata (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Começo agradecendo ao meu irmão, Luan Vinícius. Foi quem mais ouviu e acompanhou de perto, todo o esforço durante esse trabalho. A única pessoa que sabia exatamente tudo que aconteceu durante esses anos. Aos meus pais, Ailton Caitano e Luciana Terezinha, pela compreensão e auxílio.

Às pessoas que foram meus maiores apoios e, literalmente, refúgios, André Medeiros, Thaciana Rodrigues, Nayade Serpa e Jeferson Macedo. Aos meus amigos, Gabriela Omena, Sofia Chalegre, Mathaus Ranie e Marcela Miranda por estarem presentes e serem alívio.

Aos meus amigos, Adson Carvalho e Raquel Ferreira, por todos os conselhos nesses anos e parceria dentro e fora da universidade. À Natália Melo pelo aconselhamento e mentoria quando eu mais precisei.

Ao meu orientador, Anderson Paiva, pela orientação e compreensão para realização desse projeto.

Aos motoristas da UFPE, Hugo e Naldo, pela torcida e por ajudar da forma mais nobre possível.

Agradeço aos professores Elizabeth Pastich, Giuliana Franca, José Moura e Sylvana Melo pelas contribuições para realização da pesquisa e às técnicas dos Laboratórios, Emanuelle Patrícia do LEA e Luciana do LABOGEO. Por fim, à Secretaria do PPGEACAM, em nome de José Marcelo, por toda resolutividade e prestatividade durante esses anos.

RESUMO

As condições climatológicas das regiões semiáridas agravam a situação da disponibilidade de recursos hídricos. No estado de Pernambuco não é diferente, há um crescente desafio em relação ao abastecimento de água potável, gerando problemas particularmente graves à população. Além da problemática da demanda, deve-se também garantir que a água distribuída esteja dentro dos devidos padrões exigidos para evitar danos à saúde. Dentre as melhores técnicas alternativas de tratamento de água, está a Filtração em Margem (FM) que a depender dos aspectos locais pode propor um eficiente processo de atenuação da poluição, incrementando a sustentabilidade do fornecimento de água potável a um custo mais baixo. Fundamentalmente, a compreensão da interação entre o manancial superficial e o aquífero subterrâneo é de total relevância para aplicação da FM. A zona interfacial em que as águas superficiais e subterrâneas se misturam, conhecida como Zona Hiporreica (ZH), é relevante para diversos processos e organismos do ecossistema aquático. Entre os vários grupos de organismos presentes na ZH, destaca-se a Meiofauna. Pouco se sabe sobre a influência de animais bentônicos, como a meiofauna, na eficiência da FM. O presente trabalho propôs avaliar a possibilidade de aplicação da técnica de Filtração em Margem como solução para o abastecimento público considerando as caracterizações física e biológica da zona hiporreica de um trecho do rio São Francisco que passa pelas cidades Orocó e Santa Maria da Boa Vista, ambas no estado de Pernambuco. Foram escolhidas para avaliação de viabilidade, partindo do interesse da Companhia Pernambucana de Saneamento, os municípios de Orocó e Santa Maria da Boa Vista, localizados na região do Submédio São Francisco. Como metodologia dessa avaliação realizou-se Ensaios de Sondagem SPT, Granulometria e Teores de Matéria Orgânica Total (MOT) e Carbonato de Cálcio (CaCO_3) pensando na caracterização física da ZH e análise da meiofauna para sua caracterização biológica. Nas duas localidades em Santa Maria da Boa Vista, observaram-se solos com altos teores de finos, pobreza na seleção de grãos, e amostras classificadas entre argila grossa a areia grossa, além da sua análise dos teores de MOT e CaCO_3 evidenciar que as variações verticais e temporais influenciam sobre a densidade da meiofauna na ZH. Já em Orocó, observou-se um solo raso bastante rochoso e composto por seixos. A meiofauna foi representada por 472 indivíduos, com uma predominância de quase 60% do grupo taxonômico Nematoda.

Entre os pontos de coleta, Santa Maria da Boa Vista obteve a maior densidade de meiofauna. Apesar da necessidade, a aplicação da técnica de FM nas duas cidades manifestou-se desfavorável devido as características físicas do solo. Por fim, pensando em continuar a buscar por um local ideal para um sistema de FM, sugere-se procurar, dentro das áreas com maiores favorabilidades hidrogeológicas, um município às margens do rio que esteja próximo aos aquíferos sedimentares.

Palavras-chave: meiofauna; zona hiporreica; filtração em margem; abastecimento de água.

ABSTRACT

The climatological conditions of the semiarid regions aggravate the water resources availability. In the state of Pernambuco, it is not different, there is a growing challenge in relation to the supply of potable water, generating particularly serious problems for the population. In addition to the problem of demand, it is also necessary to ensure that the distributed water is within the required standards to avoid health damage. Among the best alternative water treatment techniques is Bank Filtration (BF), which depending on local aspects proposes an efficient pollution attenuation process, ensuring sustainability in the supply of potable water at a lower cost. Fundamentally, the understanding of the interaction between the surface water source and the underground aquifer is of total relevance for the application of BF. The interfacial zone where surface and groundwater mix, known as the Hyporheic Zone (HZ), is relevant to many processes and organisms in the aquatic ecosystem. Among the various groups of organisms present in the HZ, Meiofauna stands out. Little is known about the influence of benthic animals, such as meiofauna, on BF efficiency. The present work proposed to evaluate the possibility of applying the River Bank Filtration technique as a solution for public water supply, considering the physical and biological characterization of the hyporheic zone of a stretch of the São Francisco River that passes through the cities of Orocó and Santa Maria da Boa Vista, both in the state of Pernambuco. The municipalities of Orocó and Santa Maria da Boa Vista, located in the Submedial physiographic region of the São Francisco watershed, were chosen for the feasibility assessment, based on the interest of the Pernambuco Waterworks and Sewer Company (COMPESA). As a methodology for this evaluation, Standard Penetration Test (SPT), Granulometry and Total Organic Matter and Calcium Carbonate (CaCO_3) test were carried out considering the physical characterization of the HZ and analysis of the meiofauna for its biological characterization. In both locations in Santa Maria da Boa Vista, soils with high levels of fines, poor selection of grains, and samples classified between coarse clay and coarse sand were observed, in addition, their analysis of MOT and CaCO_3 contents showed that vertical and temporal variations reflect on the meiofauna density in the ZH. In Orocó, on the other hand, a shallow soil that was quite rocky and made up of pebbles was observed. The meiofauna was represented by 472 individuals, with a predominance of almost 60% of the taxonomic group Nematoda. Among the collection points, Santa Maria da Boa

Vista had the highest meiofaunal density. Despite the need, the application of the BF technique in both cities was unfavorable due to the physical characteristics of the soil. Finally, thinking of continuing to search for an ideal location for an FM system, it is suggested to look for, within the areas with the greatest hydrogeological favorability, a municipality on the banks of the river that is close to the sedimentary aquifers.

Keywords: meiofauna; hyporheic zone; bank filtration; water supply.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Diagrama do funcionamento da Filtração em Margem.	21
Figura 2 –	Poço coletor horizontal com a casa de bomba.	27
Figura 3 –	Poço vertical e fluxo próximo ao rio.	28
Figura 4 –	Galeria de poços verticais com casa de bombas.	29
Fluxograma 1 –	Influência nos processos de colmatação.	40
Mapa 1 –	Bacia hidrográfica do rio São Francisco e suas regiões fisiográficas.	48
Gráfico 1 –	Ciclo interanual da precipitação acumulada.	49
Mapa 2 –	Geologia por natureza de rochas predominantes.	50
Mapa 3 –	Localização dos municípios de Orocó e Santa Maria da Boa Vista.	52
Fotografia 1 –	Estação de Tratamento de Água de Orocó do tipo compacta, com tanques pressurizados de flocculador, decantador e filtro de areia.	53
Fotografia 2 –	Estações de Tratamento de Água de Santa Maria da Boa Vista.	54
Fluxograma 2 –	Fluxograma de atividades metodológicas da pesquisa.	55
Mapa 4 –	Localização dos pontos de coleta na cidade de Santa Maria da Boa Vista.	56
Mapa 5 –	Localização do ponto de coleta na cidade de Orocó.	57
Desenho 1 –	Esquema de localização dos furos de sondagem em relação às margens do rio.	57
Fotografia 3 –	Realização dos dois furos próximos da ETA Redenção nas margens do rio São Francisco.	58
Fotografia 4 –	Realização dos dois furos próximos da ETA Santa Maria da Boa Vista nas margens do rio São Francisco.	58
Fotografia 5 –	Localização dos dois pontos em Orocó às margens do rio São Francisco.	59
Fotografia 6 –	Escavações possíveis nos dois furos de Orocó.	59
Quadro 1 –	Lógica de nomeação das amostras dos ensaios de sondagem.	60

Quadro 2 –	Nomes das amostras dos ensaios de sondagem.	60
Quadro 3 –	Lógica de nomeação das amostras de granulometria, teor de MOT e CaCO ₃ .	61
Quadro 4 –	Nomes das amostras de granulometria, teor de MOT e CaCO ₃ .	61
Quadro 5 –	Lógica de nomeação das amostras de meiofauna.	63
Quadro 6 –	Nomes das amostras de meiofauna.	64
Fluxograma 3 –	Fluxograma dos processos da análise de meiofauna.	65
Fotografia 7 –	Solo arenoso de Orocó com presença de seixos grandes.	69
Gráfico 2 –	Frações granulométricas da ZH no submédio São Francisco, em Santa Maria da Boa Vista.	70
Gráfico 3 –	Frações granulométricas da ZH no submédio São Francisco, próximo a ETA Redenção.	71
Gráfico 4 –	Frações granulométricas da ZH no submédio São Francisco, em Orocó.	72
Gráfico 5 –	Teores de MOT (%) na ZH do trecho do rio São Francisco.	73
Gráfico 6 –	Teores de CaCO ₃ (%) na ZH do trecho do rio São Francisco.	74
Gráfico 7 –	Frequência de ocorrência de cada táxon de meiofauna na ZH do trecho do rio São Francisco.	75
Gráfico 8 –	Proporção (%) da abundância relativa de indivíduos de meiofauna na ZH do trecho do rio São Francisco de cada cidade.	75
Gráfico 9 –	Densidade média e desvio padrão das amostras de meiofauna na ZH em cada cidade do trecho do rio São Francisco.	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Caracterização das regiões fisiográficas do rio São Francisco.	48
Tabela 2 –	Precipitação média, mínima média e máxima média anual (mm/ano).	49
Tabela 3 –	Dados demográficos das cidades pré-escolhidas no submédio São Francisco.	53
Tabela 4 –	Análise granulométrica das amostras tiradas dos furos de SPT em Santa Maria da Boa Vista (continua).	67
Tabela 5 –	Análise granulométrica do leito do rio São Francisco, em Santa Maria da Boa Vista, ETA Redenção e Orocó.	69

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BF	<i>Bank Filtration</i>
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
CBHSF	Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CTG	Centro de Tecnologia e Geociências
DOCEAN	Departamento de Oceanografia
ETA	Estação de Tratamento de Água
FM	Filtração em Margem
GRH	Grupo Recursos Hídricos
HZ	<i>Hyporheic Zone</i>
LABGEO	Laboratório de Geotecnia
LABOGEO	Laboratório de Oceanografia Geológica
LEA	Laboratório de Engenharia Ambiental
MOT	Matéria Orgânica Total
pH	Potencial de Hidrogênio
SPT	<i>Standard Penetration Test</i>
SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UNICEF	Fundo Internacional de Emergência das Nações Unidas para a Infância
ZH	Zona Hiporreica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	OBJETIVOS	19
1.1.1	Objetivo geral	19
1.1.2	Objetivos específicos	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1	FILTRAÇÃO EM MARGEM	21
2.1.1	Características da Filtração em Margem	21
2.1.2	Filtração em Margem: utilização no Brasil e no mundo	23
2.1.3	Configurações da Filtração em Margem	27
2.1.4	Aplicação da Filtração em Margem	30
2.1.4.1	<i>Vantagens da aplicação da Filtração em Margem</i>	30
2.1.4.2	<i>Problemáticas da aplicação da Filtração em Margem</i>	31
2.2	ZONA HIPORREICA	32
2.2.1	Formação da zona hiporreica	36
2.2.2	Características do solo	37
2.2.3	Colmatação	38
2.3	MEIOFAUNA	41
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	47
3.1	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO	47
4	METODOLOGIA	52
4.1	ÁREA DA PESQUISA	52
4.2	CARACTERIZAÇÃO DA ZONA HIPORREICA	54
4.2.1	Ensaio de sondagem	56
4.2.2	Granulometria, teor de MOT e CaCO₃ da ZH	60
4.2.3	Meiofauna	63

4.3	AVALIAÇÃO FINAL DA APLICABILIDADE DA TÉCNICA	66
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1	GRANULOMETRIA	67
5.2	TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL E CaCO ₃	72
5.3	MEIOFAUNA	74
5.4	DIAGNÓSTICO FINAL	78
6	CONCLUSÃO	80
	REFERÊNCIAS	81

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural crucial para a manutenção da vida no planeta. A preocupação com a sua disponibilidade é uma questão global. Com o aumento populacional atrelado ao desenvolvimento econômico e da alta taxa de urbanização, a demanda mundial por água potável cresce vertiginosamente, a uma taxa de aproximadamente 1% por ano UNESCO (2018). Além disso, de acordo com o relatório *Reimagining Wash – Water Security for All* (UNICEF, 2021), atualmente mais de 1,4 bilhão de pessoas vivem em áreas de alta ou extremamente alta vulnerabilidade de água.

Devido às ações antrópicas, por provocar alterações e impactos ao meio ambiente, as condições necessárias para manutenção dos corpos hídricos têm sido prejudicadas, o que tem aumentado a necessidade da busca por fontes de captação em lugares cada vez mais distantes e/ou por técnicas de tratamento cada vez mais sofisticadas e econômicas. As alterações nos padrões de chuvas, provocadas pelas mudanças climáticas, agravam o cenário da escassez de água principalmente devido aos eventos climáticos extremos, como longos períodos de seca ou, em outros casos, grandes inundações que danificam a infraestrutura de saneamento de centros urbanos comprometendo o abastecimento.

Para as regiões semiáridas, as condições climatológicas locais agravam a problemática da disponibilidade de recursos hídricos. A região semiárida brasileira é composta por 1.262 municípios, com uma área total de 1.128.697 Km² e a Resolução nº 107, de 27 de julho de 2017 elaborada pela Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) (BRASIL, 2021), estabelece os seguintes critérios técnicos e científicos para delimitação do semiárido: i) precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm; ii) índice de aridez de igual ou inferior a 0,50; iii) percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60%, considerando todos os dias do ano.

No estado de Pernambuco não é diferente, há um crescente desafio em relação ao abastecimento de água potável no estado, gerando problemas particularmente graves à população local, como por exemplo no enfrentamento à seca e na produção da agropecuária. Além da problemática da demanda, deve-se também garantir que a água distribuída esteja dentro dos devidos padrões exigidos para evitar danos à saúde das pessoas.

A bacia do rio São Francisco é a terceira em importância no Brasil e engloba uma área de aproximadamente 639.000 km², passando por 7 estados brasileiros. Por tamanha dimensão e por mudanças de características físicas e de relevo, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF) divide a bacia em quatro regiões: Alto São Francisco, Médio São Francisco, Submédio São Francisco, e Baixo São Francisco. Atualmente, a qualidade da água do rio sofre grande impacto antrópico por onde passa, principalmente próximo a áreas urbanizadas, mas por apresentar alta vazão, a degradação é apenas pontual e logo o rio depura toda poluição recebida (SILVA *et al.*, 2010; GONÇALVES *et al.*, 2011; PERES, 2015). Entretanto, dentro da bacia do rio São Francisco já se observam áreas com susceptibilidade a eventos de extrema seca, onde há uma diminuição nos níveis de cota e vazão ao longo dos anos. Isto está relacionado ao déficit na recarga pluvial, provocada pelas alterações climáticas que inibem as chuvas e também pelas alterações de uso e cobertura do solo com o avanço do desmatamento e de atividades de agropecuária na região (GOMES, 2022).

Diante dessa problemática, vem crescendo um interesse em pesquisas que possam melhorar e desenvolver técnicas alternativas mais eficientes e econômicas para tratamento de água nos sistemas já implantados em centros urbanos. Destaca-se: a desinfecção por ozônio (GORITO *et al.*, 2021; ISSAKA *et al.*, 2022; TALIB e RANDHIR, 2016; GUO *et al.*, 2012), processos oxidativos avançados com radiação Ultravioleta (PAL *et al.*, 2010; YIN; SHANG, 2020; TIAN *et al.*, 2020), UV-peróxido (CHU *et al.*, 2016; ASTUTI; RANGSIVEK; PADHYE, 2022; PAI; WANG, 2022;) e Fenton (BABUPONNUSAMI; MUTHUKUMAR, 2014; LAI; CHUN, 2017; HE; ZHOU, 2017; VORONTSOV, 2019) a separação por membranas como microfiltração (GUO *et al.*, 2010; MÓLGORA *et al.*, 2013; ANIS; HASHAIKEH; HILAL, 2019), ultrafiltração (TRIVUNAC; STEVANOVIC, 2006; YOON, 2007; YOON *et al.*, 2009), nanofiltração (KOYUNCU *et al.*, 2008; JIN; HU; ONG, 2010; SINGH *et al.*, 2020) e osmose reversa (SOURIRAJAN, 1970; OZAKI, SHARMA; SAKTAYWIN, 2002; AL-RIFAI; KHABBAZ; SCHAFFER, 2011), o uso do carvão ativado (SCHOONENBERG KEGEL; RIETMAN; VERLIEFDE, 2010; KENNEDY *et al.*, 2015; SHENG *et al.*, 2016; ORHA *et al.*, 2017), e dentre os mais conhecidos, a Filtração em Margem (FM).

O método da FM é bastante eficiente e de custo reduzido, e se baseia na instalação de poços próximos a um manancial, cuja água superficial, induzida a passar pelos finos do solo devido ao diferencial hidráulico provocado pelo bombeamento,

sofre processos físico-químicos e biológicos que melhoram sua qualidade. A ação do bombeamento provoca um cone de depressão no poço coletor que induz a água do manancial a passar pelo meio poroso do subsolo até o poço (RAY *et al.*, 2002).

A FM, a depender das condições locais da instalação e da qualidade da água do manancial, pode ser considerada como um eficiente processo de atenuação da poluição, incrementando a sustentabilidade do fornecimento de água potável a um custo mais baixo. Como na maioria dos sistemas de abastecimento o tratamento da água é um processo de múltiplas barreias, a FM pode ser incrementada nos processos de atenuação da poluição desses sistemas. Entretanto, já se encontra em alguns lugares do mundo, com condições da água bruta favoráveis, a FM sendo usada como único tratamento antes da desinfecção na produção de água potável (MONDARDO, 2009).

Esta técnica vem auxiliando o fornecimento de água para abastecimento público por mais de um século em várias partes do mundo como: Alemanha, 16%; Hungria 40%; França, 50% e; Suíça, 80% (PAIVA, 2009).

Diversos fatores podem interferir na eficiência dessa técnica, como a qualidade da água bruta superficial, condições hidrogeológicas do aquífero, interface rio-aquífero, gradiente hidráulico, taxa de infiltração condutividade hidráulica e a distância entre a margem e os poços de bombeamento (RAY *et al.*, 2002).

Fundamentalmente, a compreensão da interação entre o manancial superficial e o aquífero subterrâneo é de total relevância para aplicação da FM, já que uma superexploração e/ou quaisquer impactos em um dos meios podem implicar em consequências na disponibilidade do recurso do outro.

Embora o termo Zona Hiporreica (ZH) às vezes seja usado como sinônimo de leito, é mais precisamente a zona em que as águas superficiais e subterrâneas se misturam. A ZH é uma zona interfacial importante para muitos processos e organismos essenciais (BOANO *et al.*, 2014). O estudo do fluxo de água, que ocorre devido à interação rio-aquífero na ZH, tem significativa relevância, podendo representar grande oportunidade para se avaliar a eficácia da ZH na melhoria da qualidade de água ou servindo como uma barreira contra a contaminação do aquífero (LAWRENCE *et al.*, 2013).

A presença de organismos na ZH se dá pela existência de grande infiltração de matéria orgânica nos interstícios dos sedimentos (VERAS *et al.*, 2017). A atividade microbiana (de bactérias, protozoários, etc.) causa a produção de substâncias

polissacarídeos extracelulares, outra fonte de matéria orgânica particulada fina, que, quando em concentrações abundantes, é o grande responsável por formar o biofilme nos primeiros centímetros do leito do rio (MAUCLAIRE *et al.*, 2004). Esse biofilme retarda o processo de FM por ser capaz de impedir a passagem da água pelos sedimentos da ZH.

Essa matéria orgânica particulada fina existente na ZH é a principal fonte de alimento para outro grupo de seres vivos que também habitam o ambiente hiporreico. Chamados de meiofauna, esse grupo compreende organismos de pequeno porte presos ou associados a partículas e substratos bentônicos, comumente descritos e definidos pelo seu tamanho (FENCHEL, 1978; HIGGINS; THIEL, 1988).

Esses organismos são importantes pela sua capacidade de agir na degradação da matéria orgânica particulada fina, bem como também em uma absorção de outros nutrientes que favorecem a eficiência natural de autopurificação na interface água subterrânea-superficial (GIERE, 2009; FREITAS *et al.*, 2019).

Por causa da atividade alimentar da meiofauna detritívora, que também se locomove pelos interstícios, provoca-se uma realocação das partículas subsuperficiais do leito, o que dificulta os processos de entupimento dos sedimentos, permitindo o fluxo hídrico na ZH (HOFFMANN; GUNKEL, 2011).

Portanto, o desempenho da meiofauna presente no ecossistema da ZH pode ser favorável ao processo de FM principalmente por garantir a passagem da água pelos sedimentos, mas também por diminuir a concentração de partículas orgânicas carreadas pela água.

Diante do exposto, é de muita relevância para a melhor análise da interação manancial-aquífero, visando a aplicação de um projeto de FM, a caracterização biológica e sedimentológica da ZH como uma zona de interação das águas subterrâneas com as águas superficiais.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a possibilidade de aplicação da técnica de Filtração em Margem como solução para o abastecimento público considerando as caracterizações física e biológica da zona hiporreica de um trecho do rio São Francisco que passa pelas cidades Orocó e Santa Maria da Boa Vista, ambas no estado de Pernambuco.

1.1.2 Objetivos específicos

- Compreender e avaliar os aspectos físicos dos sedimentos que compõe a ZH do corpo hídrico de Orocó e Santa Maria da Boa Vista – PE;
- Analisar mediante caracterização biológica os sedimentos da ZH através de levantamento de meiofauna;
- Avaliar, a partir do agrupamento dos resultados obtidos, a aplicabilidade da técnica de FM para o abastecimento público no sistema de Orocó e Santa Maria da Boa Vista – PE.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

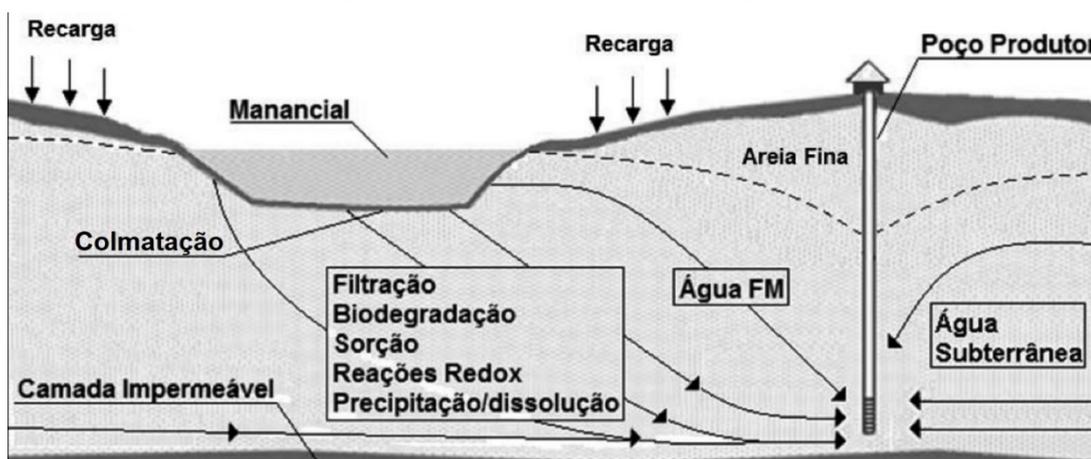
2.1 FILTRAÇÃO EM MARGEM

2.1.1 Características da Filtração em Margem

A FM é um processo no qual a água de um manancial superficial, seja de um rio ou lago, passa por um fluxo subterrâneo causado pelo abaixamento da carga hidráulica devido a abstração de poços verticais ou horizontais (GRISCHEK *et al.*, 2003). A FM induzida por ação de bombeamento é utilizada como uma técnica alternativa na indústria de abastecimento de água bastante eficiente e de custo reduzido (RAY *et al.*, 2002b). É um processo de tratamento de baixo custo e sustentável que atenua a maioria das concentrações de contaminantes até o limite aceitável e aumenta sua estabilidade biológica (RAY; MELIN; LINSKY, 2002; MAMDOUH *et al.*, 2021).

Durante a passagem da água pela ZH, que é a zona de transição entre o ambiente superficial e o subterrâneo (VERAS *et al.*, 2017), ocorre uma sequência de processos químicos, físicos e biológicos que reduzem as concentrações de poluentes, como mostra a Figura 1 (ROMERO-ESQUIVEL *et al.*, 2016; adaptado de HISCOCK; GRISCHEK, 2002; SENS *et al.*, 2006).

Figura 1 – Diagrama do funcionamento da Filtração em Margem.



Fonte: Romero-Esquivel *et al.* (2016), adaptado de Hiscock e Grischek (2002) e Sens *et al.* (2006).

A ZH exerce um papel fundamental na interação manancial superficial e aquífero subterrâneo por agir como regulador no fluxo de água e como filtro natural

(MUGNAI; MESSANA; DI LORENZO, 2015). A água extraída do poço é uma mistura da água do rio, da água subterrânea e de outras fontes de recarga, como precipitação e irrigação (MAMDOUH *et al.*, 2021). Para Sprenger *et al.* (2011), como a água captada é sempre uma mistura de água subterrânea ambiente e da infiltração induzida da água superficial, este efeito de diluição deve ser considerado, pois se torna particularmente significativo para poços localizados mais longe da água superficial.

Se um esquema de FM for adequadamente projetado, acontece vários processos naturais de tratamento, incluindo filtração, biodegradação, adsorção, precipitação química e melhoria da qualidade da água por meio de processos redox durante a passagem subsuperficial da água de superfície através dos materiais de leito do rio e do aquífero (HISCOCK; GRISCHEK, 2002). A eficiência da FM também depende de diversos parâmetros físicos e químicos, como por exemplo: os tamanhos e composição química das partículas suspensas e sedimentos do leito, velocidade da água dos poros, potencial de Hidrogênio (pH) da água dos poros e força iônica (REN; PACKMAN, 2002; TUFENKJI; ELIMELECH, 2004; REN; PACKMAN, 2007).

É durante o percurso até o poço que a qualidade da água é melhorada. A FM pode provocar alterações em termos de vários fatores físico-químicos e biológicos da água, como: turbidez, teor de matéria orgânica, (NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019); pH (SANTOS *et al.*, 2011; JEYAKUMAR *et al.*, 2017); partículas suspensas, precursores de subprodutos da desinfecção (SCHUBERT, 2006; HAMDAN *et al.*, 2012); variações sazonais da temperatura da água (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019); bactérias (HAMDAN *et al.*, 2013; DRAGON *et al.*, 2018; KUMAR *et al.*, 2018), protozoários, vírus (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; FREITAS *et al.*, 2017; JEYAKUMAR *et al.*, 2017); fitoplâncton e cianotoxinas (CHORUS *et al.*, 2001; GRÜTZMACHER *et al.*, 2002; SENS *et al.*, 2006; SENS *et al.*, 2013; ROMERO *et al.*, 2014); carbono orgânico dissolvido (MAENG; LEE, 2019; SANDHU *et al.*, 2019); micropoluentes orgânicos como pesticidas e compostos farmacêuticos (KUEHN; MUELLER, 2000; DRAGON *et al.*, 2018; DRAGON *et al.*, 2019); e cargas repentinas de contaminantes (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; SCHUBERT, 2006).

O custo de construção, operação e manutenção de um sistema de FM é menor quando comparado às Estações de Tratamento de Água (ETA) convencionais (UN-HABITAT, 2018; ABDELRAKY *et al.*, 2020). Além disso, a área necessária para um sistema é relativamente menor do que a área necessária para ETAs convencionais (MAMDOUH *et al.*, 2021).

Locais em potencial devem passar por investigação e análise de acordo com os objetivos, que são extrair a quantidade necessária de água, atingir a porção máxima do filtrado do rio e alcançar a remoção máxima de patógenos e micropoluentes. Portanto, a escolha da localização do site de FM depende de vários fatores para que o sistema seja econômico e eficaz (GUTIÉRREZ; VAN HALEM; RIETVELD, 2017; WAHAAB; SALAH; GRISCHEK, 2019; MAMDOUH *et al.*, 2021).

Levando em consideração as etapas sugeridas por Sandhu (2015) e pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2018) para investigação e determinação do local para instalação do sistema de FM, pode-se listá-las como:

1. Avaliação inicial: investigação com visitas em campo, documentação de informações verbais e fotográficas da área para mapeamento de prováveis locais.
2. Coleta e análise de dados: agrupamento e ponderação dos dados topográficos, hidrográficos, hidrológicos e de acessos dos locais possíveis pré-selecionados;
3. Levantamento básico do local escolhido e instalação de infraestrutura básica: identificação de possíveis pontos para os poços em relação ao manancial superficial e definição da posição de furos de sondagem para coleta de amostras de solo e sua caracterização física e química, determinação de cotas e *datum*, locais de monitoramento de rios e águas subterrâneas e construção de poços exploratórios e de monitoramento.
4. Monitoramento e determinação dos parâmetros do aquífero: monitoramento dos níveis e qualidade das águas fluviais e subterrâneas, geometria do canal fluvial e análise granulométrica e testes de bombeamento.
5. Modelagem analítica ou numérica de fluxo de águas subterrâneas: determinação de caminhos de fluxo, tempos de viagem e porções de filtrado do banco e águas subterrâneas na água extraída.
6. Escolha final do(s) ponto(s) para implantação do(s) poço(s) de produção.

2.1.2 Filtração em Margem: utilização no Brasil e no mundo

No cenário mundial, a Filtração em Margem possui certa construção histórica. O sistema de FM mais antigo conhecido no mundo foi construído em 1810 na Escócia pela concessionária *Glasgow Waterworks Company*. Consistia em um tubo perfurado

instalado paralelamente ao rio Clyde para extrair água filtrada da margem do rio (HUISMAN; OLSTHOORN 1983; RAY *et al.*, 2002a).

Esse exemplo foi seguido em outras obras de água no Reino Unido e, em meados do século XIX, as concessionárias europeias começaram a adotar o processo de FM para se produzir água potável (RAY *et al.*, 2002a).

A FM tem sido usada há mais de cem anos na Alemanha. Um dos primeiros sistemas foi implantado, em 1870, nos dois lados do baixo rio Reno, em Düsseldorf. Devido aos recursos hídricos subterrâneos limitados, a companhia responsável pelo sistema de abastecimento de água na região do Vale do Baixo Reno, *Düsseldorf Waterworks*, preferiu usar a FM para fornecer água potável a uma população de aproximadamente 600 mil habitantes (SONTHEIMER, 1980; RAY *et al.*, 2002a). Maliva (2020) relata que esses sistemas de FM da *Düsseldorf Waterworks* já forneceram, nos primeiros 80 anos de operação, água potável segura do rio Reno com apenas aplicação de desinfecção.

No Egito, Abdelrady *et al.* (2020) avaliaram multidisciplinarmente a viabilidade da aplicação da técnica de FM em Aswan City, desenvolveram um modelo hidrológico, monitoraram a qualidade da água produzida por um ano e conduziram um estudo econômico. Os resultados demonstraram a técnica como um alto potencial de aplicação favorável. Entretanto, os autores apontaram alguns aspectos construtivos importantes a serem observados na fase de projeto que podem restringir a produção, como por exemplo, o tempo de viagem e a distância entre o poço e o manancial.

Boving *et al.* (2018) documentam os desempenhos dos sistemas de FM em quatro aldeias rurais ao longo de um trecho de 64km do alto rio Krishna no sul da Índia, cada um projetado para abastecer aproximadamente 2500 pessoas. Os resultados deste estudo forneceram evidências de que as instalações de FM são desafiadoras, mas possíveis sob as condições climáticas e hidrogeológicas prevalentes nesta parte do sul da Índia, onde geralmente há uma falta dos sedimentos aluviais tipicamente espessos e altamente condutores que são mais comuns ao longo dos principais rios do norte da Índia, como o Ganges ou o Yamuna.

O sistema de FM localizado no rio Serchio em Sant'Alessio, na região de Lucca, Itália, produz água potável constantemente em boa qualidade. Idealizado em 1967, com 4 poços a 100m do rio e uma produção de 3,1Mm³/ano, atualmente esse sistema conta com 12 poços e abastece um volume anual médio de 16Mm³/ano para 300 mil

habitantes em 3 cidades: Lucca, Pisa e Livorno (ROSSETTO *et al.*, 2015; ROSSETTO *et al.*, 2020).

Já em Budapeste, Hungria, a concessionária, Budapest Waterworks, opera 756 poços de FM para abastecimento de 1,89 milhões de habitantes. A capacidade máxima de produção é 1Mm³/dia, entretanto, a média de abastecimento mais recente é em torno de 456.000 m³/dia (NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019).

Masse-Dufresne *et al.* (2019) estudaram a qualidade da água em um sistema de FM perto de Montreal, Canadá, no qual dois lagos contribuíram para o abastecimento, e as taxas de mistura variavam dependendo dos níveis relativos dos lagos e do regime de bombeamento dos poços. Os contrastes de salinidade entre os lagos e as diferenças sazonais nas concentrações de ferro e manganês permitiram entender como modificar o bombeamento para melhorar a qualidade da água bombeada. Na mesma área do sudeste do Canadá, onde contém muitos riachos, lagos e um grande número de poços municipais de abastecimento de água, Patenaude *et al.* (2020) analisaram qual desses poços eram de fato poços de FM que podiam exigir maior proteção contra a poluição potencial das águas superficiais. Eles usaram um GIS com análise de decisão multicritério (MCDA) para categorizar a probabilidade de poços que induziram infiltração de águas superficiais. Verificou-se que quase um milhão de pessoas são abastecidas por poços a 500 m de riachos ou lagos.

No Brasil, os primeiros estudos da aplicação de FM foram feitos no Lago Peri, Santa Catarina, em uma parceria da UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina) com a PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico), em que utilizaram a FM como pré-tratamento para remoção de cianobactérias e cianotoxinas (RABELO, 2006; SENS *et al.*, 2006). Rabelo (2006) aponta que, a partir do método da filtração em colunas que simulou a FM, foi possível atingir a 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. E Sens *et al.* (2006) concluíram que a FM se mostra como uma tecnologia promissora no tratamento de águas contendo cianobactérias e cianotoxinas, pois a água produzida nos ensaios realizados com a FM apresentou uma remoção de 100% do fitoplâncton.

Paiva (2009) iniciou os estudos de FM no estado de Pernambuco através de um projeto piloto nas margens do rio Beberibe. Neste estudo realizou-se desde o levantamento de campo e estudos hidrogeológicos do local, até o acompanhamento

do bombeamento e monitoramento de parâmetros de qualidade da água captada no poço de produção. O autor pontuou que, nas margens do rio, a primeira camada de sedimentos, formada por finos, agiria como camada de filtração, já na camada seguinte, areia grossa a cascalho, conduziria uma boa vazão até o poço. Por fim, concluiu que a água bombeada atendia aos padrões de potabilidade e que poderia ser utilizada diretamente para abastecimento, com uso de cloração.

No semiárido pernambucano, Santos *et al.* (2014) propuseram a utilização da tecnologia FM a jusante do reservatório Mundaú, em Garanhuns, como forma de abastecimento para populações difusas. A água deste reservatório se encontrava imprópria para captação devido a poluição e eutrofização, com presença de fitoplâncton. Observou-se com os resultados da aplicação da tecnologia de FM que foi possível eliminar as cianobactérias e melhorar a qualidade físico-química da água a jusante da barragem.

Devido ao pioneirismo no estudo da técnica, vários trabalhos foram produzidos nos estados de Santa Catarina (MICHELAN *et al.*, 2011; ROMERO-ESQUIVEL *et al.*, 2017; GUEDES, 2018) e Pernambuco (FREITAS *et al.*, 2017; VERAS *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2021; BERTRAND *et al.*, 2022), mas a técnica já vem sendo difundida e aplicada em outros estados como Minas Gerais e Rio Grande do Sul.

Na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Minas Gerais, um projeto piloto de FM foi implantado em 2013 às margens de uma barragem. O objetivo principal era obter dados hidrogeológicos para caracterização. Neste trabalho utilizaram-se de testes de bombeamento e recuperação de aquífero e de monitoramento potenciométrico. Pode-se comprovar que a técnica de FM é uma alternativa de baixo custo pois os resultados indicaram que a hidrogeologia local favorecia a eficiência do sistema principalmente em situações emergenciais de estiagem (ROCHA; MARQUES, 2015).

Já em Rio Grande, no Rio Grande do Sul, Campos (2012) realizou uma análise prévia de viabilidade de implementação de um sistema de FM na cidade. Observou-se a necessidade de informações e dados mais detalhados a respeito das formações hidrológicas e hidrogeológicas do local, para se concluir a respeito do melhor ponto de aplicação da técnica.

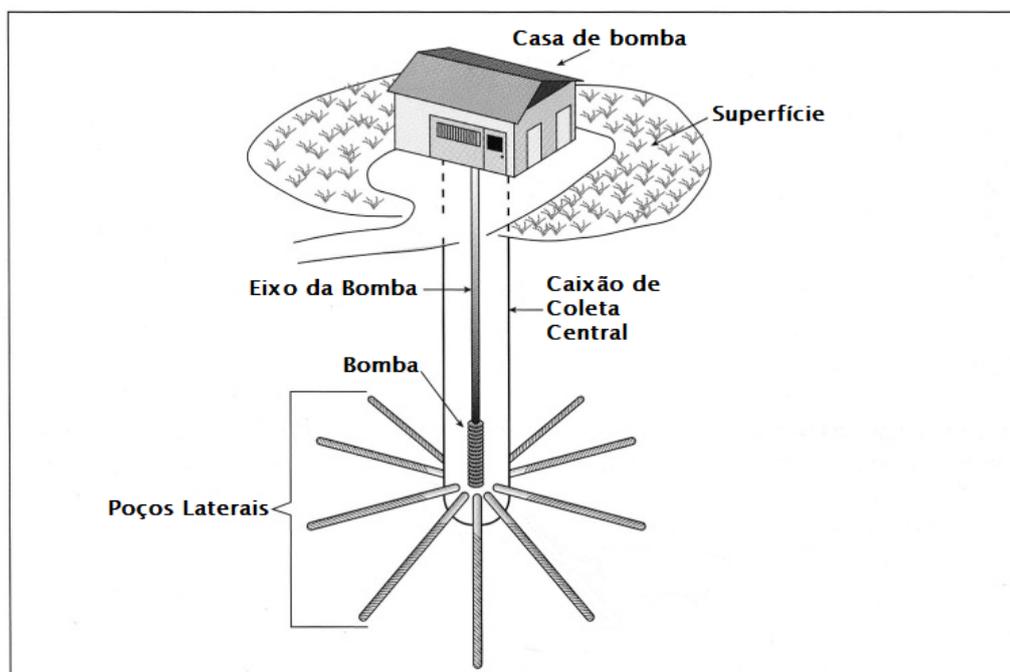
2.1.3 Configurações da Filtração em Margem

Abdelrady *et al.* (2020) afirmam que a qualidade da água filtrada em margem é fortemente dependente da qualidade da água da fonte, das condições ambientais da zona de infiltração e dos parâmetros de projeto do sistema FM. Por isso, a identificação da melhor posição de instalação dos poços de FM é um fator crítico para o sucesso da técnica, já que sua aplicação é bastante específica para o local.

Pensando no *design* dos sistemas de FM e seus arranjos construtivos, pode-se observar 3 tipos de poços: poço coletor horizontal, poço vertical e cacimbão (poço amazonas) (HUNT; SCHUBERT; RAY, 2002; PAIVA, 2009).

Os poços coletores horizontais consistem em um caixão circular de concreto central com poços laterais de comprimento telado ou perfurado. Esses poços laterais podem irradiar para fora do poço central em todas as direções ou somente em direção ao rio (MALIVA, 2020) (Figura 2). Poços coletores horizontais têm sido usados nos Estados Unidos desde meados da década de 1930 (HUNT, 2002). São mais utilizados em depósitos de aquíferos não consolidados ou quando o aquífero tem pouca espessura, devido às características construtivas (PAIVA, 2009).

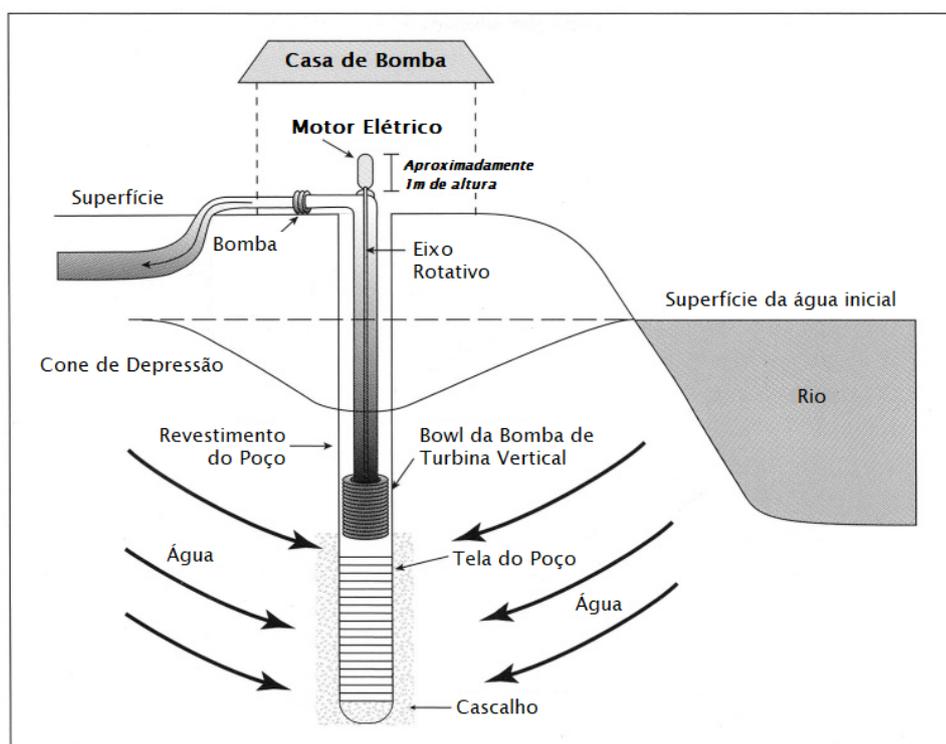
Figura 2 – Poço coletor horizontal com a casa de bomba.



Fonte: Adaptado de Hunt, Schubert e Ray (2002).

Poço vertical é um poço tubular perfurado verticalmente para baixo em um estrato aquífero ou sob o leito de um lago ou córrego (Figura 3). Normalmente os poços verticais são utilizados em aluviões consolidados. Já o poço cacimbão se caracteriza como um poço raso e de grande diâmetro que, na maioria dos casos, é escavado manualmente no solo, e normalmente, é construído para um abastecimento de água residencial individual (HUNT; SCHUBERT; RAY, 2002).

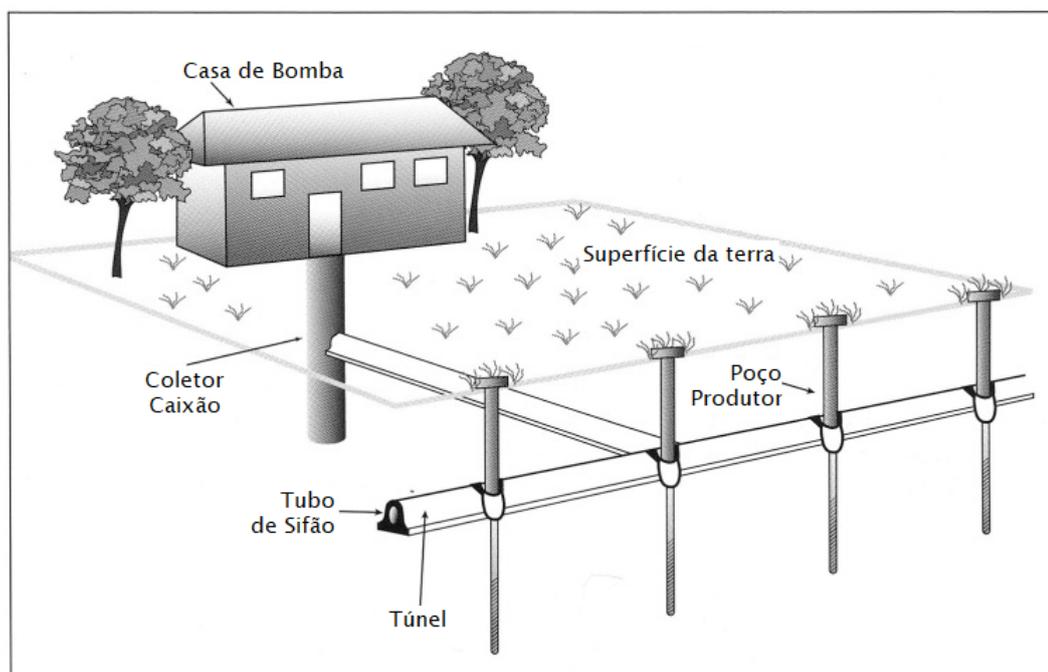
Figura 3 – Poço vertical e fluxo próximo ao rio.



Fonte: Adaptado de Hunt, Schubert e Ray (2002).

Em alguns países usam-se sistemas de galeria de poços verticais, no qual existe apenas uma casa de bombeamento que capta água de todos os poços através da ligação a um tubo sifonado (Figura 4). É usado em aquíferos rasos onde o nível da água é menor que a altura de sucção das bombas. Em geral, os sistemas de tubos de sifão podem suportar a construção de galerias de poços paralelos à margem de um rio, com até 100 poços de filtro verticais conectados entre si (HUNT; SCHUBERT; RAY, 2002; PAIVA, 2009).

Figura 4 – Galeria de poços verticais com casa de bombas.



Fonte: Adaptado de Hunt, Schubert e Ray (2002).

Os tipos de poços mais utilizados até hoje em projetos de FM são poços verticais e poços coletores horizontais, mas, por não existir um melhor design universal de FM, é necessário investigar qual deles será mais adequado. Para cada novo projeto, a decisão deve considerar a viabilidade, vantagens e desvantagens, o desempenho do sistema, os custos de construção, operacionais e de manutenção, incluindo a necessidade de capacidade de reserva. Tudo isso vai depender das condições do local, principalmente a situação hidrogeológica do aquífero e as condições hidráulicas do rio, especialmente no que diz respeito ao entupimento do leito do rio (HUNT; SCHUBERT; RAY, 2002; HUNT, 2002).

Ray (2002) afirma ainda que a hidrogeologia do local a ser instalado um sistema de FM acomete o armazenamento no aquífero de produtos químicos presentes nas águas superficiais, bem como sua liberação no rio. Uma quantidade significativa de produtos químicos dissolvidos pode ser encontrada em aquíferos, principalmente naqueles com materiais de granulação grossa, quando o nível do rio está alto. De forma análoga, esses produtos químicos podem ser drenados de volta ao rio caso o fluxo do rio diminua.

Outros fatores hidrogeológicos que podem afetar a eficiência da FM são: condutividade hidráulica, espessura do aquífero adequada, capacidade do fluxo

provocar a erosão do leito e reduzir o seu entupimento (colmatação), e, portanto, ter uma conexão com o aquífero adjacente (WAHAAB; SALAH; GRISCHEK, 2019). Ahmed e Marhaba (2016) acrescentam que a qualidade da água filtrada decai em sistemas que apresentam caminho de fluxo curto, gradientes hidráulicos altos, percolação em alta velocidade, aquífero cárstico e altos níveis de heterogeneidade do solo.

Sahu *et al.* (2019) observaram os efeitos de alguns fatores hidrogeológicos na eficiência de remoção da turbidez durante o processo de FM. Concluíram que a eficiência é diretamente proporcional ao tempo de retenção, porcentagem de finos, profundidade do leito do solo e tempo de operação, e inversamente proporcional ao tamanho dos grãos desse leito e ao gradiente hidráulico. Bovin *et al.* (2014) reuniram por um ano dados de testes hidráulicos e investigações hidrogeoquímicas para analisar a performance de um pequeno sistema de FM em fornecer água tratada para uma pequena comunidade rural no sudoeste da Índia e demonstraram que a qualidade e a quantidade de água produzida pelo sistema alcançavam ou excediam as médias locais dos parâmetros descritos no estudo.

Paiva (2009) acrescenta que, por mais que os fatores hidrológicos interfiram diretamente na eficácia de um projeto de FM, é importante que um sistema também seja projetado considerando fatores econômicos, regulatórios e de uso da terra.

2.1.4 Aplicação da Filtração em Margem

2.1.4.1 Vantagens da aplicação da Filtração em Margem

A técnica de FM já era experimentada há mais de uma centena de anos na Europa para abastecimento de água potável, e até hoje vem sendo difundida em diversos países pelo mundo. Isso acontece por compreender que a implantação dessa técnica apresenta algumas vantagens. Paiva (2009) listou algumas delas:

- Estabilidade temporal da temperatura e da concentração de compostos na água;
- Redução por completo dos níveis de sólidos suspensos, turbidez, compostos biodegradáveis e de microrganismos como bactérias, vírus e parasitas;
- Eliminação de resíduos farmacêuticos e outras substâncias orgânicas;
- Compostos absorvíveis e metais pesados são atenuados;

- Aumento na taxa de bombeamento com garantia de boa recarga ao aproximar o poço do reservatório superficial.

Kuehn e Mueller (2000) afirmam que é possível diminuir o custo para produção de água potável através do uso da FM por conseguir substituir etapas do tratamento de água convencional - coagulação/floculação, sedimentação e até filtração. Sob condições aeróbias, a FM transforma a amônia pela nitrificação biológica e dessa forma, substituiria a etapa de oxidação com cloro. Outro exemplo acontece com o Nitrato, comumente tratada por processos tecnológicos caros como osmose reversa, e que em condições anaeróbias a FM elimina por processos naturais.

Entretanto, em casos de água superficial com extremos níveis de amônia, compostos orgânicos e microcontaminantes, para que a água atinja níveis de potabilidade, é necessário etapas adicionais antes da desinfecção, como por exemplo filtração de carbono ativado (JARAMILLO, 2011).

2.1.4.2 Problemáticas da aplicação da Filtração em Margem

Raras são as problemáticas em nível de saúde pública envolvendo o processo de FM para produção de água potável. Sabe-se que os sistemas de FM são eficazes na remoção ou redução das concentrações de patógenos e contaminantes químicos e estão sempre trabalhando para minimizar as concentrações de contaminantes e patógenos.

Um desses quesitos são alguns microrganismos e produtos químicos que são resistentes à remoção, e caso as condições hidráulicas e hidrogeológicas locais não estejam favoráveis, pode-se comprometer o desempenho desejado do sistema nessa função. Isso significa que em sistemas que houveram alterações no desempenho em remover completamente microrganismos patogênicos, mesmo que de forma temporária, é possível que concentrações moderadas de difícil reconhecimento de contaminantes sejam carregadas para a água filtrada produzida, indicando um potencial risco à saúde pública (SCHIJVEN; BERGER; MIETTINEN, 2002; MALIVA, 2020).

Um possível efeito negativo da FM na qualidade das águas superficiais é também a proliferação de cianobactérias tóxicas, o que aumentaria o risco de contaminação por toxinas na água potável mesmo após a FM e a necessidade de

cloração (LAHTI *et al.*, 2001; PAZOUKI *et al.*, 2016; ZAMYADI *et al.*, 2012). As florações de fitoplâncton também aumentam a sedimentação, diminuem a condutividade hidráulica e, conseqüentemente, a infiltração de águas superficiais nas águas subterrâneas, fator crucial para o processo de FM (MASSMANN *et al.*, 2008).

Outro ponto a se prestar atenção acontece quando os poços são bombeados em excesso, ou seja, bombeando água do solo mais rápido do que pode ser recarregado. Esse bombeamento excessivo pode resultar em velocidades de infiltração mais altas na interface rio/aquífero, bem como intensificar o entupimento do espaço intersticial abaixo do leito do rio, tornando-o inacessível para reabilitação e restauração. Esses resultados afetam negativamente as capacidades de infiltração de longo prazo e diminuem o rendimento do poço.

Uma investigação hidrogeológica detalhada deve determinar a capacidade de bombeamento ideal durante a fase de concepção dos projetos de FM para evitar tais problemas (HUNT; SCHUBERT; RAY, 2002). Foi o que aconteceu com o rio Elba, em Dresden, Fischer *et al.* (2005) relataram que os sistemas de FM sofreram grave entupimento do leito do rio na década de 1980 devido a altas cargas de orgânicos das fábricas de papel e celulose a montante.

Importante ressaltar que o risco à saúde pública devido à alteração na qualidade da água superficial é maior quando a água filtrada não recebe outro tratamento além da desinfecção, mas quando a FM é uma etapa de um sistema de tratamento de água com múltiplas barreiras, é possível corrigir e assegurar uma potabilidade, reduzindo esse risco. Mesmo que a água produzida por um sistema FM não atenda diretamente aos padrões de potabilidade e receba tratamento adicional, a FM ainda pode ser uma opção menos dispendiosa do que um sistema convencional de captação e filtragem de água de superfície (MALIVA, 2020).

Portanto, devido ao risco da FM em alterar a qualidade das águas superficiais, o conhecimento sobre essa interação é necessário para garantir uma aplicação ótima e sustentável da técnica no futuro, evitando o abandono de sistemas como aconteceu na Europa nas últimas décadas (SPRENGER *et al.*, 2017).

2.2 ZONA HIPORREICA

Águas superficiais e subterrâneas são consideradas componentes interligados no mesmo sistema hidrológico e não podem ser observados isoladamente na

perspectiva de gestão e manejo de aquíferos e remediação da qualidade de água (HANCOCK *et al.*, 2005; HUMPHREYS, 2009). A região de transição entre essas águas é chamada de Zona Hiporreica (ZH).

Essa região, devido à sua grande área de sedimentos permeáveis no leito, é onde ocorre a mistura das águas superficiais e subterrâneas, sendo assim importante para muitos processos naturais e organismos que vivem nela. Por ser *habitat* das comunidades bentônicas e de suas atividades, ela se caracteriza como uma zona ativa de transformação de poluentes e solutos naturais (BOANO *et al.*, 2014).

O termo “hiporreico” foi definido originalmente em romano no ano de 1955 por Orghidan, a partir da combinação do prefixo grego “hypo” com a raiz da palavra “rheos” para denotar “sob o fluxo” e descrever essa interface como um compartimento discreto no leito do rio que hospeda uma comunidade distinta.

A ZH pode ser definida como um ecótono espacialmente flutuante entre a corrente superficial e as águas subterrâneas profundas, onde importantes processos ecológicos e seus requisitos e produtos são influenciados em várias escalas pelo movimento da água, permeabilidade, substrato, tamanho de partícula, biota residente e as características físico-químicas do córrego sobrejacente e aquíferos adjacentes (BOULTON *et al.*, 1998).

Veras *et al.* (2016) afirmam que para concepção e análise em um projeto de FM é relevante estudar a ZH por se portar como uma área de atividade biogeoquímica ativa responsável por influenciar a qualidade da água de recarga do aquífero subjacente ao rio. Outros pesquisadores (DOUSSAN *et al.*, 1997; SOPHOCLEOUS, 2002; BURKE *et al.*, 2014) destacam que em alguns casos a qualidade da água infiltrada muda significativamente nos primeiros metros do caminho do fluxo, e dentro de 1 metro abaixo do leito do rio é a principal zona onde ocorrem os principais processos hidroquímicos.

Esses processos hidrogeoquímicos durante a FM desempenham um papel importante na manutenção da qualidade da água e da segurança ecológica, e tem se tornando objeto de estudo de diferentes campos científicos como hidrologia, hidrogeologia e hidroecologia (BRUNKE; GONSER, 1997; FAZELABDOLABADI; GOLESTAN, 2020; JYLHÄ-OLLILA *et al.*, 2020; LU *et al.*, 2021).

O fluxo hiporreico é normalmente distinguido do curso subterrâneo próximo ao rio pela sua natureza laminar e não unidirecional. O gradiente de pressão gerado pelo fluxo do leito irregular de um rio induz a água a comutar entre idas e voltas através da

interface em escalas relativamente pequenas, normalmente entre centímetros e dezenas de metros. Já a recarga subterrânea é considerada como uma viagem unidimensional em maiores distâncias (THIBODEAUX; BOYLE, 1987; HUTCHINSON; WEBSTER, 1998; BOANO *et al.*, 2014).

Diversas áreas como ecologia, hidrologia, hidrogeologia, microbiologia, geomorfologia, biogeoquímica, engenharia ambiental e conservação tem a ZH como objeto de pesquisa e estudo (DAHM *et al.*, 2007). A definição de ZH pode diferir entre essas disciplinas e, às vezes, até dentro da mesma disciplina a depender da abordagem (GOOSEFF, 2010; WARD, 2016). Dessa forma, uma definição e delineamento geral da ZH cobrindo todas as disciplinas pode ser extremamente desafiadora (PERALTA-MARAVÉ *et al.*, 2018). White (1993) afirmou que por existirem muitas variáveis envolvidas na definição dessa interface, o tamanho da ZH vai depender do conceito que será utilizado em cada pesquisa.

A ecologia define a ZH como a região logo abaixo da camada superficial do leito do córrego (também conhecida como zona bentônica) e que sua espessura normalmente oscila na faixa de centímetros. Para a hidrologia, e especialmente em estudos de modelagem, a ZH é definida como a zona que contém todos os caminhos de fluxo que começam e terminam na interface rio-aquífero. Já para a biogeoquímica, a ZH é uma zona onde as águas superficiais e subterrâneas se misturam e caracteriza-se por apresentar uma certa porcentagem (por exemplo, 10%) de água de superfície (GOOSEFF, 2010; GOMEZ-VELEZ *et al.*, 2010; WARD, 2016).

A porosidade dos sedimentos, a morfologia do leito e a força de ressurgência das águas e do fluxo de descarga são fatores que ditam as interações entre a água superficial com a subterrânea. O tamanho da ZH depende da extensão e da força dessas interações (DAHM *et al.*, 1998).

A profundidade até a qual a ZH se estende pode variar ao longo do tempo porque as flutuações do nível da água superficial, a velocidade do fluxo da água superficial, o nível do lençol freático e a temperatura da água afetam os caminhos do fluxo subterrâneo (LEWANDOWSKI *et al.*, 2019). A dimensão lateral da ZH é algo incerto a depender da geomorfologia do local, podendo variar desde apenas alguns centímetros, em casos de canais confinados de terra firme, a quilômetros, quando existem amplas planícies aluviais formando grandes sistemas fluviais (LAPWORTH *et al.*, 2009; SAWYER *et al.*, 2009).

A ZH pode servir de *habitat* importante para muitos organismos, como protistas, meiofauna e macroinvertebrados que ocupam os espaços intersticiais nadando no espaço poroso ou cavando o sedimento, e desempenham um papel crítico no funcionamento ecológico da ZH. Esses organismos são denominados *hyporheos*. (WILLIAMS; HYNES, *et al.* 1974; BOULTON; FOSTER, 1998; BOULTON *et al.*, 1998; WOOD *et al.*, 2010; LEWANDOWSKI *et al.*, 2019). Invertebrados bentônicos colonizam (alguns temporariamente) a ZH pois encontram refúgio e proteção contra mudanças no fluxo do rio, na qualidade da água ou pressões bióticas presentes na superfície do córrego (ROBERTSON *et al.*, 1995; GILBERT; DEHARVENG, 2002; BELAIDI *et al.*, 2004; STUBBINGTON; WOOD; REID, 2011; JONES *et al.*, 2015; STUBBINGTON *et al.*, 2015; BENKEBIL, 2020).

Segundo Battin (2016), ainda na ZH, um conjunto diversificado de biofilmes cresce aderido aos grãos do sedimento e tampando as cavidades do espaço poroso. Os biofilmes hiporreicos conseguem degradar, e até mesmo consumir, uma ampla gama de compostos dissolvidos (incluindo nutrientes, poluentes e traços de compostos orgânicos), aumentando a capacidade de purificação de água, atuando como um biorreator hiporreico.

Maliva (2020) afirma que a maior parte da remoção de patógenos ocorre durante os primeiros dias e metros de transporte nos sedimentos do leito do rio, sendo a camada de entupimento uma barreira crítica. A eficiência da filtração depende da razão entre o diâmetro do meio granular (e, portanto, o tamanho do poro e da garganta do poro) e o diâmetro das partículas suspensas.

A deposição de sedimentos finos também pode influenciar diretamente tanto a natureza do fluxo vertical (LEEK *et al.*, 2009; HARTWIG; BORCHARDT, 2015; DATRY *et al.*, 2015), como também a estrutura e composição das comunidades de invertebrados (BRUNKE; GONSER, 1999). A redução da condutividade hidráulica em um meio poroso impacta diretamente a permeabilidade e coesão dos sedimentos, desse modo causando uma limitação na capacidade de infiltração da zona superior dos interstícios do leito do rio (GOLDSCHNEIDER *et al.*, 2007; GUNKEL; HOFFMANN, 2009). As condições físicas e químicas (como temperatura, concentração de oxigênio e tempo de residência da água) sofrem influência dessa dinâmica do fluxo vertical (OLSEN; TOWNSEND, 2003; KRAUSE *et al.*, 2011).

Portanto, compreender a natureza, as propriedades granulométricas e composicionais, dos sedimentos da ZH é crucial para planejar e otimizar o funcionamento da purificação da água no sistema de FM.

2.2.1 Formação da zona hiporreica

A formação de um solo em uma bacia hidrográfica acontece a partir de processos de decomposição ou transformação sofridos por um material de origem que pode ser rocha consolidada, um depósito inconsolidado ou ainda um solo preexistente. O substrato resultante desses processos de intemperismo e erosão são os sedimentos. Estes são desprendidos da superfície do seu material originário e podem se acumular no local de origem ou ser transportados pela ação da água, vento ou até atividade antrópica.

Esses processos de degradação e, também, a transferência desses sedimentos advém de fatores importantes como a distribuição anual de chuvas, uso e manejo do solo e condições geomorfológicas do terreno (POLETO; MERTEN, 2006). O escoamento superficial, devido a precipitação, em uma bacia hidrográfica pode provocar o transporte de muitas partículas para o rio e esse material tanto pode se movimentar em suspensão ao longo do fluxo como ser carregado no leito rolando, deslizando ou em saltos (CARVALHO, 2000), ou ainda pode ocorrer a dissolução de algumas partículas. O tamanho, peso, forma das partículas, a velocidade da corrente de água, e do escoamento são algumas variáveis que, segundo Carvalho (1994), implicará em comportamentos diferentes.

Segundo Edwards e Glysson (1999), os sedimentos finos se deslocam com a mesma velocidade do curso da água, ao passo que os sedimentos grossos apenas se movimentam eventualmente, podendo ainda permanecer bastante tempo em repouso.

A transferência seletiva de tamanho e armazenamento de sedimentos é um componente fundamental dos sistemas fluviais (HASCHENBURGER, 2021) e surge a partir das distribuições granulométricas do sedimento transportado (ANDREWS, 1983; PARKER *et al.*, 1982) e nos padrões de sedimentação resultantes (FERGUSON *et al.*, 1996). Segundo Carvalho (1994), ao longo do curso d'água, os sedimentos mais grosseiros vão estacionando a montante, enquanto os sedimentos finos vão se depositando a jusante. Além disso, ao longo do curso do rio há uma diminuição da

tendência à erosão ao passo que a tendência à sedimentação aumenta. Portanto, esses processos (intemperismo, erosão, transporte e sedimentação) são responsáveis pela formação da ZH, que nada mais é que o resultado desse mecanismo interdepende, um volume de sedimento subsuperficial no leito do rio.

A troca hiporreica entre rio e aquífero pode ser alterada significativamente pela deposição de material fino suspenso, impactando negativamente os ecossistemas bentônicos e aquáticos (WOOD; ARMITAGE, 1997; BRUNKE, 1999; PACKMAN; MACKAY, 2003). Principalmente em córregos contaminados onde partículas coloidais finas podem carregar uma grande carga poluente em córregos contaminados (AXTMANN; LUOMA, 1991; KIMBALL *et al.*, 1995; HARVEY; FULLER, 1998). Esses efeitos podem ser esperados nos casos em que o regime hidrológico da bacia muda e há um aumento da entrada de sedimentos finos no córrego, por exemplo, devido à urbanização ou outra mudança no uso do solo local (REHG; PACKMAN; REN, 2005).

2.2.2 Características do solo

Para White (1993), a ZH é definida como a área intersticial saturada abaixo do leito do córrego e nas margens do córrego, onde contém alguma proporção de água do canal, ou que foi alterada pela infiltração de água do canal. A ZH inclui, portanto, tanto os sedimentos do leito, como alguns estratos de aquíferos subjacentes. Sedimentos de leito são definidos aqui como sedimentos não consolidados recentemente depositados que subjazem córregos. Em águas correntes, os sedimentos do leito são periodicamente remobilizados e redepositados e podem variar em tamanho, desde materiais muito finos do tamanho de lodo e até material do tamanho de pedregulhos e pedregulhos em fluxos de energia muito alta (MALIVA, 2020).

Ray (2002) afirma que tanto a quantidade como a qualidade da água que entra no aquífero podem ser afetadas pelas características desses sedimentos encontrados na interface rio-aquífero. Se os sedimentos nas margens e leitos forem de granulação fina e espessa, podem retardar o fluxo da água do rio para o aquífero; já os sedimentos de granulação grossa na interface rio-aquífero podem não retardar a migração de produtos químicos dissolvidos e patógenos no mesmo grau que sedimentos espessos e de baixa permeabilidade.

A condutividade hidráulica de um sedimento é totalmente dependente do tamanho médio dos grãos desse sedimento. Quanto maior for o tamanho médio, maiores são os vazios e assim maior a condutividade. Há de se destacar que a heterogeneidade no tamanho desses grãos desfavorece a condutividade. Já que em um solo com um alto grau de seleção, os espaços vazios formados pelos grãos maiores são preenchidos pelos grãos menores.

De acordo com Bretschko (1994), de todos os vários parâmetros que podem ser medidos no sedimento, tamanho de grão e distribuição de tamanho de grão são fatores mais influentes para serem habitados por seres vivos. Brunke e Gonser (1997) acrescentam que reduções na porosidade e condutividade hidráulica devido à intrusão de sedimentos finos em uma corrente de leito de cascalho dependem mais do tamanho das partículas do que da situação hidráulica. Causando assim um entupimento dos vazios dos sedimentos na camada mais superficial da ZH.

2.2.3 Colmatação

Um aspecto muito importante a ser considerado para o planejamento de um sistema de FM é o efeito do entupimento dos sedimentos do leito do rio, fenômeno denominado colmatação. De acordo com Pholkern *et al.* (2015), a infiltração induzida da água pela margem do rio cria uma camada de colmatação nos primeiros centímetros ao longo do caminho até o poço de produção.

Com o tempo de funcionamento, inevitavelmente o leito diminui a sua permeabilidade devido a deposição de sólidos finos suspensos (orgânicos e inorgânicos), precipitação de carbonatos, óxidos de ferro e manganês e também atividades biológicas (formação de biofilme) (GRISHECK; BARTAK, 2006). Esse entupimento dos sedimentos pode diminuir a proporção de água infiltrada do manancial superficial na água produzida e aumentar a de água subterrânea, aumentando a potencialidade de um fluxo cruzado da água subterrânea do outro lado do rio.

A colmatação dificulta a avaliação do comportamento de um sistema de FM pois é resultado de diversas interações dinâmicas complexas e pouco previsíveis entre um rio e um aquífero. Esse fenômeno é controlado pelas propriedades do rio, como regime de escoamento, erosão, transporte e sedimentação, qualidade da água do rio, características geológicas das áreas de localização dos poços produtores e

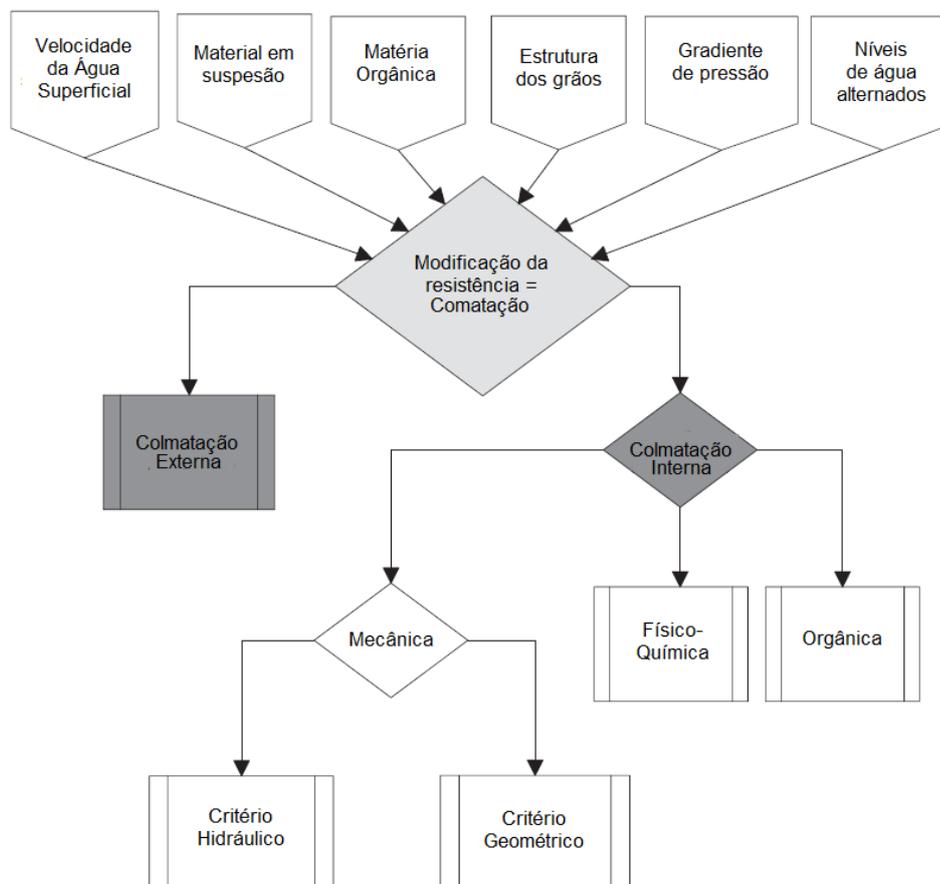
tempo de viagem (HUBBS, 2006; SCHUBERT, 2006). Soares (2015) acrescenta que atividades humanas, como controle de enchentes e navegação, também devem ser consideradas, pois podem influenciar a formação ou até remoção da colmatação.

A formação da colmatação pode ser por meio de processos físicos, mecânicos, químicos e biológicos. A colmatação física consiste no entupimento do meio poroso pela deposição de sedimentos finos ou pela filtração física dos sólidos em suspensão devido a incompatibilidade entre as dimensões dessas partículas pequenas e a dimensão dos poros do meio filtrante. A colmatação mecânica acontece devido o aprisionamento de gases no meio poroso comprometendo a permeabilidade.

Alterações no potencial redox, pH, temperatura pode provocar reações de precipitação na área de infiltração diminuindo os espaços para passagem da água, trata-se da colmatação química. Por fim, a colmatação biológica é dada pela formação de uma camada de biofilme nos sedimentos mais superiores do leito resultante das atividades de organismos que ali vivem, o que dificulta a infiltração (SCHÄLCHLI, 1993; BRUNKE; GONSER, 1997; RINCK-PFEIFFER *et al.*, 2000; SCHUBERT, 2002).

A colmatação ainda pode ser especificada, de acordo com a sua aparência, como externa ou interna. A deposição de sólidos em suspensão e a formação de uma camada de depósitos infiltrantes na superfície do leito do rio é conhecida como colmatação externa. Essa camada de infiltrantes pode ter apenas alguns milímetros de espessura. Quando partículas menores de sólidos dissolvidos passam por essa camada e ficam retidas nos poros dos sedimentos abaixo dela, trata-se da colmatação interna e consegue alcançar profundidades de até 30 cm abaixo do leito do rio (CUNNINGHAM *et al.*, 1987; HEEGER, 1987). O Fluxograma 5 ilustra os fatores que influenciam a presença e a natureza da camada de colmatação.

Fluxograma 1 – Influência nos processos de colmatação.



Fonte: Adaptado de Macheleidt, Grischek e Nestler (2006).

Nos rios, o tipo de regime e velocidade de fluxo são os principais controles na formação da camada de colmatação. Normalmente, a área obstruída é mais extensa perto da margem e menos extensa no centro do rio devido à distribuição do gradiente de velocidade do fluxo. Além desses, também incluem o material do leito, a geometria dos poros e a direção do gradiente de infiltração, porque um alto gradiente potencial da água superficial em direção à água subterrânea resulta em uma maior tendência à ocorrência de colmatação (MACHELEIDT; GRISHEK; NESTLER, 2006; PHOLKERN *et al.*, 2015).

De acordo com Grischek e Ray (2009), entre os principais fatores a serem considerados para minimizar o entupimento estão a inclinação do rio e a composição do seu leito. O perfil de um rio está continuamente exposto a processos dinâmicos como erosão e deposição. A erosão é o processo dominante nas regiões de nascente, os sedimentos são transportados a jusante e depositados quando a velocidade da

corrente cai abaixo de suas velocidades de sedimentação, geralmente onde em uma região mais plana.

A colmatação pode ser removida em condições naturais durante as enchentes envolvendo movimentos dos sedimentos do leito do rio. Estes induzem a ressuspensão do material fino depositado. Em cursos de água com ressurgência de água subterrânea, a força hidráulica ascendente reduz o assoreamento e, portanto, tende a manter a condutividade hidráulica (SCHÄLCHLI, 1993).

Por fim, a colmatação tem o efeito benéfico de melhorar a filtração e a remoção de patógenos pois promove a diminuição de poluentes que são transportados para a água subterrânea através da retenção destes no leito do rio e também através de processos de biodegradação (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; VELICKOVIC, 2005; MALIVA, 2020). E como na colmatação biológica a formação de biofilme nos sedimentos é dado pela atividade de organismos, no próximo capítulo será abordado a Meiofauna, um dos principais grupos de organismos participantes do fenômeno de colmatação biológica.

2.3 MEIOFAUNA

Dentre os grupos de seres vivos que habitam o ambiente hiporreico, destaca-se a meiofauna. Indivíduos da meiofauna – também chamados de meiobentônicos – são componentes inerentes a todos os ambientes aquáticos, com representantes de quase todos os filos de invertebrados. Foram definidos pela primeira vez por Mare (1942) para descrever os menores metazoários que colonizam sedimentos e outros substratos de *habitats* aquáticos (por exemplo, microcrustáceos, rotíferos e nematoides). Já a definição dada por Giere (2009) é baseada a partir do tamanho desses indivíduos, como organismos que passam por uma rede com malha de 500 μm e que são retidos por redes de malha de 44 μm .

A meiofauna se destaca por ser um grupo heterogêneo de ampla distribuição capaz ocupar uma grande variedade de *habitats* – desde mares profundos de alta salinidade até ambientes aquáticos de água doce –, de rápido tempo de geração e rápidas taxas metabólicas. Esses organismos são imprescindíveis para a função do ecossistema, pois possuem uma capacidade de facilitar a degradação da matéria orgânica, exercendo a importante tarefa da ciclagem de nutrientes que favorece a eficiência natural de autopurificação na interface água subterrânea-superficial,

fornecimento de energia para níveis tróficos mais altos e as contribuições na teia alimentar (COULL, 1999; GIÉRE, 2009; SCHMID-ARAYA *et al.*, 2002; WOODWARD, 2010; ZEPILLI *et al.*, 2015; FREITAS *et al.*, 2019).

Em sistemas aquáticos lóticos e lênticos, a meiofauna é responsável por até 50% da produção secundária total (BERGTOLD; TRAUNSPURGER, 2005; STEAD *et al.*, 2005; REIS; SCHMID-ARAYA, 2010).

Além disso, os seres meiofaunísticos que habitam os sedimentos do leito evitam o processo de colmatação biológica, desestabilizando o biofilme hiporreico e aumentando a atividade microbiológica do biofilme, por pastar e bioturbar os sedimentos (PERALTA-MARAVÉ *et al.*, 2018). Por isso a sua relevância em processos de FM. Liu *et al.* (2015) e (2017) mostraram que a microturbância da meiofauna nos sedimentos provoca também um aumento da taxa de redução do nitrato por micróbios que habitam o leito do rio, o que auxilia na eficiência de purificação da água.

Yusal *et al.* (2019) afirmam que a meiofauna é um componente biológico que pode ser utilizado como indicador de alterações na qualidade da água. A meiofauna é sensível à diversos tipos de poluentes e responde de forma rápida às mudanças nas propriedades da água. Zepilli *et al.* (2015) apontam a meiofauna como um bom bioindicador tanto para mudanças climáticas como principalmente para impactos ambientais antrópicos, devido à alta sensibilidade a alterações ambientais. É um grupo facilmente influenciado pelo estado do seu *habitat* devido à sua baixa mobilidade, o que também possibilita mais facilmente a sua captura e identificação (MORENO *et al.*, 2011; MIRTO *et al.*, 2012; ALVES *et al.*, 2013).

O tamanho dos grãos e sua distribuição granulométrica são aspectos altamente importantes ao descrever o *habitat* da meiofauna. O movimento desses organismos dentro de aquíferos subterrâneos depende de sua capacidade de formar caminhos intersticiais, que devem ser de tamanho suficiente para acomodar, ou passíveis de escavação pelos próprios organismos para criar espaços novos ou maiores (GIÉRE, 2009; KORBEL *et al.*, 2019)

Para Swedmark (1964), a composição da ZH pode ser muito influente para a meiofauna, já que o tamanho desses seres sofre restrições decorrentes ao tamanho do espaço que têm para habitar. De acordo com Magliozzi (2019), essas condições do *habitat* podem ainda restringir a ocorrências de seres com características

funcionais específicas (por exemplo, tamanho e forma do corpo) que refletem a adaptação ao ambiente circundante.

Diversos fatores biológicos, químicos e físicos como a temperatura, disponibilidade de alimento, salinidade, oxigênio, componentes químicos da água e mudanças na estrutura do sedimento são algumas das variáveis relacionadas com a distribuição espacial e também temporal da meiofauna (BOUVY; SOYER, 1989; STEYAERT *et al.*, 1999).

A diversidade da meiofauna também pode ser alterada devido a concentração de solutos no seu *habitat*. De acordo com Peralta-Maraver *et al.* (2018a), uma maior abundância e diversidade pode ser encontrada nas zonas de rebaixamento do leito do rio, por exemplo, onde usualmente têm maiores concentrações de matéria orgânica e oxigênio.

A variabilidade vertical, direção e magnitude da interação rio-aquífero controlam a ecologia da ZH e, portanto, a diversidade da meiofauna (SILVA *et al.*, 2005; FRASER; WILLIAMS, 1998). Para Hakenkamp e Palmer (2000), as interações e os papéis da meiofauna são determinados principalmente pelos regimes hidrológicos e geomorfológicos dos ecossistemas fluviais.

Dole e Marmonier (1992) demonstraram a importância da relação água subterrânea/água superficial, ao perceber após a ocorrência de uma onda, a variação na profundidade de dois organismos da meiofauna de taxas diferentes, usados como bioindicadores um para a água superficial e outro para a água subterrânea. A enxurrada fez com que a água superficial bem oxigenada se infiltrasse mais profundamente no cascalho, permitindo que um bioindicador da água superficial penetrasse mais profundamente na região de infiltração e se estendesse ao longo de toda a extensão da barra de cascalho.

Ward e Palmer (1994) examinaram os padrões de distribuição espacial do meiobentos intersticial em uma variedade de escalas e listou algumas variáveis responsáveis (em uma estrutura de tempo ecológica) por estabelecer os padrões de distribuição espacial em sistemas rio-aquífero aluvial, são elas:

- Características da aluvião: tamanho das partículas, heterogeneidade de tamanho de partícula, espaço dos poros e barreiras físicas;

- Características da interação rio/aquífero: condutividade hidráulica, água subterrânea/água superficial, colmatção, fluxos intersticiais, níveis de oxigênio;
- Perturbação;
- Afinidade do meio subterrâneo;
- Recursos alimentares: matéria orgânica particulada fina, biofilme, espécies de presas;
- Interações Bióticas: concorrência e predação;
- Padrões reprodutivos;
- Padrões de distribuição de idade.

Venekey *et al.* (2019) analisaram os impactos das variações sazonais (período chuvoso e seco), na densidade e riqueza da meiofauna considerando fatores ambientais locais como: profundidade do sedimento, hidrodinâmica e vegetação do local. Os níveis de maior densidade e riqueza da meiofauna foram sempre no período seco, em áreas vegetadas e próximo aos sedimentos da superfície (0-2cm). De acordo com os autores a diferença sazonal de salinidade, disponibilidade de alimento e fluxo de água foram os principais fatores que influenciaram na variabilidade da meiofauna.

Em Pernambuco, Vasconcelos, Santos e Trindade (2004) estudaram a variação espacial da comunidade de meiofauna no estuário do rio Formoso correlacionando com fatores ambientais. Nesse trabalho, os fatores que influenciaram a variação espacial da estrutura da comunidade da meiofauna foram os feopigmentos (variável biológica), a salinidade e as porcentagens de areia muito grossa e de areia grossa – que provavelmente são determinadas pela hidrodinâmica local.

Freitas *et al.* (2022) estudaram a estrutura da meiofauna hiporreica em um trecho médio do rio Beberibe. Os autores apontaram que o principal fator responsável pela caracterização dessa comunidade foi a concentração de matéria orgânica sedimentar providas de descargas dos efluentes domésticos, já que os pontos de coleta que mais apareciam eutrofizados eram o que apresentavam maior abundância de seres meiofaunísticos.

Entretanto, Sánchez-Morales *et al.* (2018) também verificaram a relação entre efluentes de águas residuais e a acumulação de nutrientes e partículas finas em sedimentos hiporreicos em riachos do sul da Europa e observaram que o entupimento

causava mais efeitos negativos do que a eutrofização, que causava justamente uma redução de oxigênio e por consequência afetava a riqueza de diversos organismos hiporreicos, inclusive a meiofauna.

Por isso, uma elevada quantidade de sedimentos finos dentro da ZH pode diminuir significativamente a qualidade do *habitat* para a meiofauna (DESCLOUX *et al.*, 2013), justamente por favorecer o efeito de entupimento do leito, juntamente com outras substâncias cimentantes, como por exemplo, Carbonato de Cálcio (CaCO_3). Foi o que observaram Flach, Muthumbi e Heip (2002) ao concluírem que as densidades da meiofauna têm uma correlação negativa com o conteúdo de CaCO_3 .

Portnova *et al.* (2021) examinaram a meiofauna ártica e nematoides em 12 estações no Mar da Sibéria Oriental. Os resultados revelam uma baixa diversidade que dentre todos os fatores, profundidade, temperatura da água, escoamento do rio e carbono orgânico total foram as variáveis importantes que explicaram as variações espaciais na meiofauna e abundância de nematoides na área de estudo.

O estudo feito por Ghosh e Mandal (2021) salientou que fatores bióticos e abióticos governados sazonalmente como a salinidade, concentração de oxigênio dissolvido e propriedades sedimentares, desempenham papéis cruciais na distribuição meiobentônica. Além disso, revelou diversos traços morfofuncionais e ecológicos caracterizados por notável micro-*habitat* e heterogeneidade de nicho que leva ao desenvolvimento de uma vasta gama de adaptação de modo a habitá-los.

Gallucci *et al.* (2020) demonstram ainda, com base em trabalhos no sudeste do Brasil, que a identidade do substrato e o ambiente circundante foram importantes na estruturação de uma meiofauna menor, particularmente os nematoides.

A meiofauna pode influenciar outros organismos em riachos de forma direta – através do consumo e competição por alimentos –, e indiretamente – através da influência das taxas de atividade microbiana. Na superfície do leito do córrego, onde normalmente estão concentrados em sistemas de baixo fluxo, os organismos da meiofauna serão importantes no transporte de nutrientes através da bioturbação e como presas para a macrofauna e peixes. Mais profundamente no leito do córrego, os indivíduos de meiofauna tolerantes à baixa concentração de oxigênio podem ser importantes para estimular a comunidade microbiana, influenciando as taxas de uma grande variedade de processos mediados microbianamente. Em ambos os casos podem ter grandes impactos nos processos ecossistêmicos, o que indica a grande

relevância desse grupo de seres para ambientes lóticos (HAKENKAMP; MORIN, 2000).

O papel da meiofauna na FM é estudado no trabalho de Hoffman e Gunkel (2011). Os autores investigaram a zona litoral arenosa do lago Tegel (Berlim, Alemanha) até profundidades de sedimentos ≥ 26 cm para derivar um esquema de rotatividade sazonal de carbono durante o funcionamento de um sistema de FM. E concluíram que a meiofauna consumidora provoca uma alta rotatividade de matéria orgânica que impede qualquer entupimento completo do leito e, assim, garante o funcionamento da filtração.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO

De acordo com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF), a bacia possui uma área de 639.219 km², isso corresponde a aproximadamente 8% do território nacional, e abrange 505 municípios em sete Unidades da Federação (Minas Gerais, Goiás, Distrito Federal, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe). O rio São Francisco tem uma extensão de 2.863 km, nasce na Serra da Canastra, Minas Gerais, e deságua no oceano Atlântico, na divisa entre os estados de Alagoas e Sergipe. Mais da metade (54%) do seu território está inserido no Semiárido Brasileiro, entretanto, é possível observar uma diversidade ambiental de quatro biomas abrangidos: Caatinga, Cerrado, presença de Mata Atlântica em algumas áreas e o ecossistema estuarino do rio.

De acordo com a deliberação do Comitê da Bacia nº 74/2012 (CBHSF, 2012) e a título de facilitar o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos e adequar a gestão às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais, a bacia foi dividida em 4 regiões fisiográficas:

- Alto São Francisco: corresponde a 16% da área da bacia, região desde a nascente do rio principal, na serra da Canastra, estado de Minas Gerais, até a confluência com o rio Jequitaiá.
- Médio São Francisco: Região de maior área, 63% da bacia, corresponde desde a confluência com o rio Jequitaiá à barragem do Sobradinho.
- Submédio São Francisco: com 17% da área da bacia, essa região se inicia na barragem de Sobradinho e se estende até à barragem de Xingó.
- Baixo São Francisco: Região final, de 4% da área da bacia, que corresponde ao trecho do rio a jusante de Xingó até a foz no oceano Atlântico.

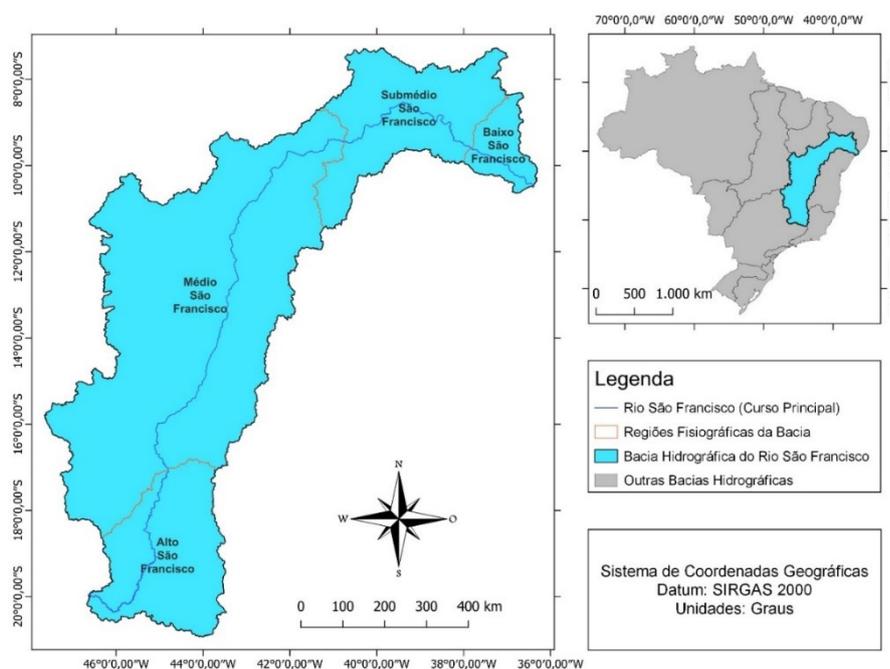
A Tabela 1 apresenta as respectivas áreas e o comprimento de drenagem de cada região fisiográfica. O Mapa 1 ilustra a localização das regiões na bacia.

Tabela 1 – Caracterização das regiões fisiográficas do rio São Francisco.

Região Fisiográfica	Área (km ²)	Comprimento de drenagem (km)
Alto São Francisco	100.384	24.539
Médio São Francisco	402.530	67.926
Submédio São Francisco	110.445	23.479
Baixo São Francisco	25.524	5.713

Fonte: Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2016).

Mapa 1 – Bacia Hidrográfica do rio São Francisco e suas regiões fisiográficas.



Fonte: O Autor (2023).

O Diagnóstico Consolidado presente no Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco (2016-2025) (CBHSF, 2015) traz informações, relevantes para tomadas de decisão durante o planejamento de um sistema de FM, a respeito das características hidrogeológicas de toda a bacia. Destaca-se a seguir as descrições do clima, da precipitação, da geologia e, por fim, da favorabilidade hidrogeológica da bacia presentes nesse Diagnóstico.

A respeito do clima de cada região fisiográfica, de acordo com a Classificação Climática de Köppen, o clima do Alto São Francisco é do tipo Aw, quente e úmido com

chuvas de verão e apresenta tendências semelhantes ao clima do Médio São Francisco, predominante Aw com variação climática do tipo BShw, semiárido. Por outro lado, o Submédio, tipo BShw, semiárido, e Baixo SF, predominantemente AS, quente e úmido, com chuvas de inverno, apresentam menor intensidade de precipitação.

O Diagnóstico Consolidado também apresenta dados da precipitação média, mínima e máxima anual, como mostra a tabela 2. Para essa análise, foram utilizadas medições diárias disponibilizadas pelo INMET e Hydroweb para o período 1961-2014.

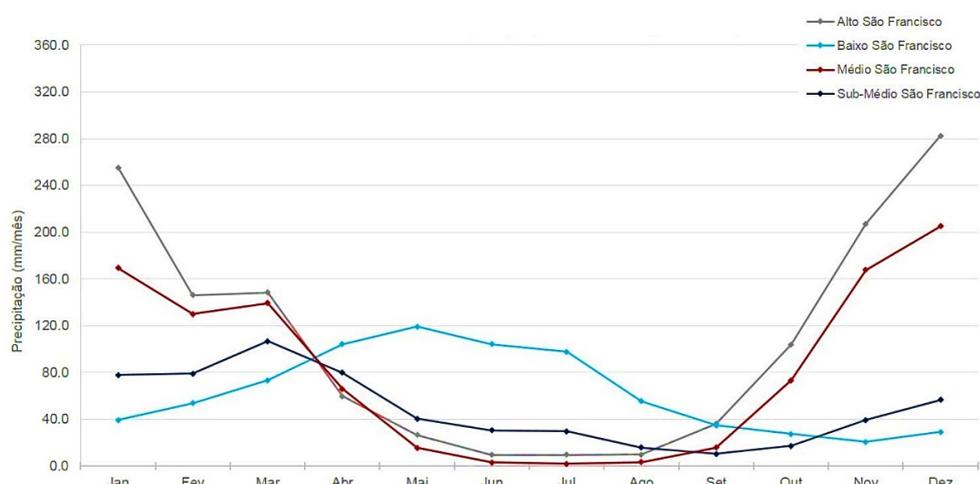
Tabela 2 – Precipitação média, mínima média e máxima média anual (mm/ano).

Região fisiográfica	INMET			Hydroweb		
	Média	Min	Max	Média	Min	Max
Alto São Francisco	1.295	987	1.525	1.327	806	1.801
Médio São Francisco	990	580	1375	993	511	2719
Submédio São Francisco	583	463	616	571	307	1365
Baixo São Francisco	759	520	1029	742	387	1257
Total	921	463	1.525	1.033	307	2.719

Fonte: adaptado de CBHSF (2015).

O Gráfico 1 mostra o ciclo anual da precipitação nas regiões fisiográficas e observa-se uma diferença significativa entre a precipitação mensal das regiões Baixo e Submédio quando comparadas com a do Alto e Médio São Francisco.

Gráfico 1 – Ciclo interanual da precipitação acumulada.

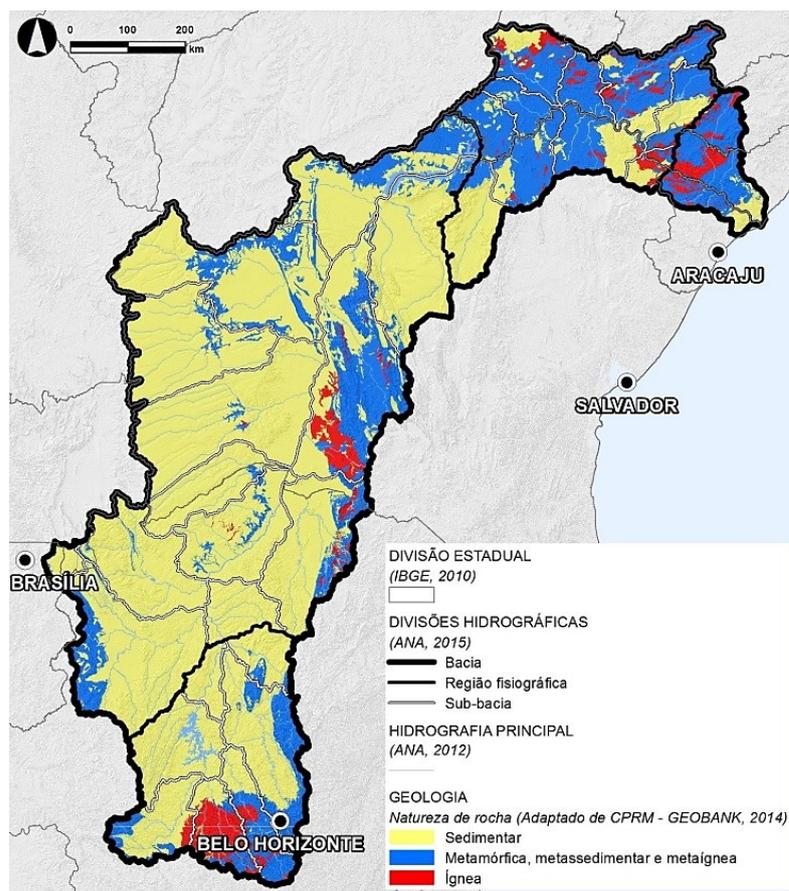


Fonte: Adaptado de CBHSF (2015).

Observando as climatologias descritas no Diagnóstico para as regiões fisiográficas, observa-se que o Submédio e Baixo SF são regiões mais amenas e com menor intensidade de precipitação, comparativamente ao Alto e Médio SF. Ao longo do ano, a climatologia da precipitação mostra que no Alto e Médio SF os meses chuvosos ocorrem de Novembro a Março e os meses secos de Maio a Agosto; para o Submédio SF os meses com precipitações mais elevadas ocorrem de Janeiro a Abril, já para o Baixo SF esse período se dá de Março a Agosto.

O Mapa 2 ilustra a natureza das rochas em toda a bacia. Predominam os afloramentos de rochas sedimentares em 69% do território. Em cerca de 26% da bacia ocorrem afloramentos de rochas metamórficas, metassedimentares e metaígneas do embasamento, sendo que só 5% correspondem a rochas ígneas.

Mapa 2 – Geologia por natureza de rochas predominantes.



Fonte: CBHSF (2015).

O Diagnóstico do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco aponta ainda que grande parte da bacia possui uma favorabilidade

hidrogeológica classificada como variável (47% da área da bacia hidrográfica), baixa a muito baixa (36%). E essas áreas estão associadas à significativa diversidade de terrenos, às respectivas condições de permeabilidade e às diferentes naturezas dos terrenos cristalinos (rochas metamórfica, metassedimentar, metaígneia e ígneia).

Dentre os municípios pernambucanos localizados às margens do rio São Francisco, a Companhia Pernambucana de Saneamento sinalizou interesse em aplicar essa técnica para incrementar o sistema de abastecimento atual e reduzir os custos com o tratamento em apenas duas delas. Por isso, foram pré-escolhidas como potenciais para instalação do projeto piloto os municípios de Orocó e Santa Maria da Boa Vista, localizadas na região do Submédio São Francisco.

4 METODOLOGIA

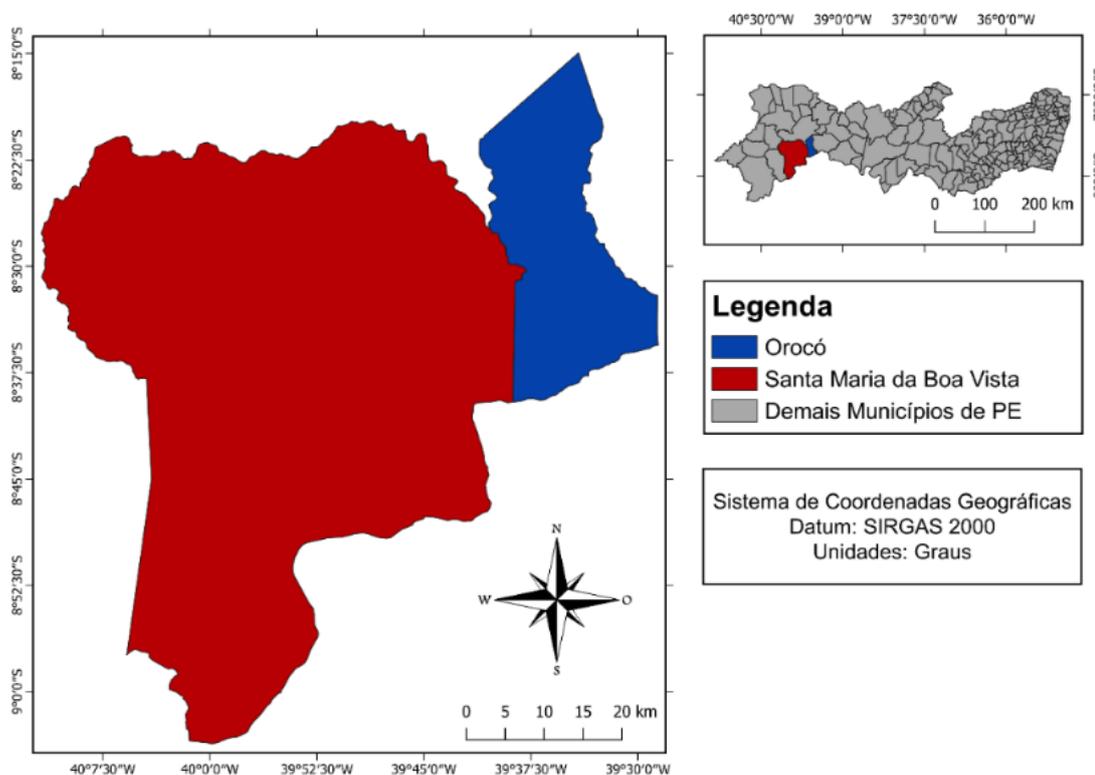
4.1 ÁREA DA PESQUISA

As cidades Orocó e Santa Maria da Boa Vista apresentaram, em análise prévia, características importantes que justificaria a aplicação de um projeto de FM, como geomorfologia e aspectos socioeconômicos.

Por meio de visitas técnicas ao local iniciou-se uma investigação e reconhecimento do entorno das margens do rio afim de procurar o melhor espaço para as instalações do projeto piloto e evitar as possíveis interferências tanto por parte das chuvas como das atividades agrícolas realizadas ali. Por meio de mapas de geoprocessamento, que permitiram visualizar a área em imagem de satélite e facilitar a compreensão, levantou-se possíveis pontos de instalação.

O Mapa 3 mostra as localizações das duas cidades e a Tabela 3 apresenta dados do IBGE (2010) quanto a área, número de habitantes e densidade demográfica das duas cidades.

Mapa 3 – Localização dos municípios de Orocó e Santa Maria da Boa Vista.



Fonte: O Autor (2023).

Tabela 3 – Dados demográficos das cidades pré-escolhidas no submédio São Francisco.

Cidade	Número de Habitantes	Área (km ²)	Densidade Demográfica (hab./km ²)
Orocó	13180	554,76	23,76
Santa Maria da Boa Vista	39435	3000,77	13,14

Fonte: IBGE (2010).

Sobre as condições de abastecimento de água para o município de Orocó, a Estação de Tratamento de Água (ETA) é compacta e com tanques pressurizados de floculador, decantador e filtro de areia (conforme Fotografia 1), e encontra-se afastada das margens do rio São Francisco, cerca de 900 metros. De acordo com a COMPESA (2022), essa estação abastece toda a população do município com uma vazão de 17 L/s. A captação da água bruta é feita por meio uma bomba flutuante localizada a, aproximadamente, 1 m da margem do rio que, nessa porção, tem aproximadamente 182 m de largura.

Fotografia 1 – Estação de Tratamento de Água de Orocó do tipo compacta, com tanques pressurizados de floculador, decantador e filtro de areia.



Fonte: O Autor (2023).

Na cidade de Santa Maria da Boa Vista existem duas ETAs, uma em funcionamento, ETA Centro (Fotografia 2a), localizada às margens do rio, dentro do centro urbano; e outra em projeto de construção, denominada ETA Redenção, com localização mais afastada da cidade, e que no momento funciona apenas uma estação elevatória de água bruta (Fotografia 2b).

Fotografia 2 – Estações de Tratamento de Água de Santa Maria da Boa Vista

(a) ETA Centro

(b) Local da ETA Redenção.



Fonte: O Autor (2023).

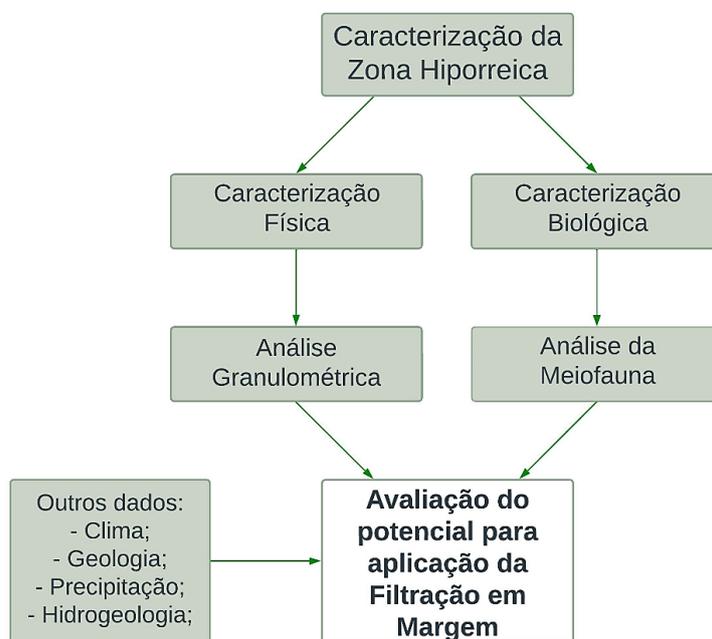
Ao término da construção desta última ETA, ambas ficarão em funcionamento para abastecer a área urbana e rural do município. A ETA Centro atualmente opera de forma contínua a uma vazão de 70 L/s, já a vazão prevista de captação para a ETA Redenção é de 42 L/s, sendo metade destinada para a zona rural e a outra metade para a zona urbana (COMPESA, 2022).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ZONA HIPORREICA

De forma a aprofundar o estudo da interação entre águas superficiais e águas subterrâneas, pensando em aplicar a técnica de FM, é relevante analisar a ZH por ser a principal zona onde acontece os processos de atenuação da poluição (HISCOCK; GRISCHEK, 2002). O Fluxograma 2 apresenta o fluxograma seguido para metodologia da pesquisa. Portanto, propôs-se realizar uma caracterização da ZH

através de ensaios físicos e biológicos com a finalidade de avaliar a potencialidade da técnica de FM nos locais estudados.

Fluxograma 2 – Fluxograma de atividades metodológicas da pesquisa.



Fonte: O Autor (2023).

A permeabilidade de um leito do reservatório é bastante influenciada pelos materiais depositados. As análises granulométricas são importantes para caracterização física da ZH por permitir obter informações sobre processos físicos atuantes durante a sua deposição, a relação de propriedades como porosidade e condutividade hidráulica (SUGUIO, 2003).

Já análises de teor de Matéria Orgânica Total (MOT) podem indicar a presença de camadas ou bolsões de solo com matéria orgânica, o que pode conferir à água características indesejáveis desde alterações da cor, sabor e odor, como também indicar presença de ferro, manganês, sulfetos e outros íons (SANTOS *et al.*, 2011). O carbonato de cálcio (CaCO_3), por ser um agente cimentante, pode promover a ligação de partículas do solo e aumentar sua colmatação, ou seja, pode provocar a redução da condutividade hidráulica da ZH (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

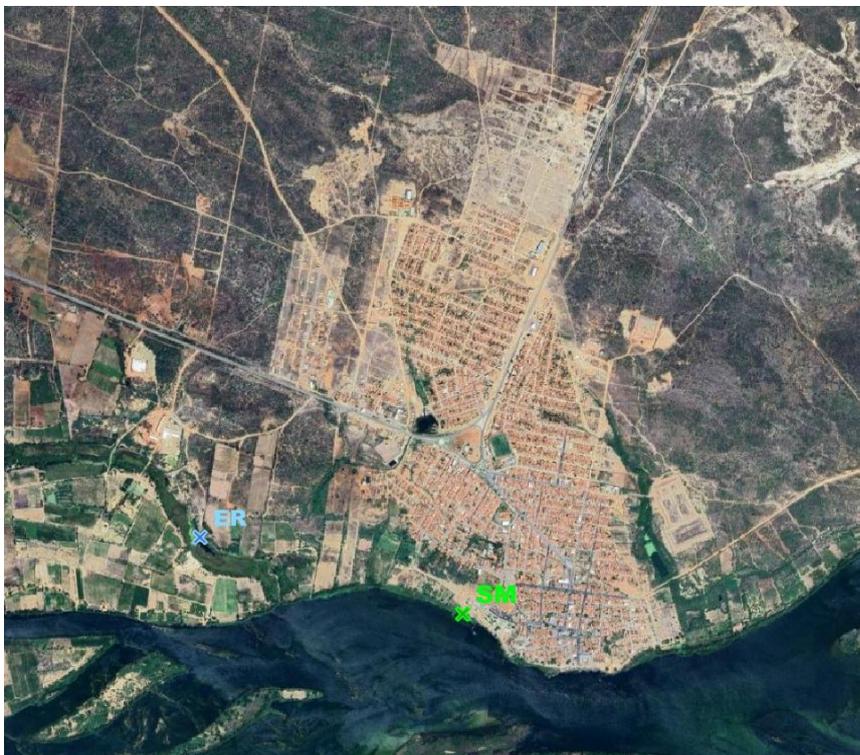
Os organismos presentes na ZH contribuem para a degradação de micropoluentes presentes no ambiente. Portanto, o principal indicador para caracterização biológica é a meiofauna hiporreica.

4.2.1 Ensaios de sondagem

Um dos primeiros ensaios a ser realizados em uma área com potencial para implementação da FM é o ensaio de sondagem a percussão ou *Standard Penetration Test* (SPT). Através desse ensaio é possível conhecer: o tipo de solo através da retirada a cada metro de uma amostra deformada e a posição do nível de água, se encontrado durante a perfuração. O ensaio foi realizado seguindo as normas técnica da NBR 6484 (ABNT, 2020). Para execução dos furos contratou-se uma empresa especializada em investigação geotécnica, financiado pelo projeto de pesquisa com participação do Grupo de Recursos Hídricos da UFPE.

Foram realizados 6 furos de SPT nos municípios de Santa Maria da Boa Vista (ETA Santa Maria da Boa Vista e ETA Redenção) e Orocó, no mês de maio de 2021, suas localizações estão demarcadas nos Mapas 4 e 5. Foram dois pontos em cada área, localizados a 5 e a 15 metros das margens do rio, conforme ilustra o esquema do Desenho 1.

Mapa 4 – Localização dos pontos de coleta na cidade de Santa Maria da Boa Vista.



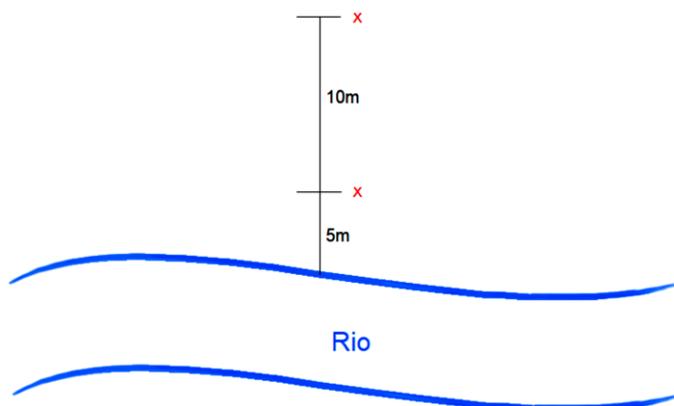
Fonte: *Google Satellite* (2022).

Mapa 5 – Localização do ponto de coleta na cidade de Orocó.



Fonte: *Google Satellite* (2022).

Desenho 1 – Esquema de localização dos furos de sondagem em relação às margens do rio.



Fonte: O Autor (2023).

Todos são próximos às atuais bombas de captação das ETAs da COMPESA, com exceção aos de Santa Maria da Boa Vista, pensando em aproveitar o terreno e as instalações atuais da própria companhia. Assim, foi determinado a busca por um solo de depósito aluvionar. Foi observado em análise prévia que essa localidade está às margens de um meandro do rio São Francisco e a velocidades da água é baixa, o

que possibilitaria a deposição de sedimentos. Um fator positivo para a instalação de um projeto de FM.

Os dois primeiros furos foram executados nas proximidades da ETA Redenção, a exatamente 5 e 15 metros das margens do rio, conforme mostra a Fotografia 3.

Fotografia 3 – Realização dos furos próximos da ETA Redenção nas margens do rio São Francisco

(a) a 5m



(b) a 15m.



Fonte: O Autor (2023).

Os dois furos seguintes foram realizados próximos da ETA Santa Maria da Boa Vista, localizada ao centro da cidade, também a 5 e a 10 metros de distância da margem do rio. A Fotografia 4 mostra a realização desses dois furos.

Fotografia 4 – Realização dos furos próximos da ETA Santa Maria da Boa Vista nas margens do rio São Francisco

(a) a 5m



(b) a 15m.



Fonte: O Autor (2023).

Não foi possível realizar uma perfuração de sondagem com profundidade nos dois pontos planejados para a cidade de Orocó. O máximo que se conseguiu realizar foi uma escavação de 30 cm em cada ponto escolhido para o ensaio de SPT, no que se constatou a inviabilidade da perfuração, como mostra a Fotografia 5.

Fotografia 5 – Localização dos dois pontos em Orocó às margens do rio São Francisco

(a) 5m



(b) 15m.



Fonte: O Autor (2023).

Pelas Fotografias 6a e 6b é possível perceber que o solo próximo a margem do rio São Francisco, na área prevista para a investigação, é bastante rochoso, composto por seixos, o que impossibilitou a realização do ensaio a percussão de uma forma mais profunda.

Fotografia 6 – Escavações possíveis nos dois furos de Orocó

(a) 5m



(b) 15m.



Fonte: O Autor (2023).

Apenas diante desse cenário, já seria capaz de afirmar que seria inviável aplicar a técnica de FM em Orocó. Perfurar um poço profundo em um solo como esse é bastante custoso e não resultaria em uma taxa de infiltração capaz de manter um bombeamento para o abastecimento. Mesmo assim, manteve-se o cronograma da metodologia e seguiu-se com o restante das análises.

Por fim, essas amostras foram nomeadas seguindo a lógica [AB X – Y α] conforme mostra o Quadro 1.

Quadro 1 - Lógica de nomeação das amostras dos ensaios de sondagem.

Termo	Significado
AB	Iniciais da cidade/ponto, O (Orocó), SM (Santa Maria da Boa Vista), R (ETA Redenção);
X – Y	Trecho de profundidade do furo;
α	Distância do ponto da margem do rio, 5 ou 15 metros.

Fonte: O Autor (2023).

Sendo assim, no Quadro 2 estão todas as amostras nomeadas:

Quadro 2 - Nomes das amostras dos ensaios de sondagem.

Santa Maria da Boa Vista	Orocó	ETA Redenção
SM 0,2 – 1,0 5m;	OR 0,0 - 0,3 15m.	ER 0,2 – 0,65 5m;
SM 1,0 – 1,5 5m;		ER 1,0 – 1,45 5m;
SM 2,0 – 3,0 5m;		ER 2,0 – 2,5 5m;
SM 3,0 – 4,0 5m;		ER 2,5 – 3,0 5m;
SM 4,0 – 5,0 5m;		ER 0,2 – 1,0 15m;
SM 0,2 – 0,65 15m;		ER 1,0 – 2,0 15m;
SM 1,0 – 2,0 15m;		ER 2,0 – 2,5 15m;
SM 2,0 – 3,0 15m;		ER 2,5 – 3,0 15m.
SM 3,0 – 3,5 15m.		

Fonte: O Autor (2023).

4.2.2 Granulometria, teor de MOT e CaCO₃ da ZH

As coletas dos sedimentos hiporreicos foram realizadas nas duas cidades nas margens do rio mais próximo aos pontos de perfuração do SPT e em dois períodos diferentes: uma em maio/2021 ao final do período chuvoso e uma em outubro/2021

ao final do período de estiagem, ambas nas cidades de Santa Maria da Boa Vista e Orocó.

Utilizou-se um amostrador do tipo *corer*, de plástico, liso e com área total de 261,31 cm², em que se pode afundar 10 cm no sedimento. As coletas foram realizadas em duas profundidades diferentes, de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm para cada ponto da ZH. A fim de preservação das amostras, foram mantidas sobre refrigeração até o momento da realização dos ensaios. No Quadro 3 está a lógica usada para identificação das amostras hiporreicas.

Quadro 3 – Lógica de nomeação das amostras de granulometria, teor de MOT e CaCO₃.

Termo	Significado
OR	Orocó;
EM	Santa Maria da Boa Vista;
ER	ETA Redenção;
05	0 - 5 cm de profundidade;
510	5 - 10 cm de profundidade;
M	Maio de 2021;
O	Outubro de 2021.

Fonte: O Autor (2023).

Os nomes de todas as amostras ensaiadas para Granulometria, teor de MOT e CaCO₃ estão no Quadro 4.

Quadro 4 – Nomes das amostras de granulometria, teor de MOT e CaCO₃.

Santa Maria da Boa Vista	Orocó	ETA Redenção
SM05M;	OR05M;	ER05M;
SM510M;	OR510M;	ER510M;
SM05O;	OR05O;	ER05O;
SM510O.	OR510O.	ER510O.

Fonte: O Autor (2023).

A primeira etapa dos ensaios foi a secagem das amostras na estufa a 60°C por pelo menos 24 horas. Em seguida cada amostra foi pesada e separada em duas frações: a primeira pesando 30 gramas destinada para ensaios de MOT e, em seguida, análise granulométrica; e outra de 10 gramas usada para determinar o teor de CaCO₃.

A fração de 30 g de cada amostra é submersa na solução de peróxido de hidrogênio (H₂O₂, a 10%) com o objetivo de realizar a queima da matéria orgânica. Com raciocínio semelhante para a queima do CaCO₃, a fração de 10 g é submersa na solução de ácido clorídrico (HCl, a 10%). Para realização das reações, as amostras foram colocadas na capela. Após queima por completo, cada fração é pesada novamente e os teores de MOT e CaCO₃ são obtidos pela diferença de peso antes e depois do ataque das soluções.

Após essa etapa, foi iniciada a realização da granulometria, que segue etapas de peneiramento e pipetagem, somente com as frações resultantes da queima de MOT. Portanto, as frações usadas para obter os teores de CaCO₃ foram descartadas.

A primeira etapa da granulometria foi o peneiramento úmido, no qual se dá a separação das partículas finas, ou seja, menores que 0,062 milímetros, existentes na amostra. Essas frações de partículas finas foram submetidas a etapa de pipetagem. Teoricamente baseada na Lei Stokes, a pipetagem é um procedimento que o material de sedimento fino disposto em provetas com água destiladas sofre coletas em intervalos pré-determinados de porções da mistura a partir pipetas. Cada porção retirada da mistura de cada amostra sofre secagem na estufa para pesagem do teor de fino.

Já o restante, as partículas grossas, foram secadas na estufa, e então submetidas ao peneiramento seco. Nessa etapa, o peneiramento foi realizado com 11 peneiras de diferentes aberturas de malha: 2,000; 1,410; 1,000; 0,707; 0,500; 0,354; 0,250; 0,177; 0,125; 0,088 e 0,062 milímetros. Cada material retido nessas peneiras é pesado.

As análises foram realizadas seguindo as metodologias de: de Muller (1967) para obtenção do teor de MOT; de Ingram (1971) para obtenção do teor de CaCO₃ das amostras; e Suguio (1973) para peneiramento e pipetagem.

A partir dos resultados alcançados, os dados das frações granulométricas foram plotados no software SYSGRAN versão 3.0 (CAMARGO, 2006). A classificação do solo é descrita por Shepard (1954), já o grau de seleção segue o tratamento estatístico descrito em Folk e Ward (1957).

Os ensaios foram inicialmente realizados no *campus* Centro Acadêmico do Agreste (CAA) em Caruaru nos Laboratórios de Engenharia Ambiental (LEA) e Laboratório de Geotecnia (LABGEO), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Com a volta das atividades presenciais no *campus* Recife, as análises foram

então finalizadas no Laboratório de Oceanografia Geológica (LABOGEO) localizada no Departamento de Oceanografia (DOCEAN).

4.2.3 Meiofauna

Foi seguido o mesmo procedimento metodológico descrito em diversos trabalhos recentes que estudaram a meiofauna hiporreica. (*i.e.* VERAS *et al.*, 2017; FREITAS *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2021).

As amostras de meiofauna foram coletadas nos mesmos pontos onde coletaram as amostras para análise granulométrica e com o mesmo amostrador cilíndrico (*corer*) com área transversal de 11,34 cm². As coletas dos sedimentos do leito do reservatório se dão a cada 5 cm até a profundidade máxima de 10 cm, tendo como amostragem de 0-5 cm e 5-10 cm. Cada amostragem foi repetida para obter além das amostras, suas réplicas e trélicas.

Após a extração dos sedimentos, as amostras foram acondicionadas em recipientes, identificadas e deverão ser imersas no formaldeído a 4% para preservação dos organismos. A título de identificação, seguiu-se a lógica descrita no Quadro 5.

Quadro 5 – Lógica de nomeação das amostras de meiofauna.

Termo	Significado
OR	Orocó;
EM	Santa Maria da Boa Vista
ER	ETA Redenção;
05	0 - 5 cm de profundidade;
510	5-10 cm de profundidade;
M	Maior de 2021;
O	Outubro de 2021;
A	Amostra;
P	Réplica;
T	Tréplica.

Fonte: O Autor (2023).

Então, no Quadro 6 estão todas as amostras de meiofauna analisadas.

Quadro 6 – Nomes das amostras de meiofauna.

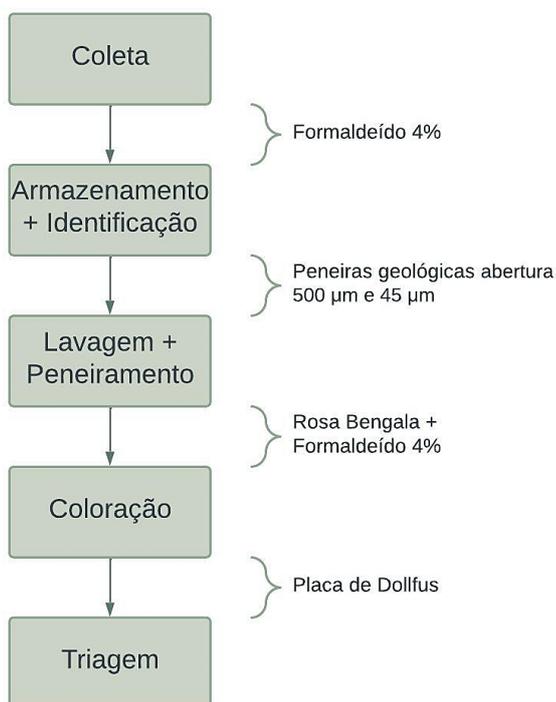
Santa Maria da Boa Vista	Orocó	ETA Redenção
SM05MA	OR05MA	ER05MA
SM510MA	OR510MA	ER510MA
SM05OA	OR05OA	ER05OA
SM510OA	OR510OA	ER510OA
SM05MR	OR05MR	ER05MR
SM510MR	OR510MR	ER510MR
SM05OR	OR05OR	ER05OR
SM510OR	OR510OR	ER510OR
SM05MT	OR05MT	ER05MT
SM510MT	OR510MT	ER510MT
SM05OT	OR05OT	ER05OT
SM510OT	OR510OT	ER510OT

Fonte: O Autor (2023).

Para extrair a meiofauna da amostra foi preciso realizar uma lavagem dos sedimentos hiporreicos com água filtrada sobre peneiras geológicas de aberturas de malha de 500 μm e 45 μm . Desprezou-se os sedimentos que ficarem retidos na peneira de malha de maior abertura (macrofauna) ou que passaram na peneira de menor abertura (microfauna) por não fazerem parte da meiofauna, como é estabelecido na definição de Coull (1999) e Giere (2009).

Em seguida, o material retido pela peneira de 45 μm foi acondicionado em recipientes com formol a 4% e corados com rosa de bengala para facilitar a identificação e contagem. Para o processo de coloração ocorrer por completo, esperou-se um período de pelo menos um dia antes de começar a triagem de cada amostra. Utilizou-se da Placa de Dollfus para facilitar no manuseio e visualização da amostra por meio de uma lupa com aumento de 4x a fim de identificar e catalogar os indivíduos a nível de grupos taxonômicos. O Fluxograma 3 mostra um fluxograma dos processos realizados para análise da meiofauna.

Fluxograma 3 – Fluxograma dos processos da análise de meiofauna.



Fonte: O Autor (2023).

Parte da triagem e identificação dos organismos da meiofauna foi realizada no Laboratório do Grupo Recursos Hídricos (GRH) no Centro de Tecnologia e Geociências (CTG) da UFPE campus Recife. Por questão de logística, essa etapa foi dada continuidade e finalizada no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA) no CAA, em Caruaru.

O cálculo da densidade meiofaunística das amostras foi feito com a Equação 1.

$$D = \frac{N}{A} \quad (1)$$

Onde:

D = densidade;

N = número total de organismos presentes na amostra;

A = Área transversal do coletor.

Em seguida, calculou-se as médias aritméticas simples a partir das densidades também calculadas para as réplicas e tréplicas.

4.3 AVALIAÇÃO FINAL DA APLICABILIDADE DA TÉCNICA

Como sugerido por Sandhu (2015) e pela FUNASA (2018), foram analisadas as potencialidades da técnica de FM nas localidades pré-selecionadas, a partir dos resultados da caracterização física e biológica da ZH e do agrupamento de dados (hidrológicos, hidrogeológicos, geológicos, litológicos, climáticos, de acesso, entre outros) e informações presentes em outros trabalhos e relatórios relevantes.

Como resultado tem-se, então, um diagnóstico final da viabilidade da aplicação de um sistema de FM para cada ponto.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 GRANULOMETRIA

Por meio de uma análise granulométrica é possível iniciar a caracterização física do solo nas margens e também da ZH do rio São Francisco. Na Tabela 4 estão os resultados da granulometria das amostras coletadas durante a realização dos furos de sondagem SPT.

Os resultados do grau de seleção, mostrados na Tabela 4, indicam a dispersão da amostra a partir do desvio padrão. O raciocínio desse parâmetro estatístico, classificado de acordo com Folk & Ward (1957), está relacionado ao tamanho dos sedimentos. Em que numa amostra de solo, quanto melhor selecionado os sedimentos, menor será o desvio padrão, e, portanto, menor a distribuição em relação ao valor médio, apontando que os grãos da amostra são de tamanhos próximos.

Tabela 4 – Análise granulométrica das amostras tiradas dos furos de SPT em Santa Maria da Boa Vista (continua).

Amostra	Diâmetro Médio (µm)	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	Class.	Grau de Seleção
SM 0,2 - 1,0 5m	22,22	0,00	5,14	94,86	0	Silte médio	Moderadamente selecionado
SM 1,0 - 1,5 5m	16,50	0,07	5,05	93,09	1,79	Silte médio	Moderadamente selecionado
SM 2,0 - 3,0 5m	32,51	0,10	17,39	80,78	1,72	Silte grosso	Pobrememente selecionado
SM 3,0 - 4,0 5m	11,62	0,00	9,09	84,42	6,49	Silte fino	Pobrememente selecionado
SM 4,0 - 5,0 5m	9,65	0,00	7,12	57,31	35,57	Silte fino	Pobrememente selecionado
SM 0,2 - 0,65 15m	7,96	0,00	5,21	63,19	31,60	Silte fino	Pobrememente selecionado
SM 1,0 - 2,0 15m	74,17	0,00	6,35	63,29	30,36	Silte fino	Pobrememente selecionado
SM 2,0 - 3,0 15m	10,93	0,00	7,31	63,61	29,08	Silte fino	Pobrememente selecionado
SM 3,0 - 3,5 15m	11,63	0,38	14,17	79,20	6,25	Silte fino	Pobrememente selecionado
ER 0,2 - 0,65 5m	247,59	12,94	69,64	15,49	1,94	Areia fina	Muito pobrememente selecionado

Tabela 4 – Análise granulométrica das amostras tiradas dos furos de SPT em Santa Maria da Boa Vista (conclusão).

Amostra	Diâmetro Médio (µm)	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	Class.	Grau de Seleção
ER 1,0 - 1,45 5m	193,18	9,06	75,83	9,441	5,67	Areia fina	Muito pobremente selecionado
ER 2,0 - 2,5 5m	93,49	10,35	42,25	47,39	0,00	Areia muito fina	Muito pobremente selecionado
ER 2,5 - 3,0 5m	40,70	0,00	33,95	66,05	0,00	Silte grosso	Pobremente selecionado
ER 0,2 - 1,0 15m	191,98	15,57	60,49	22,09	1,84	Areia fina	Muito pobremente selecionado
ER 1,0 - 2,0 15m	32,51	0,12	57,4	21,24	21,24	Silte grosso	Muito pobremente selecionado
ER 2,0 - 2,5 15m	31,45	0,00	52,85	28,70	18,45	Silte grosso	Muito pobremente selecionado
ER 2,5 - 3,0 15m	226,88	20,27	59,64	20,09	0,00	Areia fina	Muito pobremente selecionado

Fonte: O Autor (2023).

A Tabela 4 indica que nas amostras de sondagem SPT de Santa Maria da Boa Vista feitos a 5 e a 15 metros da margem do rio houve a predominância de Silte sendo as maiores porcentagens encontradas no ponto a 5 metros. Ao analisar as frações granulométricas, outro aspecto importante foi observado: a porcentagem de cascalho foi praticamente nula nas amostras. Portanto, em Santa Maria da Boa Vista, o solo a margem do rio era composto basicamente por sedimentos finos bem compactados o que dificultaria o caminho de fluxo de água até um poço de produção.

Já nos dois pontos próximos a ETA Redenção foi possível observar que o cascalho se fez mais presente, mas ainda é um solo com predominância de finos e muito pobremente selecionados. Essa pobreza de seleção indica um solo com grande variação no diâmetro dos sedimentos que resulta em baixo índice de vazios e principalmente, baixa condutividade hidráulica, característica importante no processo de FM.

Como em Orocó as perfurações de SPT não passaram de 30cm de profundidade, não foi possível realizar uma coleta de amostra para granulometria. No entanto, com base na análise visual foi possível constatar que o solo é uma areia

grossa com muita presença de seixo, como mostra a Fotografia 7. Em Orocó é impossível instalar um sistema de FM as margens do rio.

Fotografia 7 – Solo arenoso de Orocó com presença de seixos grandes.



Fonte: O Autor (2023).

Os resultados para a classificação, bem como o diâmetro médio e o grau de seleção do solo da ZH dos três pontos e para os dois períodos de coleta estão expostos na Tabela 5.

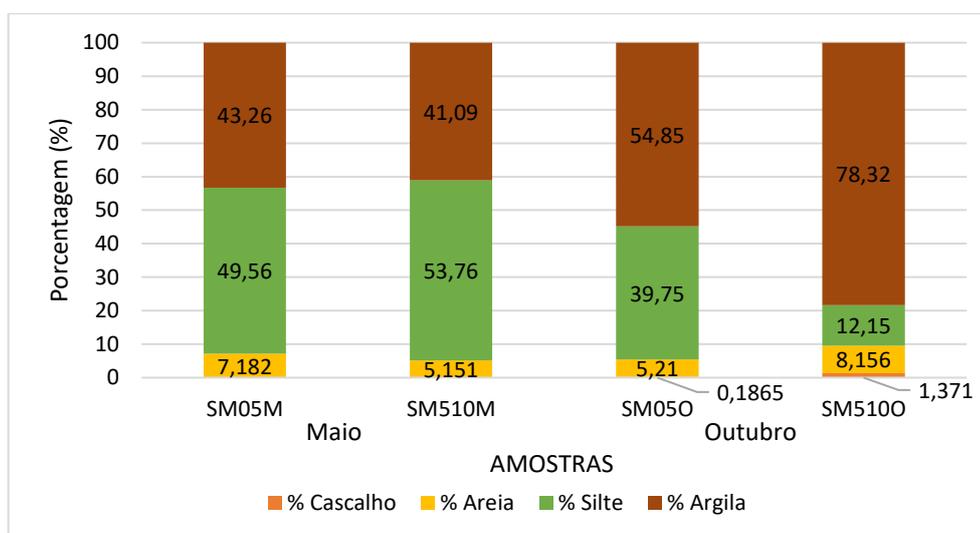
Tabela 5 – Análise granulométrica do leito do rio São Francisco, em Santa Maria da Boa Vista, ETA Redenção e Orocó.

Amostra	Diâmetro Médio (μm)	Classificação	Grau de Seleção
SM05M	10,89	Silte fino	Pobrememente selecionado
SM510M	7,32	Silte muito fino	Pobrememente selecionado
SM05O	6,42	Silte muito fino	Pobrememente selecionado
SM510O	3,47	Argila grossa	Pobrememente selecionado
ER05M	56,33	Silte grosso	Muito pobrememente selecionado
ER510M	59,46	Silte grosso	Muito pobrememente selecionado
ER05O	76,52	Areia muito fina	Muito pobrememente selecionado
ER510O	181,62	Areia fina	Muito pobrememente selecionado
OR05M	312,73	Areia média	Pobrememente selecionado
OR510M	446,27	Areia média	Pobrememente selecionado
OR05O	718,77	Areia grossa	Pobrememente selecionado
OR510O	409,52	Areia média	Muito pobrememente selecionado

Fonte: O Autor (2023).

A partir da classificação do solo da ZH em Santa Maria da Boa Vista, na Tabela 5, bem como o comportamento das frações granulométricas nos dois períodos, descrita no gráfico da Gráfico 2, é possível afirmar que o solo é basicamente Siltoso. A divergência temporal mostra que de maio pra outubro houve um aumento da porcentagem de Argila.

Gráfico 2 – Frações granulométricas da ZH no submédio São Francisco, em Santa Maria da Boa Vista.



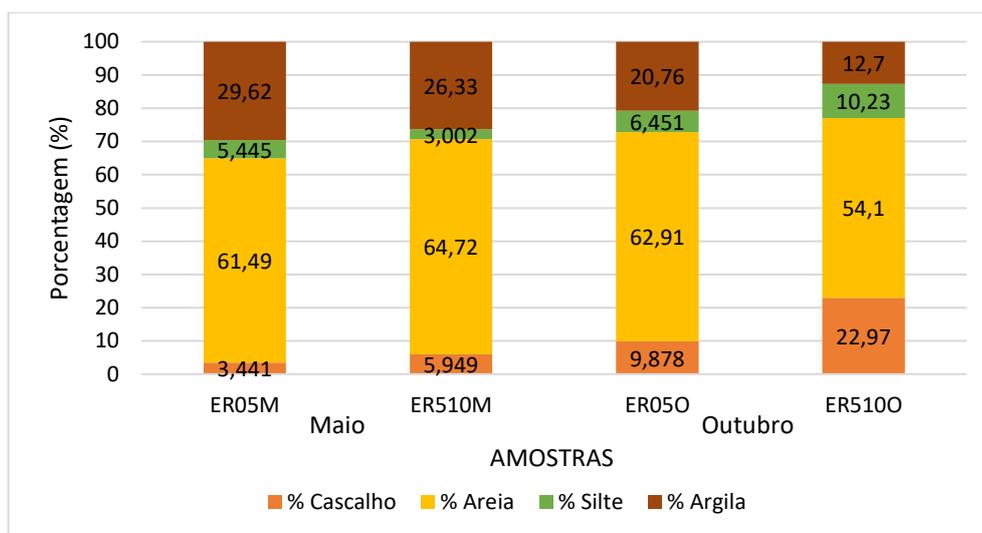
Fonte: O Autor (2023).

A variação ao longo do tempo desse solo pode ter sido resultado das ações antrópicas nas margens do rio. Durante as visitas para as coletas observou que a área onde estas amostras de solos foram coletadas estavam em uma área do rio de fácil acesso para as pessoas e que concentravam alta movimentação de banhistas, barcos e outras atividades de lazer. A intensidade dessas atividades pode ter provocado em um rearranjo de partículas do solo.

Já o Gráfico 3 descreve o comportamento temporal das frações granulométricas do solo da ZH do ponto localizado mais próximo à ETA Redenção. Para esse ponto, observou uma predominância de areia, frações maiores que 50%, tanto em ambas as profundidades, quanto nos dois meses. A argila esteve na composição (com proporção superior a 25%) desse solo nas amostras do mês de maio. Em outubro percebeu-se um decréscimo de argila e um aumento da presença de cascalho, mas ainda assim a classificação desse solo é arenosa de sedimentos finos e diâmetros médios abaixo de 0,1 mm. O arranjo sedimentar desse solo não foi

alterado, ao longo do tempo, por atividades antrópicas. O grau de seleção apontou um solo muito pobremente selecionado, o que indica que há uma altíssima variabilidade de diâmetro no arranjo sedimentar e, assim, poucos espaços vazios. Portanto, durante um processo de FM, o solo não apresentaria uma condutividade hidráulica que favorecesse o fluxo de água.

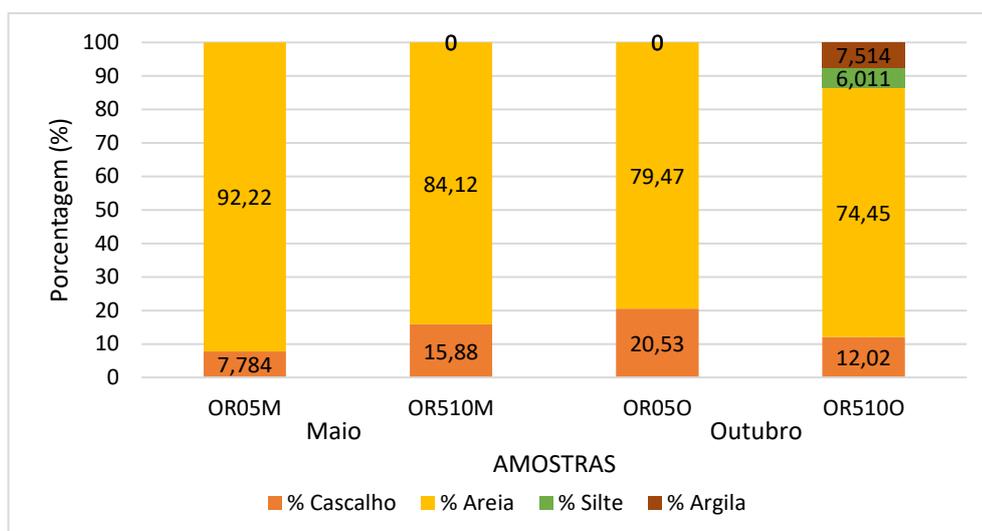
Gráfico 3 – Frações granulométricas da ZH no submédio São Francisco, próximo a ETA Redenção.



Fonte: O Autor (2023).

Por fim, o Gráfico 4 descreve a variação temporal da granulometria da ZH em Orocó. É notório a predominância quase total de Areia em todas as amostras. Pode-se ainda perceber que no mês de outubro, nos centímetros mais profundos (5-10 cm) deste ponto apareceu pequenas parcelas tanto de Silte quanto de Argila. O que não havia acontecido com o mês de maio. Apesar do solo à margem ser bastante raso não passando 30 cm de profundidade, o solo da ZH apresentou características sedimentares menos desfavoráveis a uma interação entre rio-aquífero, justamente por apresentar diâmetros médios maiores com um bom teor de cascalho, mas somente esse aspecto isolado não é suficiente para ter um bom funcionamento de um sistema de FM nesta localidade.

Gráfico 4 – Frações granulométricas da ZH no submédio São Francisco, em Orocó.



Fonte: O Autor (2023).

Alguns trabalhos correlacionam a concentração de finos do solo do aquífero subterrâneo com a eficiência do melhoramento da qualidade da água no processo de FM. Como por exemplo o trabalho de Sahu *et al.* (2019) que, após coleta e testes com o material do solo do fundo do rio Kharala na Índia, encontraram a maior eficiência de remoção da turbidez na amostra com o teor de fino modificado em laboratório de 7,5% para 17,5%. Já Sahu *et al.* (2022) observaram que a remoção de coliformes totais aumentou de 94,3% para 99,9% quando o percentual de finos aumentou de 2,5% (material original do aquífero) para 15% (amostra modificada em laboratório). Porém, esses estudos mostram uma concentração de finos bastante menor do que os resultados encontrados na ZH do rio São Francisco, em que concentração média de todas as amostras foi em torno de 41,73%.

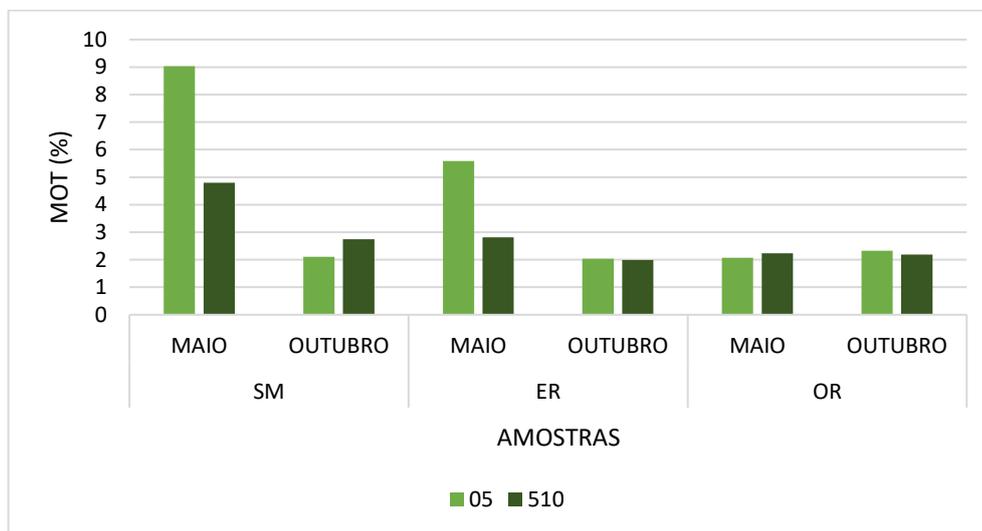
As frações de finos também pode ser um fator desfavorável para a vivência da meiofauna. De acordo com Descloux *et al.* (2013), a alta quantidade de sedimentos finos dentro da ZH diminui significativamente a qualidade do *habitat* para invertebrados bentônicos e hiporreicos.

5.2 TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL E CaCO_3

No intuito de obter em uma caracterização mais completa da ZH, além da análise granulométrica, também foram determinados os teores de matéria orgânica total (MOT) e o de carbonato de cálcio (CaCO_3) das amostras do leito do rio. Os teores

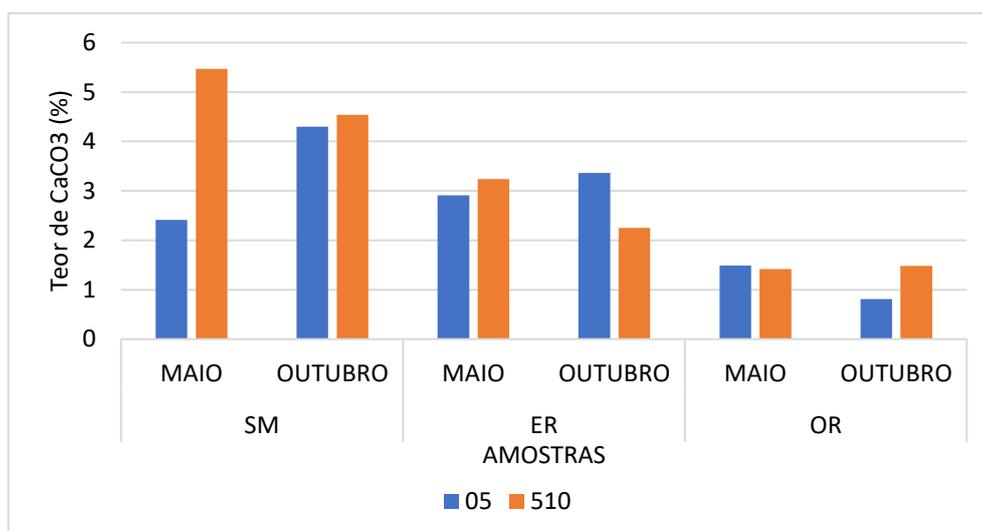
de MOT estão ilustrados no Gráfico 5. Enquanto os teores de CaCO_3 podem ser observados no Gráfico 6.

Gráfico 5 – Teores de MOT (%) na ZH do trecho do rio São Francisco.



Fonte: O Autor (2023).

Pelo Gráfico 5 foi possível identificar que o maior teor de MOT de todas as amostras foi identificada na SM05M e a menor foi na ER510O. Em Santa Maria da Boa Vista, no ponto localizado mais ao centro da cidade observou-se um decréscimo da porcentagem de MOT nas duas profundidades quando comparado o mês de maio com o de outubro. A maior queda foi na camada mais superficial 0 a 5 cm, de 9,03% em maio, para 2,11% em outubro. O mesmo aconteceu próximo a ETA Redenção, em que as amostras do mês de outubro (2,04% e 1,99%, para 0 a 5cm e 5 a 10cm respectivamente) registraram uma menor porcentagem de MOT em comparação as do mês de maio (5,59% e 2,81%). Entretanto, percebe-se que em outubro, a ZH apresentou uma uniformidade da presença de MOT ao longo da sua profundidade, apresentando valores bastante próximos. Diferentemente dos outros dois pontos, em Orocó houve pouca variação do teor de MOT, observou-se certa estabilidade nos valores em torno de 2%, ao comparar tanto por profundidade quanto também por mês.

Gráfico 6 – Teores de CaCO_3 (%) na ZH do trecho do rio São Francisco.

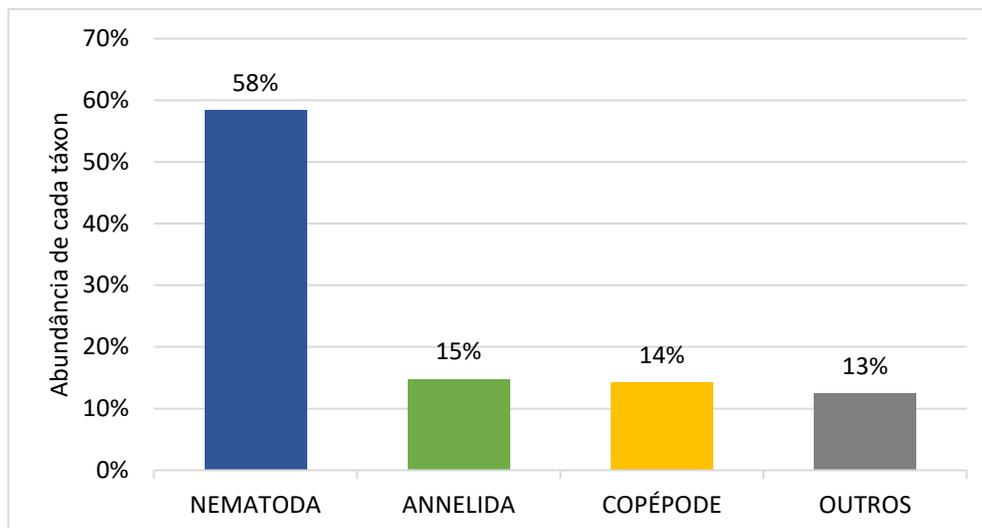
Fonte: O Autor (2023).

Conforme o Gráfico 6, entre todas as amostras, o maior teor de CaCO_3 apareceu na SM510M e a menor na OR05O. Entre os três pontos, Santa Maria da Boa Vista apresentou uma ZH mais rica em CaCO_3 . Nesse ponto, no mês de maio o CaCO_3 estava mais presente na parte mais profunda do leito do rio, já no mês de outubro, houve uma maior uniformidade da composição desse solo. Se comparado ao resultado do mês de maio com outubro, percebe-se que as duas profundidades da ZH tiveram comportamentos opostos, enquanto de 0 a 5 cm houve um aumento da porcentagem de CaCO_3 , a camada mais profunda de 5 a 10 cm diminuiu. No ponto próximo a ETA Redenção, as porcentagens de CaCO_3 ficaram entre 2,25 e 3,36%. Em Orocó, ponto com os teores mais baixos, observa-se que no mês de maio havia certa constância ao longo da sua profundidade, já os resultados do mês de outubro mostram que a camada mais profunda era mais rica em CaCO_3 .

5.3 MEIOFAUNA

A caracterização biológica da ZH foi dada através de uma análise da meiofauna e, ao todo, foram contabilizados 472 indivíduos nesta pesquisa. O Gráfico 7 ilustra a frequência de ocorrência das principais taxa.

Gráfico 7 – Frequência de ocorrência de cada táxon de meiofauna na ZH do trecho do rio São Francisco.

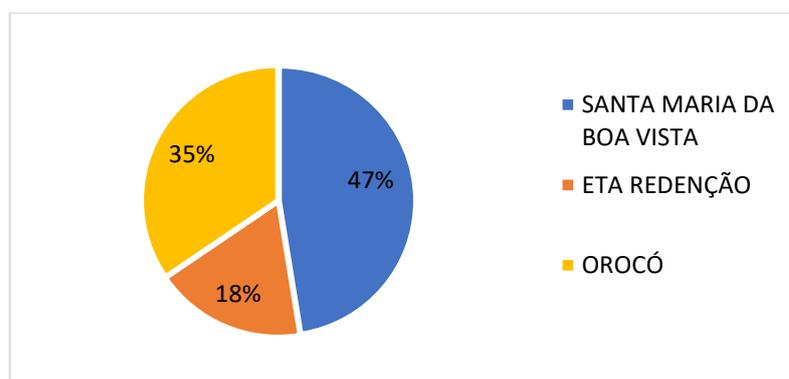


Fonte: O Autor (2023).

O táxon Nematoda foi o de maior representatividade com 276 indivíduos. Em seguida, o táxon Annelida contabilizou 70 e Copépode com 67 indivíduos. Todos os outros seis taxa encontrados somaram juntos 59 indivíduos. Estudos como os de Coull (1988) e Giere (2009) apontam a correlação entre a dominância de nematoda em ambientes sedimentar com predominância de finos.

Pelo Gráfico 8 observa-se que ao analisar o comparativo dos três pontos, o ponto localizado no centro da cidade de Santa Maria da Boa Vista registrou a maior abundância relativa de meiofauna, contabilizando 224 indivíduos, enquanto Orocó contabilizou 163 e ETA Redenção 85 indivíduos.

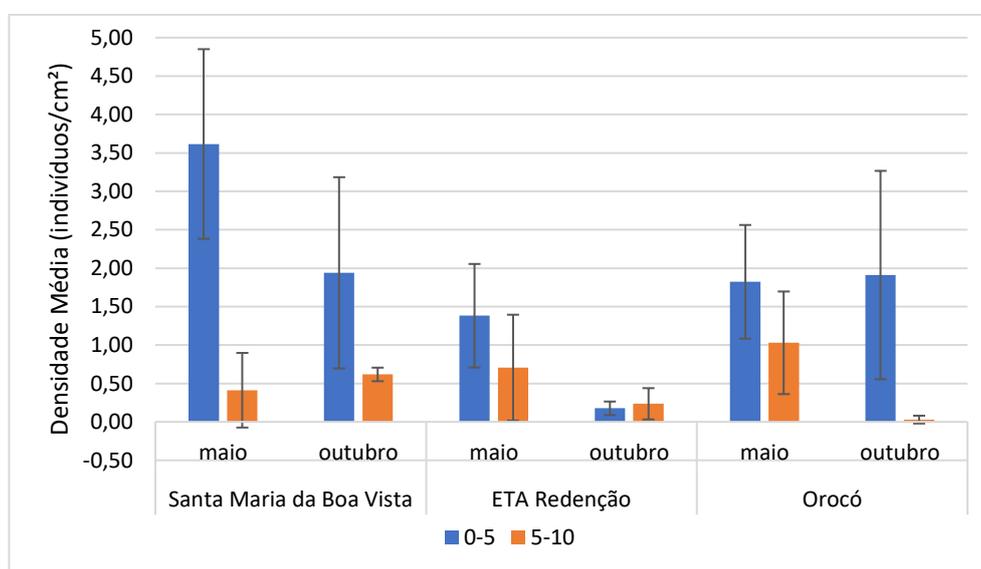
Gráfico 8 – Proporção (%) da abundância relativa de indivíduos de meiofauna na ZH do trecho do rio São Francisco de cada cidade.



Fonte: O Autor (2023).

O Gráfico 9 ilustra a densidade média e o respectivo desvio padrão das amostragens (amostra, réplica e tréplica) de meiofauna nos três pontos de acordo com a profundidade. Conforme o Gráfico 9, a meiofauna estava mais presente na camada mais próxima da superfície de 0 a 5 cm em todos pontos e nos dois meses de coleta, com exceção apenas das amostras da ETA Redenção do mês de outubro em que a camada mais profunda registrou uma densidade maior de indivíduos por centímetro quadrado (0,18 para a ER050 e 0,24 para a ER5100).

Gráfico 9 – Densidade média e desvio padrão das amostras de meiofauna na ZH em cada cidade do trecho do rio São Francisco.



Fonte: O Autor (2023).

A distribuição vertical da meiofauna em Santa Maria da Boa Vista foi influenciada por diferentes fatores abióticos em cada coleta. No mês de maio, observou-se que a maior abundância meiofaunística foi encontrada nos sedimentos mais próximos a superfície (0-5 cm), isso se explica pelo valor mais alto do teor de MOT (ver Gráfico 5) também estar nessa camada de sedimentos, além também da oxigenação ser maior em camadas mais superficiais do solo. Quando se compara com as coletas do mês de outubro de Santa Maria da Boa Vista, observa-se a diminuição da densidade de indivíduos presentes no leito do rio, fenômeno que pode ter sido influenciado pelas diminuições drástica de quase 77% e 43% dos teores de MOT nas camadas de 0-5cm e 5-10cm, respectivamente. Um outro fator que implicou em uma grande variação espacial da meiofauna foi o teor de CaCO_3 (ver Gráfico 6). De maio

pra outubro houveram variações opostas dos teores de CaCO_3 entre as duas camadas do leito. Enquanto a camada de 0-5 cm aumentou de 2 para 4%, a camada mais profunda apresentou uma queda de 5,5% para 4,5%. Esse comportamento também foi percebido nas amostras de meiofauna de maio pra outubro, na camada de 0-5 houve uma diminuição também de 46,13%, enquanto que na de 5-10cm observa-se um aumento de 50% da densidade de indivíduos.

NA ETA Redenção, apesar de apresentar valores do teor de areia e do diâmetro médio dos sedimentos do leito do rio favoráveis para a meiofauna, isso não influenciou os resultados da abundância de indivíduos. O teor de CaCO_3 também não interferiu bastante, e apresentou certa constância entre os meses e entre as camadas, com valores próximos entre 2 e 3%. Na ETA Redenção o principal fator que pode explicar a variação da densidade de indivíduos de meiofauna é o teor de MOT. Ao observar somente a coleta do mês de maio, a maior concentração de MOT particulada na camada superior de sedimentos favorece que a meiofauna se concentre também nessa profundidade. Com uma diminuição de 49,67% do teor de MOT na camada 5-10 cm em relação a camada superior, o número de indivíduos também se reduz a 48,94%. A coleta do mês de outubro apresentou a menor concentração de MOT em ambas camadas, isso explica a menor amostragem de meiofauna na ZH.

Com essas condições pode-se esperar que em um hipotético efeito de entupimento da ZH próxima a ETA Redenção a causa não seria por atividade biológica, e sim por precipitação química, do carbonato de cálcio ou de outros elementos presentes na água como amônia e fosfato, ou física, já que apresenta um solo arenoso com pobreza de seleção e conseqüentemente baixo espaços de vazios entre os sedimentos. E assim, influenciando negativamente as densidades da meiofauna (FLACH; MUTHUMBI; HEIP, 2002).

Em Orocó, houveram os menores teores de CaCO_3 e sua variação temporal não interferiu na caracterização biológica da ZH. Apesar da pequena concentração de MO, o solo em Orocó apresentou boas condições de *habitat* para a meiofauna por ser o mais arenoso entre as localidades. Isso explica o porquê a densidade de indivíduos em Orocó foi maior do que na ETA Redenção. Uma observação importante é que em outubro, a meiofauna se concentrou somente na camada superior. Uma possível explicação para esse caso é devida as condições hidrodinâmicas e hidrológicas do local. Outubro é o último mês do período de estiagem, isso implica que o fluxo de água no rio é menor e, portanto, encontra-se também uma menor infiltração de oxigênio na

camada mais profunda do sedimento do leito do rio limitando assim que os seres da meiofauna habitem somente a camada mais próxima da superfície (MARIDET; PHILIPPE, 1995; STRAYER *et al.*, 1997).

A diminuição na densidade de meiofauna na camada mais profunda da ZH do rio São Francisco pode ser explicado porque a aglomeração de sedimento ao longo do gradiente de profundidade provoca uma redução tanto no tamanho dos poros dos sedimentos bem como na concentração de oxigênio o que pode ser um fator limitante para o metabolismo desses seres (MARIDET; PHILIPPE, 1995; STRAYER *et al.*, 1997).

A relação entre a quantidade de organismos da meiofauna e o tamanho do grão é similar aos estudos de Korbel, Stephenson e Hose (2019), que observaram que muitas espécies da meiofauna preferem sedimentos mais grosseiros; bem como também ao de Radwell e Brown (2006) que encontraram uma densidade mais baixa da meiofauna total associada a altas concentrações de silte, sugerindo que o silte excessivo reduziu o espaço e/ou qualidade do *habitat* para os organismos meiobentônicos, enquanto uma mistura de areia e cascalho é adequada para alguns táxons da meiofauna.

5.4 DIAGNÓSTICO FINAL

O principal fator para construção de um sistema de FM é ser alocado em aquíferos aluviais consistidos com depósitos de areia, cascalho e até pedras. As análises granulométricas tanto das amostras do ensaio de sondagem SPT quanto dos sedimentos da ZH mostraram resultados desfavoráveis ao funcionamento de um sistema de FM em Santa Maria da Boa Vista. Como observado, todas as amostras dos solos das duas localidades analisadas no município apresentaram teores de fino extremamente altos, com classificações que vão desde argila grossa até no máximo areia grossa. Essa configuração não é a fundamental para a função de um sistema de FM por apresentar um solo com uma baixa permeabilidade (HUNT *et al.*, 2003).

Além disso, os resultados do grau de seleção exibiram muita expressão na pobreza de seleção dos grãos. Solos pobremente selecionados apresentam diferentes tamanho de grãos em um arranjo que, quando compactado, não apresentam espaços vazios entre eles para passagem da água. Por isso, pode-se garantir que o solo

pobrememente ou muito pobrememente selecionado não tem uma porosidade suficiente e nem condutividade hidráulica necessária para o funcionamento do processo de FM.

Ferreira (2021) descreve os perfis litológicos de Santa Mara da Boa Vista, para a ETA Centro e ETA Redenção. A litologia das duas localidades é predominantemente argilosa o que mostra a inviabilidade da aplicação da técnica de FM nessa região.

Em Orocó, observa-se que o solo é bastante rochoso e composto por seixos grandes. A impossibilidade da realização do ensaio à percussão inviabiliza uma análise definitiva completa dos aspectos hidrogeológicos da localidade. Entretanto, como também afirma Ferreira (2021), para chegar em uma conclusão real da potencialidade da técnica em Orocó, seria preciso a realização de um ensaio de perfuração do solo à rotação para identificar o solo e a conexão hidráulica rio-aquífero.

Os resultados da caracterização biológica da ZH, a partir da análise de meiofauna mostra que a baixa riqueza de taxa, ou seja, baixa diversidade, pode ser devido justamente ao arranjo sedimentar, e possivelmente teria uma baixa atividade biológica da atenuação da poluição durante o processo de FM, ao menos nos meses de estiagem em que a infiltração de oxigênio é menor. Além disso, os teores de MOT sedimentar mostram uma concentração maior nas camadas superficiais, mesmo com um alto teor de fino no solo, a adsorção da matéria orgânica no solo é baixa. Isso induz com que a meiofauna se permaneça nos sedimentos mais rasos.

Os teores de CaCO_3 , substância cimentante dos sedimentos e desfavorável ao *habitat* da meiofauna, juntamente com o arranjo sedimentar com baixíssimo grau de seleção de grãos das amostras das duas localidades em Santa Maria da Boa Vista mostram uma grande tendência ao efeito do entupimento do leito do rio.

Considerando os resultados da caracterização física da ZH, com a granulometria e a determinação dos teores da MOT e do CaCO_3 , bem como também da caracterização biológica, com a análise de meiofauna, é suficientemente possível diagnosticar que os cenários encontrados foram desfavoráveis para aplicação da técnica de FM às margens do rio São Francisco nas cidades de Santa Maria da Boa Vista, centro e próxima à ETA Redenção, e Orocó.

Por isso, para uma possível aplicação da técnica de FM as margens do rio São Francisco, sugere-se aplicar em locais com maior favorabilidade hidrogeológica próximo aos aquíferos sedimentares.

6 CONCLUSÃO

As análises granulométricas tanto das amostras do ensaio de sondagem SPT quanto dos sedimentos da Zona Hiporreica (ZH) das localidades de Santa Maria da Boa Vista, no centro e na Estação de Tratamento de Água (ETA) Redenção, apresentaram altos teores de fino, classificados entre argila grossa até no máximo areia grossa e com pobreza de seleção dos grãos; a análise dos teores de Matéria Orgânica Total (MOT) e Carbonato de Cálcio (CaCO_3) e de suas variações espaciais e temporais mostraram a influência sobre a densidade meiofaunística.

Não foi possível realizar o ensaio de SPT na cidade de Orocó devido ao solo ser raso, composto por seixos e rochoso. O solo à margem não passou dos 30cm de profundidade. Enquanto que o solo da ZH apresentou características sedimentares mais favoráveis a uma interação entre rio-aquífero, por apresentar diâmetros médios maiores e um bom teor de cascalho. Assim como em qualquer caso, é importante salientar que esse último aspecto isolado não é suficiente para garantir um bom funcionamento de um sistema de Filtração em Margem (FM) na localidade. Portanto, sugere-se uma investigação do solo a perfuração à rotação para avaliar a interação rio-aquífero naquele município.

A caracterização biológica da ZH do rio São Francisco mostrou uma contagem de 472 indivíduos ao total das 3 localidades. Nematoda foi o táxon mais representativo, com 58%, seguido de Annelida e Copepóde com 15% e 14%, respectivamente. Com quase metade da quantidade total de indivíduos a maior abundância foi encontrada em Santa Maria da Boa Vista. A distribuição vertical da meiofauna mostrou ser mais presente na camada mais superficial (0-5 cm), devido fatores abióticos como concentração de matéria orgânica sedimentar e CaCO_3 , fluxo hidrológico e infiltração do oxigênio e baixa porosidade. Devido à baixa densidade meiofaunística na cidade de Orocó espera-se que não tenha uma atividade biológica dos indivíduos da meiofauna de forma representativa para atenuação de poluição nos períodos de estiagem.

Por fim, é possível concluir que os dados da caracterização física e biológica da ZH auxiliaram na avaliação da aplicabilidade da técnica de FM às margens do rio São Francisco nas cidades de Santa Maria da Boa Vista e Orocó e a partir disso se pôde concluir que o cenário não era favorável para alocação de um sistema de produção em nenhuma delas.

REFERÊNCIAS

ABDELRAKY, A., SHARMA, S., SEFELNASR, A., EL-RAWY, M., & KENNEDY, M. Analysis of the performance of bank filtration for water supply in arid climates: case study in Egypt. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1816, 2020.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma Brasileira Nº 6484, **Execução de Sondagens de Simples Reconhecimento dos Solos**, NBR 6484. 2020.

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.

AL-RIFAI, J. H.; KHABBAZ, H.; SCHÄFER, A. I. Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in a water recycling process using reverse osmosis systems. **Separation and Purification Technology**, v. 77, n. 1, p. 60-67, 2011.

ALVES, A. S.; ADÃO, H.; FERRERO, T. J.; MARQUES, J. C.; COSTA, M. J.; PATRÍCIO, J. Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: The use of nematodes in ecological quality assessment. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 462-475, 2013.

ANDREWS, E. D. Entrainment of gravel from naturally sorted riverbed material. **Geological Society of America Bulletin**, v. 94, n. 10, p. 1225-1231, 1983.

ANIS, S. F.; HASHAIKEH, R.; HILAL, N. Microfiltration membrane processes: A review of research trends over the past decade. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, p. 100941, 2019.

ASTUTI, M. P.; RANGSIVEK, R.; PADHYE, L. P. Laboratory and pilot-scale UV, UV/H₂O₂, and granular activated carbon (GAC) treatments for simultaneous removal

of five chemicals of emerging concerns (CECs) in water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 47, p. 102730, 2022.

AXTMANN, E. V.; LUOMA, S. N. Large-scale distribution of metal contamination in the fine-grained sediments of the Clark Fork River, Montana, USA. **Applied Geochemistry**, v. 6, n. 1, p. 75-88, 1991.

BABUPONNUSAMI, A.; MUTHUKUMAR, K. A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 1, p. 557-572, 2014.

BATTIN, T.J.; BESEMER, K.; BENGTTSSON, M.M.; ROMANI, A.M.; PACKMANN, A.I. The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. **Nature Reviews Microbiology**, v. 14, n. 4, p. 251-263, 2016.

BELAIDI, N.; TALEB, A.; GAGNEUR, J. Composition and dynamics of hyporheic and surface fauna in a semi-arid stream in relation to the management of a polluted reservoir. **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**, v. 40, n. 3, p. 237-248, 2004.

BERGTOLD, M.; TRAUNSPURGER, W. Benthic production by micro-, meio-, and macrobenthos in the profundal zone of an oligotrophic lake. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 2, p. 321-329, 2005.

BERTRAND, G. F., DE PAIVA, A. L. R., DE ARAÚJO FREITAS, J. B., DA SILVA PEREIRA CABRAL, J. J., VERAS ALBUQUERQUE, T. B., & DE CARVALHO FILHO, J. A. A. (2021). River bank filtration in tropical metropolises: integrated evaluation of physical, geochemical and biochemical interactions in Recife, NE Brazil. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 19, n. 7, p. 5803-5818, 2022. doi:10.1007/s13762-021-03558-x

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

BOULTON, A. J.; FOSTER, J. G. Effects of buried leaf litter and vertical hydrologic exchange on hyporheic water chemistry and fauna in a gravel-bed river in northern New South Wales, Australia. **Freshwater Biology**, v. 40, n. 2, p. 229-243, 1998.

BOULTON, A. J.; FINDLAY, S.; MARMONIER, P.; STANLEY, E. H.; VALETT, H. M.; The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. **Annual review of Ecology and systematics**, p. 59-81, 1998.

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. doi: 10.2175/106143013x13596524516428

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, 2018.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE). Conselho Deliberativo (CONDEL). **Resolução CONDEL/SUDENE Nº 150, de 13/12/2021**. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-condel/sudene-n-150-de-13-de-dezembro-de-2021-370970623>>. Acesso em: 13 jun. de 2022.

BRETSCHKO, G. Bedsediment extension, grain shape and size distribution. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 25, n. 3, p. 1631-1635, 1994.

BRUNKE, M. Colmation and depth filtration within streambeds: retention of particles in hyporheic interstices. **International Review of Hydrobiology**, v. 84, n. 2, p. 99-117, 1999.

BRUNKE, M.; GONSER, T. O. M. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 1-33, 1997.

BRUNKE, M.; GONSER, T. O. M. Hyporheic invertebrates: the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 18, n. 3, p. 344-362, 1999.

BURKE, V.; GRESKOWIAK, J.; ASMUß, T.; BREMERMAN, R.; TAUTE, T.; MASSMANN, G. Temperature dependent redox zonation and attenuation of wastewater-derived organic micropollutants in the hyporheic zone. **Science of the Total Environment**, v. 482, p. 53-61, 2014.

CAMARGO, M. G. SYSGRAN: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. 2, p. 371378, 2006.

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 136 análise prévia de viabilidade de aplicação em Rio Grande, Rio Grande do Sul. Universidade Federal de Santa Catarina, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso, Florianópolis – SC, p. 60, 2012.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, Eletrobrás, Rio de Janeiro – RJ, 372p. 1994.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. D.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de Práticas Sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, p. 154, 2000.

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **DELIBERAÇÃO CBHSF Nº 74, de 29 de novembro de 2012**. Disponível em: <https://2017.cbhsaofrancisco.org.br/2017/?wpfb_dl=757>. Acesso em: 12 de jan. de 2022.

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025**. RP2 - Diagnóstico Consolidado da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Volume 1 – Relatório de Diagnóstico. Disponível em: <
<https://cbhsaofrancisco.org.br/documentacao/plano-de-recursos-hidricos-2016-2025/>>. Acesso em: 12 jan. de 2022.

CHORUS, I.; SCHLAG, G.; HEINZE, R.; PÜTZ, K.; KRUSPE, U. Elimination of microcystins through bank filtration at the Radeburg Reservoir. **Cyanotoxins**. Springer, Berlin, p. 226-228, 2001.

CHU, X.; XIAO, Y.; HU, J.; QUEK, E.; XIE, R.; PANG, T.; XING, Y. Pilot-scale UV/H₂O₂ study for emerging organic contaminants decomposition. **Reviews on Environmental Health**, v. 31, n. 1, p. 71-74, 2016.

COULL, B. C. Ecology of marine meiofauna. **Introduction to the Study of Meiofauna**, p. 18-34, 1988.

COULL, B. C. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. **Australian Journal of Ecology**, v. 24, n. 4, p. 327-343, 1999.

CUNNINGHAM, A. B.; ANDERSON, C. J.; BOUWER, H. Effects of sediment-laden flow on channel bed clogging. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 113, n. 1, p. 106-118, 1987.

CURTIS, A. N.; LARSON, E. R.; DAVIS, M. A. Field storage of water samples affects measured environmental DNA concentration and detection. **Limnology**, v. 22, n. 1, p. 1-4, 2021.

DAHM, C. N.; GRIMM, P.; MARMONIER, H. M. ; VERVIER, P. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. **Freshwater Biology**, v.40, p.427–451, 1998.

DAHM, C. N.; VALETT, H. M.; BAXTER, C. V.; WOESSNER, W. W. Hyporheic zones. In: HAUER, F.R., LAMBERTI, G. (Eds.). **Methods in Stream Ecology**, 2nd ed.; Academic Press: San Diego, CA, USA, pp. 119–236, 2007.

DATRY, T.; Lamouroux, N.; Thivin, G.; Descoux, S.; Baudoin, J. M. Estimation of sediment hydraulic conductivity in river reaches and its potential use to evaluate streambed clogging. **River Research and Applications**, v. 31, n. 7, p. 880-891, 2015.

DESCLOUX, S.; DATRY, T.; MARMONIER, P. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmatation by fine sediment. **Aquatic Sciences**, v. 75, n. 4, p. 493-507, 2013.

DOLE-OLIVIER, M. J.; MARMONIER, P. Patch distribution of interstitial communities: prevailing factors. **Freshwater Biology**, v. 27, n. 2, p. 177-191, 1992.

DOUSSAN, C.; POITEVIN, G.; LEDOUX, E; DETAY, M. River bank filtration: modelling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species. **Journal of contaminant hydrology**, v. 25, n. 1-2, p. 129-156, 1997.

DRAGON, K.; DROZDZYNSKI, D.; GORSKI, J.; KRUC, R. The migration of pesticide residues in groundwater at a bank filtration site (Krajkowo well field, Poland). **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 20, p. 1-11, 2019.

DRAGON, K.; GÓRSKI, J.; KRUC, R.; DROŹDŹYŃSKI, D.; GRISCHEK, T. Removal of natural organic matter and organic micropollutants during riverbank filtration in Krajkowo, Poland. **Water**, v. 10, n. 10, p. 1457, 2018.

EDWARDS, T. K.; GLYSSON, G. D.; GUY, H. P.; NORMAN, V. W. **Field methods for measurement of fluvial sediment**. Denver, CO: US Geological Survey, 1999.

FAZELABDOLABADI, Babak; GOLESTAN, Mohammad Hossein. Towards Bayesian quantification of permeability in micro-scale porous structures—the database of micro networks. **HighTech and Innovation Journal**, v. 1, n. 4, p. 148-160, 2020.

FENCHEL, T. M. The ecology of micro-and meiobenthos. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 9, p. 99-121, 1978.

FERGUSON, R.I.; HOEY, T.; WATHEN, S.; WERRITY, A.; Field evidence for rapid downstream fining of river gravels through selective transport. **Geology**, v. 24, n. 2, p. 179-182, 1996.

FLACH, E.; MUTHUMBI, A.; HEIP, C. Meiofauna and macrofauna community structure in relation to sediment composition at the Iberian margin compared to the Goban Spur (NE Atlantic). **Progress in oceanography**, v. 52, n. 2-4, p. 433-457, 2002.

FISCHER, H., KLOEP, F., WILZCEK, S., PUSCH, M.T. A river's liver–microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river. **Biogeochemistry**, v. 76, n. 2, p. 349-371, 2005.

FOLK, R. L.; WARD. W. C. Brazos River Bar: Study of the Significance of Grain Size Parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, v.27, p.3-27, 1957.

FRASER, B.G.; WILLIAMS, D.D. Seasonal boundary dynamics of a groundwater/surface-water ecotone. **Ecology** v. 79, n. 6, p. 2019–2031, 1998,

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.

FREITAS, J. B. A., CARBAL, J. J. D. S. P., PAIVA, A. L. R., VERAS, T. B., MONTEIRO, R. V. A. Influência da interação rio-aquífero sobre a distribuição vertical da meiofauna hiporreica. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 4, p. 354-367, 2019.

FREITAS, J. B.; CABRAL, J. J.; PAIVA, A. L.; VERAS, T. B.; BARCELLOS, R. L.; SANTOS, P. J.; GOMES JÚNIOR, E. L. Evidence of protective effects on aquifer recharge from polluted tropical rivers: An analysis of hyporheic meiofauna and sediments. **River Research and Applications**, v. 38, n. 2, p. 345-357, 2022

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. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/39040/Manual_Tratamento-de-%C3%A1gua-Interativo.pdf/8af7a4b9-6fc2-4b97-8334-064fb612f589>. Acesso em: 5 de fev de 2022.

GALLUCCI, F.; CHRISTOFOLETTI, R.A.; FONSECA, G.; DIAS, G.M. The effects of habitat heterogeneity at distinct spatial scales on hard-bottom-associated communities. *Diversity*, v. 12, n. 1, p. 39, 2020.

GIBERT, J.; DEHARVENG, L. Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity: This article emphasizes the truncated nature of subterranean biodiversity at both the bottom (no primary producers) and the top (very few strict predators) of food webs and discusses the implications of this truncation both from functional and evolutionary perspectives, **BioScience**, v. 52, n. 6, p. 473–481, 2002.

GIERE, O. **Meiobenthology**: the microscopic motile fauna of aquatic sediments. Springer Science & Business Media, ed. 2, 2009. ISBN 978-3-540-68657-6

GOLDSCHNEIDER, A.; HARALAMPIDES, K; MACQUARRIE, K. River sediment and flow characteristics near a bank filtration water supply: implications for riverbed clogging. **Journal Hydrology**, v.344, n.1–2, p.55–69, 2007.

GOMES, D. J. C.; SILVA, L. P.; PIRES, E. A.; OLIVEIRA, M. R. S.; FERREIRA, N. S.; LIMA, I. C. P.; DIAS, G. F. M. Variabilidade hidroclimática e alterações do uso e cobertura da terra, Sub-Bacia Hidrográfica do Médio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 01, p. 050-067, 2022.

GOMEZ-VELEZ, J.D.; WILSON, J.L.; CARDENAS, M.B.; HARVEY, J.W. Flow and residence times of dynamic river bank storage and sinuosity-driven hyporheic exchange. **Water Resources Research**, v. 53, n. 10, p. 8572-8595, 2017.

GONÇALVES, S. P. P. S. SOUTO, D. O. VIGLIO, E. P. FILHO, H. B. Qualidade da água superficial do rio São Francisco entre a foz do rio das Velhas-MG e rio Cariranhá-BA: parâmetros físico-químicos. **XII Congresso Brasileiro de Geoquímica**. Gramado-RS, 2011.

GOOSEFF, M. N. Defining hyporheic zones—advancing our conceptual and operational definitions of where stream water and groundwater meet. **Geography Compass**, v. 4, n. 8, p. 945-955, 2010.

GORITO, A. M.; PESQUEIRA, J. F. J. R.; MOREIRA, N. F. F.; RIBEIRO, A. R.; PEREIRA, M. F. R.; NUNES, O. C.; ALMEIDA, C. M. R.; SILVA, A. M. T. Ozone-based water treatment (O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂) for removal of organic micropollutants, bacteria inactivation and regrowth prevention. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105315, 2021.

GHOSH, Moumita; MANDAL, Sumit. Disentangling the Effect of Seasonal Dynamics on Meiobenthic Community Structure From River Matla of Sundarbans Estuarine System, India. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 539, 2021.

GRISCHEK, T.; BARTAK, R. Riverbed clogging and sustainability of riverbank filtration. **Water**, v. 8, n. 12, p. 604, 2016.

GRISCHEK, T.; RAY, C. Bank filtration as managed surface-groundwater interaction. **International Journal of Water**, v. 5, n. 2, p. 125-139, 2009.

GRISCHEK, T.; SCHOENHEINZ, D.; RAY, C. Siting and Design Issues for Riverbed Filtration Schemes. In: RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B.; (Eds.). **Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality**. Water Science and Technology Library; New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow: Kluwer Academic Publishers; 2003. p. 291–302.

GRÜTZMACHER, G.; BÖTTCHER, G.; CHORUS, I.; KNAPPE, A.; PEKDEGER, A. Cyanobacterial toxins in bank filtered water from Lake Wannsee, Berlin. In: DILLON,

P. (Ed.). **Management of aquifer recharge for sustainability**. CRC Press, p. 175-179, 2020.

GUEDES, T. L. **Avaliação do desempenho de um sistema de filtração em margem de rio com bombeamento fotovoltaico**. 207p. Tese (Doutorado) - Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2018.

GUNKEL, G.; HOFFMANN, A. Bank filtration of rivers and lakes to improve the raw water quality for drinking water supply. In: Gertsen, N.; Sønderby, L. (eds) **Water purification**. Nova Science Publishers Inc., New York, pp 137–169, 2009.

GUO, H.; WYART, Y.; PEROT, J.; NAULEAU, F.; MOULIN, P. Low-pressure membrane integrity tests for drinking water treatment: A review. **Water research**, v. 44, n. 1, p. 41-57, 2010.

GUO, Y.; YANG, L.; CHENG, X.; WANG, X. The application and reaction mechanism of catalytic ozonation in water treatment. **J Environ Anal Toxicol**, v. 2, n. 7, p. 2161-0525.1000150, 2012.

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.

HAKENKAMP, C. C.; PALMER, M. A. The ecology of hyporheic meiofauna. **Streams and Ground Waters**, p. 307-336, 2000.

HAKENKAMP, C. C.; MORIN, A. The importance of meiofauna to lotic ecosystem functioning. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 1, p. 165-175, 2000.

HAMDAN, Ali M.; SENSOY, Mahmoud M.; MANSOUR, Mali S. Evaluating the effectiveness of bank infiltration process in new Aswan City, Egypt. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 6, n. 11, p. 4155-4165, 2013.

HANCOCK, P. J.; BOULTON, A. J.; HUMPHREYS, W. F. Aquifers and hyporheic zones: towards an ecological understanding of groundwater. **Hydrogeology Journal**, v. 13, n. 1, p. 98-111, 2005.

HASCHENBURGER, J. K. Fractional transport rates in a poorly sorted sand-bed river. **Geomorphology**, v. 389, p. 107797, 2021.

HARTWIG, M.; BORCHARDT, D. Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient. **Ecohydrology**, v. 8, n. 5, p. 961-975, 2015.

HARVEY, J. W.; FULLER, C. C. Association of selected metals with colloidal and suspended particulate material in shallow ground water and surface water at Pinal Creek, Arizona. In: **US Geological Survey Toxic Substances Hydrology Program—Proceedings of the Technical Meeting**. Colorado Springs, Colorado, September 20–24, 1993, Water Resour. Invest. Rep. 94. v. 4014 1993.

HE, H.; ZHOU, Z. Electro-Fenton process for water and wastewater treatment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 21, p. 2100-2131, 2017.

HEEGER, D. **Investigations on clogging of river beds**. Tese de Doutorado, Division of Water Sciences, TU Dresden, Dresden, German, 1987.

HIGGINS, R. P.; THIEL, H. **Introduction to the study of meiofauna**. Smithsonian Institution Press, 1988.

HISCOCK, K.; GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of Hydrology**, v. 266, n. 3-4, p. 139-144, 2002.

HOFFMANN, A.; GUNKEL, G. Bank filtration in the sandy littoral zone of Lake Tegel (Berlin): Structure and dynamics of the biological active filter zone and clogging processes. **Limnologica**, v. 41, n. 1, p. 10-19, 2011.

HU, Z.; SI, X.; ZHANG, Z.; WEN, X. Enhanced EDCs removal by membrane fouling during the UF process. **Desalination**, v. 336, p. 18-23, 2014.

HUBBS, S. A. Changes in riverbed hydraulic conductivity and specific capacity at Louisville. In: HUBBS, S. A. (Ed.). **Riverbank Filtration Hydrology**; NATO Science Series IV; Earth and Environmental Sciences: Dordrecht, The Netherlands, pp. 199–220, 2006

HUISMAN, L; OLSTHOORN, T. N. **Artificial groundwater recharge**. Boston: Pitman Advanced Publishing, p.320, 1983.

HUMPHREYS, William Frank. Hydrogeology and groundwater ecology: does each inform the other?. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 1, p. 5-21, 2009.

HUNT, H. American experience in installing horizontal collector wells. In: C. Ray, G. Melin, & R. B. Linsky (Eds.), **Riverbank Filtration**. Springer, Dordrecht, p. 29-34. 2002.

HUNT, H.; SCHUBERT, J.; RAY, C. Conceptual design of riverbank filtration systems. In: RAY, C.; MELIN, G. LINSKY, R. B. (Eds.) **Riverbank Filtration**. Springer, Dordrecht, p. 19-27, 2002.

ISSAKA, E.; AMU-DARKO, J. N. O.; YAKUBU, S.; FAPOHUNDA, F. O.; ALI, N.; BILAL, M. Advanced catalytic ozonation for degradation of pharmaceutical pollutants—A review. **Chemosphere**, v. 289, p. 133208, 2022.

HUTCHINSON, P. A.; WEBSTER, I. T. Solute uptake in aquatic sediments due to current-obstacle interactions. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 5, p. 419-426, 1998.

INGRAM, R. L.. Sieve analysis. In: CARVER R. E. (ed) **Procedures in Seimentary Petrology**. Wiley Interscience, 1972.

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

JEYAKUMAR, R.; PARIMALARENGANAYAKI, S.; ELANGO, L. River bank filtration for natural treatment of water in India: a review. **Int J Civil Eng Technol**, v. 8, n. 8, p. 1203-1212, 2017.

JIN, X.; HU, J.; ONG, S. L. Removal of natural hormone estrone from secondary effluents using nanofiltration and reverse osmosis. **Water research**, v. 44, n. 2, p. 638-648, 2010.

JONES, I.; GROWNS, I.; ARNOLD, A.; MCCAL, S.; BOWES, M. The effects of increased flow and fine sediment on hyporheic invertebrates and nutrients in stream mesocosms. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 4, p. 813-826, 2015.

JYLHÄ-OLLILA, M.; LAINE-KAULIO, H.; NIINIKOSKI-FUSSWINKEL, P.; LEVEINEN, J.; KOIVUSALO, H. Water quality changes and organic matter removal using natural bank infiltration at a boreal lake in Finland. **Hydrogeology Journal**, v. 28, n. 4, p. 1343-1357, 2020.

KÄSER D. H. A new habitat of subsurface waters: the hyporheic biotope, by Traian Orghidan (1959). **Fundamental and Applied Limnology**, v. 176 n. 4 p. 291-302, 2010.

KENNEDY, A. M.; REINERT, A. M.; KNAPPE, D. R.; FERRER, I.; SUMMERS, R. S. Full-and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. **Water research**, v. 68, p. 238-248, 2015.

KIMBALL, B. A.; CALLENDER, E.; AXTMANN, E. V. Effects of colloids on metal transport in a river receiving acid mine drainage, upper Arkansas River, Colorado, USA. **Applied Geochemistry**, v. 10, n. 3, p. 285-306, 1995.

KORBEL, K. L.; STEPHENSON, S.; HOSE, G. C. Sediment size influences habitat selection and use by groundwater macrofauna and meiofauna. **Aquatic Sciences**, v. 81, n. 2, p. 1-10, 2019.

KOYUNCU, I.; ARIKAN, O. A.; WIESNER, M. R.; RICE, C. Removal of hormones and antibiotics by nanofiltration membranes. **Journal of membrane science**, v. 309, n. 1-2, p. 94-101, 2008.

KRAUSE, S.; HANNAH, D. M.; BLUME, T. Interstitial pore-water temperature dynamics across a pool-riffle-pool sequence. **Ecohydrology**, v. 4, n. 4, p. 549-563, 2011.

KUEHN, W.; MUELLER, U. Riverbank filtration: an overview. **Journal-American Water Works Association**, v. 92, n. 12, p. 60-69, 2000.

KUMAR, P.; MEHROTRA, I.; GUPTA, A.; KUMARI, S. Riverbank Filtration: A sustainable process to attenuate contaminants during drinking water production. **Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems**, v. 6, n. 1, p. 150-161, 2018.

LAHTI, K.; RAPALA, J.; KIVIMAKI, A.L.; KUKKONEN, J.; NIEMELA, M.; SIVONEN, K. Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water science and technology*, v. 43, n. 12, p. 225-228, 2001.

LAI, L.; CHUN, H. U. Heterogeneous Fenton catalytic water treatment technology and mechanism. **Progress in Chemistry**, v. 29, n. 9, p. 981, 2017.

LAPWORTH, D. J.; GOODDY, D. C.; ALLEN, D.; OLD, G. H. Understanding groundwater, surface water and hyporheic zone biogeochemical processes in a chalk catchment using fluorescence properties of dissolved and colloidal organic matter. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. G3, 2009.

LAWRENCE, J. E., SKOLD, M. E., HUSSAIN, F. A., SILVERMAN, D. R., RESH, V. H., SEDLAK, D. L., LUTHY, R. G., AND MCCRAY, J. E. Hyporheic Zone in Urban Streams: A Review and Opportunities for Enhancing Water Quality and Improving Aquatic Habitat by Active Management. **Environmental Engineering Science**. v. 30, n. 8, 2013.

LEEK, R.; Wu, J. Q., Wang, L., Hanrahan, T. P., Barber, M. E., & Qiu, H. Heterogeneous characteristics of streambed saturated hydraulic conductivity of the Touchet River, south eastern Washington, USA. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 23, n. 8, p. 1236-1246, 2009.

LEWANDOWSKI, J.; ARNON, S.; BANKS, E.; BATELAAN, O.; BETTERLE, A.; BROECKER, T.; COLL, C.; DRUMMOND, J.D.; GAONA GARCIA, J.; GALLOWAY, J.; GOMEZ-VELEZ, J.; GRABOWSKI, R.C.; HERZOG, S.P.; HINKELMANN, R.; HÖHNE, A.; HOLLENDER, J.; HORN, M.A.; JAEGER, A.; KRAUSE, S.; LÖCHNER PRATS, A.; MAGLIOZZI, C.; MEINIKMANN, K.; MOJARRAD, B.B.; MUELLER, B.M.; PERALTA-MARAVAR, I.; POPP, A.L.; POSSELT, M.; PUTSCHEW, A.; RADKE, M.; RAZA, M.; RIML, J.; ROBERTSON, A.; RUTERE, C.; SCHAPER, J.L.; SCHIRMER, M.; SCHULZ, H.; SHANAFIELD, M.; SINGH, T.; WARD, A.S.; WOLKE, P.; WÖRMAN, A.; WU, L. Is the hyporheic zone relevant beyond the scientific community?. **Water**, v. 11, n. 11, p. 2230, 2019.

LIU, Y. DEDIEU, K.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M.; MONTUELLE, B.; BUFFAN-DUBAU, E.; JULIEN, F.; AZÉMAR, F.; SAUVAGE, S.; MARMONIER, P.; YAO, J.; VERVIER, P.; GÉRINO, M.. Role of biodiversity in the biogeochemical processes at the water-sediment interface of macroporous river bed: An experimental approach. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 385-393, 2017.

LIU, Y. MAJDI, N.; TACKX, M.; DAUTA, A.; GÉRINO, M.; JULIEN, F.; BUFFAN-DUBAU, E. Short-term effects of nutrient enrichment on river biofilm: N–NO₃⁻ uptake rate and response of meiofauna. **Hydrobiologia**, v. 744, n. 1, p. 165-175, 2015.

LU, S.; LI, S.; LIU, Z.; GAO, X.; ZHANG, L.; SUN, C. Hydrochemical evolution of pore water in riverbed sedimentation zone during riverbank infiltration. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v. 70, n. 5, p. 696-709, 2021.

MACHELEIDT, W.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W. New approaches for estimating streambed infiltration rates. In: HUBBS, S. A. (Ed.). **Riverbank filtration hydrology**. Springer, Dordrecht, 2006. p. 73-91.

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.

MAGLIOZZI, C.; USSEGLIO-POLATERA, P.; MEYER, A.; GRABOWSKI, R.C. Functional traits of hyporheic and benthic invertebrates reveal importance of wood-driven geomorphological processes in rivers. **Functional Ecology**, v. 33, n. 9, p. 1758-1770, 2019.

MALIVA, R. G. Riverbank Filtration. In: MALIVA, R. G. (Ed.) **Anthropogenic Aquifer Recharge**. Springer, Cham, p. 647-682, 2020.

MAMDOUH, H.; ABDEL WAHAAB, R.; KHALIFA, A.; ELALFY, E. Studying the effect of design parameters on riverbank filtration performance for drinking water supply in Egypt: a case study. **Water Supply**, v. 22, n. 3, p. 3325-3341, 2022.

MARE, M. F. A study of a marine benthic community with special reference to the micro-organisms. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 25, n. 3, p. 517-554, 1942.

MARIDET, L.; PHILIPPE, M. Influence of substrate characteristics on the vertical distribution of stream macroinvertebrates in the hyporheic zone. *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis*, **Biologia**, v. 91, p. 101–105, 1995.

MASSE-DUFRESNE, J., BAUDRON, P., BARBECOT, F., PATENAUDE, M., PONTOREAU, C., PROTEAU-BÉDARD, F., MENOUE, M.; PASQUIER, P.; VEUILLE, S.; BARBEAU, B. Anthropogenic and meteorological controls on the origin and quality of water at a bank filtration site in Canada. **Water**, v. 11, n. 12, p. 2510, 2019.

MASSMANN, G.; NOGEITZIG, A.; TAUTE, T.; PEKDEGER, A. Seasonal and spatial distribution of redox zones during lake bank filtration in Berlin, Germany. **Environmental Geology**, v. 54, n. 1, p. 53-65, 2008.

MAUCLAIRE, L.; SCHÜRMAN, A.; THULLNER, M.; ZEYER, J.; GAMMETER, S. Sand filtration in a water treatment plant: biological parameters responsible for clogging. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, v. 53, n. 2, p. 93-108, 2004.

MICHELAN, D. D. G.; PIZZOLATTI, B. S.; SOARES, M. B. D.; DALSSASSO, R. L.; SENS, M. L. Desempenho do sistema filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável em Ituporanga Santa Catarina. **Revista DAE**, v. 59, n. 187, p. 28-36, 2011.

MIRTO, S.; GRISTINA, M.; SINOPOLI, M.; MARICCHIOLO, G.; GENOVESE, L.; VIZZINI, S.; MAZZOLA, A. Meiofauna as an indicator for assessing the impact of fish farming at an exposed marine site. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 468-476, 2012.

MÓLGORA, C. C.; DOMÍNGUEZ, A. M.; AVILA, E. M.; DROGUI, P.; BUELNA, G. Removal of arsenic from drinking water: A comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes. **Separation and Purification Technology**, v. 118, p. 645-651, 2013.

MONDARDO, R.I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas**. Universidade Federal de Santa Catarina, Doutorado em Engenharia Ambiental. Tese de Doutorado. Florianópolis – SC. p. 48, 2009.

MORENO, M.; SEMPRUCCI, F.; VEZZULLI, L.; BALSAMO, M.; FABIANO, M.; ALBERTELLI, G. The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 2, p. 328-336, 2011.

MUGNAI, R.; MESSANA, G.; DI LORENZO, T. The hyporheic zone and its functions: revision and research status in Neotropical regions. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 524-534, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.15413>

MULLER, G.. **Methods in Sedimentary Petrography (Part I)**. Hafner Publishing Co., New York. 1967.

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, 2019.

ORHA, C.; PODE, R.; MANEA, F.; LAZAU, C.; BANDAS, C. Titanium dioxide-modified activated carbon for advanced drinking water treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 108, p. 26-33, 2017.

OZAKI, H.; SHARMA, K.; SAKTAYWIN, W. Performance of an ultra-low-pressure reverse osmosis membrane (ULPROM) for separating heavy metal: effects of interference parameters. **Desalination**, v. 144, n. 1-3, p. 287-294, 2002.

PACKMAN, A. I.; MACKAY, J. S. Interplay of stream-subsurface exchange, clay particle deposition, and streambed evolution. **Water Resources Research**, v. 39, n. 4, 2003.

PA, C.-W.; WANG, G.-S. Treatment of PPCPs and disinfection by-product formation in drinking water through advanced oxidation processes: Comparison of UV, UV/Chlorine, and UV/H₂O₂. **Chemosphere**, v. 287, p. 132171, 2022.

PAIVA, A. L. R. **O processo de Filtração em Margem e um Estudo de Caso no rio Beberibe**. Universidade Federal de Pernambuco, Doutorado em Engenharia Civil – Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Tese de Doutorado. Recife – PE, 2009.

PAL, A.; GIN, K.Y.-H.; LIN, A.Y.-C. REINHARD, M. Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects. **Science of the total environment**, v. 408, n. 24, p. 6062-6069, 2010.

PARKER, G.; KLINGEMAN, P. C.; MCLEAN, D. G. Bedload and size distribution in paved gravel-bed streams. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 108, n. 4, p. 544-571, 1982.

PATENAUDE, M.; BAUDRON, P.; LABELLE, L.; MASSE-DUFRESNE, J. Evaluating bank-filtration occurrence in the Province of Quebec (Canada) with a GIS approach. **Water**, v. 12, n. 3, p. 662, 2020.

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

PERALTA-MARAVÉ, I.; GALLOWAY, J.; POSSELT, M.; ARNON, S.; REISS, J.; LEWANDOWSKI, J.; ROBERTSON, A.L. Environmental filtering and community delineation in the streambed ecotone. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-11, 2018a.

PERALTA-MARAVÉ, I.; REISS, J.; ROBERTSON, A. L. Interplay of hydrology, community ecology and pollutant attenuation in the hyporheic zone. **Science of the Total Environment**, v. 610, p. 267-275, 2018.

PERES, Janaina de Moraes. **Avaliação da qualidade da água do rio São Francisco nos municípios de Petrolina-PE e Juazeiro-BA**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE. p. 108, 2012.

PHOLKERN, K.; SRISUK, K.; GRISCHEK, T.; SOARES, M.; SCHÄFER, 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.

POLETO, C.; MERTEN, G. H. **Qualidade dos Sedimentos**. Porto Alegre: ABRH, 2006. 397p. 2006.

PORTNOVA, D. A.; GARLITSKA, L. A.; POLUKHIN, A. A. The effect of estuarine system on the meiofauna and nematodes in the East Siberian Sea. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2021.

OLSEN, D. A.; TOWNSEND, C. R. Hyporheic community composition in a gravel-bed stream: influence of vertical hydrological exchange, sediment structure and physicochemistry. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 8, p. 1363-1378, 2003.

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

RAY, C. Effect of Biogeochemical, Hydrogeological, and Well Construction Factors on Riverbank Filtrate Quality. In: RAY, C. (Ed.) **Riverbank Filtration: Understanding contaminant biogeochemistry and pathogen removal**. Springer, Dordrecht, p. 1-16, 2002. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0479-4_1

RAY, C.; SCHUBERT, J.; LINSKY, R.B.; MELIN, G. Introduction. In: RAY, C., MELIN, G., LINSKY, R.B., Eds.; **Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality**. Water Science and Technology Library; Kluwer Acad. Publ: Dordrecht, The Netherlands, p. 1-15, 2002a; ISBN 978-1-4020-1133-7.

RAY, C. GRISCHEK, T. SCHUBERT, J. WANG, J. SPETH, T. A perspective of riverbank filtration. **American Water Works Association Journal**, v.94, n.4, p. 149, 2002b.

REHG, K. J.; PACKMAN, A. I.; REN, J. Effects of suspended sediment characteristics and bed sediment transport on streambed clogging. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 19, n. 2, p. 413-427, 2005.

REISS, J.; SCHMID-ARAYA, J. M. Life history allometries and production of small fauna. **Ecology**, v. 91, n. 2, p. 497-507, 2010.

REN, J.; PACKMAN, A. I. Effects of background water composition on stream–subsurface exchange of submicron colloids. **Journal of Environmental Engineering**, v. 128, n. 7, p. 624-634, 2002

REN, J.; PACKMAN, A. I. Changes in fine sediment size distributions due to interactions with streambed sediments. **Sedimentary Geology**, v. 202, n. 3, p. 529-537, 2007.

RINCK-PFEIFFER, S.; RAGUSA, S.; SZTAJNBOK, P.; VANDEVELDE, T. Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 2110-2118, 2000.

ROBERTSON, A. L.; LANCASTER, J.; HILDREW, A. G.; Stream hydraulics and the distribution of microcrustacea: a role for refugia?. **Freshwater Biology**, v. 33, n. 3, p. 469-484, 1995.

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, L. G.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; GRISCHEK, T. Removal of cyanobacteria and cyanotoxins during lake bank filtration at Lagoa do Peri, Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 6, p. 1133-1143, 2014.

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.

ROMERO-ESQUIVEL, L. G.; PIZZOLATTI, B.; SENS, M. L. Potential application of bank filtration in Santa Catarina, Brasil. **Interciencia**, v. 41, n. 11, p. 740-747, 2016.

ROSSETTO, R.; BARBAGLI, A.; BORSI, I.; MAZZANTI, G.; VIENKEN, T.; BONARI, E. Site investigation and design of the monitoring system at the Sant'Alessio Induced RiverBank Filtration plant (Lucca, Italy). In: EGU General Assembly Conference Abstracts. 2015. p. 6761

ROSSETTO, R.; BARBAGLI, A.; DE FILIPPIS, G.; MARCHINA, C.; VIENKEN, T.; MAZZANTI, G. Importance of the induced recharge term in riverbank filtration: Hydrodynamics, hydrochemical, and numerical modelling investigations. **Hydrology**, v. 7, n. 4, p. 96, 2020.

SAHU, R. L.; DASH, R. R.; PRADHAN, P. K. Laboratory and field studies to assess the effect of hydrogeological parameters on coliform removal during riverbank filtration. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 26, n. 2, p. 04021053, 2022.

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. 100229, 2019.

SÁNCHEZ-MORALES, M.; SABATER, F.; MUÑOZ, I. Effects of urban wastewater on hyporheic habitat and invertebrates in Mediterranean streams. **Science of the total environment**, v. 642, p. 937-945, 2018.

SANDHU, C. **A Concept for the Investigation of Riverbank Filtration Sites for Potable Water Supply in India**. Ph.D. Thesis, TU Dresden, Faculty of Environmental Sciences, HTW Dresden, Division of Water Sciences, Dresden, Germany, 2015.

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.

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.; 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. In: **XIV World Water Congress. Congresso Internacional de Recursos Hídricos**. Porto de Galinhas-PE, 2011.

SANTOS, S. N.; FREITAS, J. A.; CABRAL, J. J. D. S.; PAIVA, A. R.; CLEMENTE, C. C. Evaluation of freshwater benthic communities: a case study in an urban source in the Northeast of Brazil. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, v. 56, n. 1, p. 28-40, 4 fev. 2021.

SAWYER, A. H.; CARDENAS, M. B.; BOMAR, A.; MACKEY, M. Impact of dam operations on hyporheic exchange in the riparian zone of a regulated river. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 23, n. 15, p. 2129-2137, 2009.

SCHÄLCHLI, U. **Clogging of Surface Water Bed: Processes and Calculations**. Tese (Ph.D). ETH Zürich, Zúrique, Suíça, 1993.

SCHIJVEN, J.; BERGER, P.; MIETTINEN, I. Removal of pathogens, surrogates, indicators, and toxins using riverbank filtration. In: RAY, C.; MELIN, G. LINSKY, R. B. (Eds.) *Riverbank Filtration*. Springer, Dordrecht, p. 73-116, 2002.

SCHMID-ARAYA, J.M.; HILDREW, A.G.; ROBERTSON, A.; SCHMID, P.E.; WINTERBOTTOM, J. The importance of meiofauna in food webs: evidence from an acid stream. **Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1271-1285, 2002.

SCHOONENBERG KEGEL, F.; RIETMAN, B. M.; VERLIEFDE, A. R. D. Reverse osmosis followed by activated carbon filtration for efficient removal of organic micropollutants from river bank filtrate. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 10, p. 2603-2610, 2010.

SCHUBERT, J. Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies. **Journal of Hydrology**, v. 266, n. 3-4, p. 145-161, 2002.

SCHUBERT, J.. Significance of hydrologic aspects on RBF performance. In: HUBBS, S. A. (Ed.). **Riverbank filtration hydrology**. Springer, Dordrecht, 2006. p. 1-20.

SENS, M. L.; MONDARDO, R. I.; DALSSASSO, R.; MELHO, L. Filtração em Margem. In: PÁDUA, V. L. (Ed.) **Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB. ABES. Belo Horizonte - MG, Brasil. pp. 173-236, 2006

SENS, M. L.; PIZZOLATTI, B. S.; MONDARDO, R. I.; ROMERO, L. G. La filtración inducida como una alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas. **Interciencia**, v. 38, n. 4, p. 253-259, 2013.

SHENG, C.; NNANNA, A. A.; LIU, Y.; VARGO, J. D. Removal of Trace Pharmaceuticals from Water using coagulation and powdered activated carbon as pretreatment to ultrafiltration membrane system. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 1075-1083, 2016.

SHEPARD, F. P. Nomenclature Based on Sand-Silt-Clay Ratios. **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 24, n. 3, p.151-158, 1954.

SILVA, D. F.; GALVÍNCIO, J. D.; ALMEIDA, H. R. R. C. Variabilidade da qualidade de água na bacia hidrográfica do rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. **Qualitas Revista Eletrônica**. v.9. n.3. 2010.

SINGH, R.; BHADOURIA, R.; SINGH, P.; KUMAR, A.; PANDEY, S.; SINGH, V. K. Nanofiltration technology for removal of pathogens present in drinking water. In: **Waterborne pathogens**. Butterworth-Heinemann, 2020. p. 463-489.

SLIVA, L.; DUDLEY WILLIAMS, D. Responses of hyporheic meiofauna to habitat manipulation. **Hydrobiologia**, v. 548, n. 1, p. 217-232, 2005.

SPRENGER, C., LORENZEN, G., HÜLSHOFF, I., GRÜTZMACHER, G., RONGHANG, M., & PEKDEGER, A. Vulnerability of bank filtration systems to climate change. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 4, p. 655-663, 2011.

SPRENGER, C.; HARTOG, N.; HERNÁNDEZ, M.; VILANOVA, E.; GRÜTZMACHER, G.; SCHEIBLER, F.; HANNAPPEL, S. Inventory of managed aquifer recharge sites in Europe: Historical development, current situation and perspectives. **Hydrogeology Journal**, v. 25, n. 6, p. 1909-1922, 2017.

SOARES, M. **The Influence of High Infiltration Rates, Suspended Sediment Concentration and Sediment Grain Size on River and Lake Bed Clogging**. Tese (Doutorado). Technischen Universität Berlin, Doutorado em Engenharia.. Berlim, 2015.

SONTHEIMER, H. Experience with riverbank filtration along the Rhine River. **Journal-American Water Works Association**, v. 72, n. 7, p. 386-390, 1980.

SOPHOCLEOUS, M. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. **Hydrogeology journal**, v. 10, n. 1, p. 52-67, 2002.

SOURIRAJAN, S. **Reverse osmosis**. London, UK: Logos Press Ltd., 1970.

STEAD, T. K.; SCHMID-ARAYA, J. M.; HILDREW, A. G. Secondary production of a stream metazoan community: does the meiofauna make a difference?. **Limnology and Oceanography**, v. 50, n. 1, p. 398-403, 2005.

STEFAN, M. I. (Ed.). **Advanced oxidation processes for water treatment: fundamentals and applications**. IWA publishing, 2017.

STEYAERT, M.; GARNER, N. GANSBEKE, VAN D.; VINCX, M. Nematode communities from the North Sea: enviromental controls on species diversity and

vertical distribution within the sediment. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 79, n. 2, p. 253-264, 1999.

STRAYER, D.L.; MAY, S.E.; NIELSEN, P.; WOLLHEIM, W.; HAUSAM, S.; Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities. **Arch. Hydrobiol.** 140, 131–144, 1997.

STUBBINGTON, R.; Boulton, A. J.; Little, S.; Wood, P. J. Changes in invertebrate assemblage composition in benthic and hyporheic zones during a severe suprasedimental drought. *Freshwater Science*, v. 34, n. 1, p. 344-354, 2015.

STUBBINGTON, R.; WOOD, P. J.; REID, I. Spatial variability in the hyporheic zone refugium of temporary streams. **Aquatic Sciences**, v. 73, n. 4, p. 499-511, 2011.

SWEDMARK, K. B. The interstitial fauna of marine sand. **Biological Reviews**. v. 39, n. 1, p. 1-42, 1964.

SUGUIO, K. **Geologia sedimentar**. São Paulo: Editora Blucher, 400p., 2003.

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

TALIB, A.; RANDHIR, T. O. Managing emerging contaminants: status, impacts, and watershed-wide strategies. **Exposure and Health**, v. 8, n. 1, p. 143-158, 2016.

THIBODEAUX, L. J.; BOYLE, J. D. Bedform-generated convective transport in bottom sediment. **Nature**, v. 325, n. 6102, p. 341-343, 1987.

TIAN, F. X. *et al.* Comparison of UV-induced AOPs (UV/Cl₂, UV/NH₂Cl, UV/ClO₂ and UV/H₂O₂) in the degradation of iopamidol: Kinetics, energy requirements and DBPs-related toxicity in sequential disinfection processes. **Chemical Engineering Journal**, v. 398, p. 125570, 2020.

TRIVUNAC, K.; STEVANOVIC, S. Removal of heavy metal ions from water by complexation-assisted ultrafiltration. **Chemosphere**, v. 64, n. 3, p. 486-491, 2006.

TUFENKJI, N.; ELIMELECH, M. Correlation equation for predicting single-collector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media. **Environmental Science & Technology**, v. 38, n. 2, p. 529-536, 2004.

UNESCO - The United Nations. **2018 World Water Development Report. Nature-based Solutions**, Paris, 2018. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261424>>. Acesso em: 20 de mai. 2021.

UN HABITAT - United Nations Human Settlements Programme. **National Feasibility Study and Roadmap for Riverbank Filtration in Egypt**. Nairobi, Kenya, 2018. Disponível em: <<https://unhabitat.org/national-feasibility-study-and-roadmap-for-riverbank-filtration-in-egypt>>. Acesso em: 31 de ago. 2021.

UNICEF - United Nations Children's Fund. **Reimagining Wash - Water Security for All**. UNICEF for every child, Nova Iorque. Programme Division United Nations Children's Fund. New York, NY, USA, Mar. 2021 Disponível em: <<https://www.unicef.org/reports/reimagining-wash-water-security-forall>> Acesso em 12 janeiro de 2023.

VASCONCELOS, D. M.; SANTOS, P. J. P. dos; TRINDADE, R. L. & Distribuição espacial da meiofauna no estuário do Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. **Atlântica (Rio Grande)**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 45–54, 2011.

VELICKOVIC, B. Colmation as one of the processes in interaction between the groundwater and surface water. **Factas Universitatis. Series: Architecture and Civil Engineering**, v. 3, n. 2, p. 165 – 172, 2005.

VEREKEY, V.; MELO, T. P. G.; ROSA FILHO, J. S. Effects of seasonal fluctuation of amazon river discharge on the spatial and temporal changes of meiofauna and nematodes in the amazonian coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 227, p. 106330, 2019.

VERAS, T. B.; CABRAL, J. J. D. S. P.; PAIVA, A. L. R. D.; BARCELLOS, R. L.; SANTOS, L. L. D. Vertical hydraulic gradient research in hyporheic zone of Beberibe river in Pernambuco State (Brazil). **RBRH**, v. 21, p. 674-684, 2016.

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

VERAS, T. B.; CABRAL, J. J.; PAIVA, A. L.; SANTOS, P. J.; FREITAS, D. A. Evaluation of Meiofauna in the Hyporheic Zone of the Beberibe River, Pernambuco, Brazil. **Water Environment Research**, v. 90, n. 8, p. 685-696, 2018.

VORONTSOV, A. V. Advancing Fenton and photo-Fenton water treatment through the catalyst design. **Journal of Hazardous Materials**, v. 372, p. 103-112, 2019.

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, 2019.

WARD, A. S. The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 3, n. 1, p. 83-103, 2016.

WARD, J.V.; PALMER, M.A. Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. **Hydrobiologia**, v. 287, p. 147-156, 1994.

WHITE, D. S. Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 12, n. 1, p. 61-69, 1993.

WILLIAMS, D.D.; HYNES, H.B.N. The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. **Freshwater Biology**, v.4 p. 233–256, 1974.

WOOD, P. J.; ARMITAGE, P. D. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. **Environmental management**, v. 21, n. 2, p. 203-217, 1997.

WOOD, P. J.; BOULTON, A.J.; STUBBINGTON, R. Is the hyporheic zone a refugium for macroinvertebrates during severe low flow conditions?. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 176, n. 4, p. 377-390, 2010.

WOODWARD, Guy. **Integrative ecology: from molecules to ecosystems**. Vol. 43 London: Academic Press, 2010.

YIN, R.; SHANG, C. Removal of micropollutants in drinking water using UV-LED/chlorine advanced oxidation process followed by activated carbon adsorption. **Water Research**, v. 185, p. 116297, 2020.

WRAY, H. E.; ANDREWS, R. C.; BÉRUBÉ, P. R. Surface shear stress and retention of emerging contaminants during ultrafiltration for drinking water treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 122, p. 183-191, 2014.

YOON, J.; AMY, G.; CHUNG, J.; SOHN, J.; YOON, Y. Removal of toxic ions (chromate, arsenate, and perchlorate) using reverse osmosis, nanofiltration, and ultrafiltration membranes. **Chemosphere**, v. 77, n. 2, p. 228-235, 2009.

YOON, Y.; WESTERHOFF, P.; SNYDER, S. A.; WERT, E. C.; YOON, J. Removal of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals by nanofiltration and ultrafiltration membranes. **Desalination**, v. 202, n. 1-3, p. 16-23, 2007.

YUSAL, M. S.; MARFAI, M. A.; HADISUSANTO, S.; KHAKHIM, N. Abundance of Meiofauna and Physical-Chemical Parameters as Water Quality Indicator. **Indonesian Journal of Marine Sciences/Ilmu Kelautan**, v. 24, n. 2, 2019.

ZAMYADI, A.; MACLEOD, S.L.; FAN, Y.; MCQUAID, N.; DORNER, S.; SAUVE, S.; PREVOST, M. Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1511-1523, 2012.

ZEPPILLI, D., SARRAZIN, J., LEDUC, D. ARBIZU, P. M., FONTANETO, D., FONTANIER, C. GOODAY, A. J.; KRISTENSEN, R. M; IVANENKO, V. N.; SØRENSEN, M. V.; VANREUSEL, A.; THÉBAULT, J.; MEA, M.; ALLIO, N.; ANDRO, T.; ARVIGO, A.; CASTREC, J.; DANIELO, M.; FOULON, V.; FUMERON, R.; HERMABESSIERE, L.; HULOT, V.; JAMES, T.; LANGONNE-AUGEN, R.; BOT, L. T.; LONG, M.; MAHABROR, D.; MOREL, Q.; PANTALOS, M.; POUPLARD, E. RAIMONDEAU, L.; RIO-CABELLO, A.; SEITE, S. TRAISNEL, G.; URVOY, K.; VAN DER STEGEN, T.; WEYAND, M.; FERNANDES, D. Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts?. **Marine Biodiversity**, v. 45, n. 3, p. 505-535, 2015.