



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Sergio Luiz Belló

Filtração em margem inversa aplicada no tratamento de água de ecossistemas lênticos

Florianópolis

2021

Sergio Luiz Belló

Filtração em margem inversa aplicada no tratamento de água de ecossistemas lênticos

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Mauricio Luiz Sens, Dr.

Coorientador: Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Florianópolis

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Belló, Sergio Luiz

Filtração em margem inversa aplicada no tratamento de
água de ecossistemas lênticos / Sergio Luiz Belló ;
orientador, Mauricio Luiz Sens, coorientador, Paulo Belli
Filho, 2021.

156 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Revitalização de
ecossistemas lênticos. 3. Filtração em margem inversa. 4.
Distância de filtração. 5. Dinâmica bacteriana. I. Sens,
Mauricio Luiz . II. Belli Filho, Paulo. III. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. IV. Título.

Sergio Luiz Belló

Filtração em margem inversa aplicada no tratamento de água de ecossistemas lênticos

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Thyara Campos Martins Nonato, Dr^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Wilton Silva Lopes, Dr.
Universidade Estadual da Paraíba

Prof.^a Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

Prof.^a Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr^a
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Prof. Mauricio Luiz Sens, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2021.

Dedico este trabalho aos meus pais Fermino Adelino Belló (*in memoriam*) e Leonita Franzmann Belló (*in memoriam*); a minha tia Celina Franzmann (*in memoriam*) e a minha esposa Nina Rosa Belló.

AGRADECIMENTOS

A Deus e as forças do universo que conspiram a meu favor para a realização dos meus sonhos.

A minha família (Nina, Thais, Mariah, Elizeu, Lucas, Gabriel, Ana Carolina e Valentina) que sempre esteve comigo mesmo com a minha ausência.

Ao Professor Dr. Maurício Luiz Sens, pela confiança, oportunidade, orientação e suporte, disponibilizando o Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOA) para a realização deste doutorado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) e ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) pela estrutura oferecida para a realização desta pesquisa.

Ao Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) através de seu supervisor Rodrigo Mohedano, pela estrutura e equipamentos disponibilizados.

Em especial as técnicas Aline Alves Freitas e Rafaela Coutinho Miranda pela dedicação, conhecimento e paciência em me auxiliar nos ensaios e atividades de laboratório.

Ao professor Pablo Sezerino coordenador do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), por ceder alguns reagentes para viabilizar os ensaios químicos.

Ao Engenheiro Civil Paulo Cesar Machado de Souza e a Prefeitura de Florianópolis pelo apoio para a construção das unidades experimentais.

A EPAGRI/CIRAM pelo fornecimento dos dados pluviométricos para a pesquisa.

Aos colegas de laboratório: Thyara, Tiago Guedes, Tiago Burgardt, Fernando Carolina, Diego, Augusto, Ana Maria, Ailton; e aos bolsistas Pedro, Larissa L. Koerig, Larissa Walzburiech, pelos conhecimentos compartilhados e cooperação.

Ao professor Dr. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr^a. Thyara Campos Martins Nonato e a Dr^a. Catiane Pelissari pelas assessorias técnicas.

O meu agradecimento.

RESUMO

Tecnologias para serem aplicadas sob o contexto de proteção e revitalização de corpos hídricos superficiais devem ser desenvolvidas e aperfeiçoadas para assim melhorar a qualidade dos ecossistemas aquáticos. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho de tratamento de um sistema de filtração em margem inversa (FMI) empregado no tratamento de água de um ambiente lântico. Para isso, foram utilizados dois procedimentos experimentais (PE) distintos conduzidos em paralelo. O PE-I, foi realizado para avaliar o desempenho de tratamento de um sistema de FMI implantado em escala real. Esse sistema foi implantado para o tratamento de água de um lago. Além disso nesse PE-I, foi avaliada também, a influência do percurso de filtração, por meio de coletas de amostras em distintos pontos ao longo do percurso de filtração (2 m, 5,5 m e 8 m). Concomitantemente, a dinâmica da comunidade bacteriana foi identificada ao longo do período de operação, por meio de análises de sequenciamento de nova geração do 16S rRNA de eubactérias. Enquanto isso, no PE-II, foi implantado e monitorado um sistema piloto de FMI, o qual simulou as condições operacionais do sistema de FMI do PE-I. Esse PE teve como objetivo identificar parâmetros de projeto para a tecnologia de FMI. Ambos os PE, foram monitorados ao longo de 1 ano de operação por meio dos parâmetros clássicos de qualidade da água, e com isso o desempenho de tratamento de cada unidade de FMI foi identificado. Os resultados do PE-I mostram uma eficiência média de remoção na ordem de 41% para turbidez, 35% para cor aparente, 43% para cor verdadeira, 26% para sólidos suspensos totais e carbono orgânico total, 53% para nitrogênio, 46% para fósforo, 91% para ferro, 8% para manganês, e 100% para coliformes fecais. A distância do percurso de filtração favoreceu o desempenho de tratamento, apresentando melhorias significativas na qualidade da água com o aumento do percurso de filtração. Maior diversidade bacteriana foi identificada nos primeiros 30 cm do sistema de FMI. Além disso, bactérias nitrificantes e desnitrificantes foram identificadas ao longo do perfil vertical, indicando a possibilidade de nitrificação e desnitrificação sequencias existirem nesse sistema. Enquanto isso, os resultados do PE-II mostraram uma eficiência média de remoção de 96% para turbidez e para cor aparente, 84% para cor verdadeira, 51% para sólidos suspensos totais e carbono orgânico total, 37% para nitrogênio, 61% para fósforo, 93% para ferro, 9% para manganês, e 100% para coliformes fecais. Como parâmetros de projeto para o sistema de FMI, indica-se a confecção de uma vala de infiltração com uma seção de 1 m² e comprimento linear de 5 m, uma vazão de infiltração

de $2,5 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ e uma taxa de filtração de $0,147 \text{ m dia}^{-1}$. Baseado nos resultados obtidos por esse estudo, o sistema de FMI apresentou ser uma tecnologia passível de ser aplicada para o tratamento de água de ambientes lênticos.

Palavras-chave: Revitalização de ecossistemas lênticos. Filtração em margem inversa. Distância de filtração. Dinâmica bacteriana.

ABSTRACT

Technologies to be applied under the context of protection and revitalization of surface water must be developed and improved in order to enhance the quality of aquatic ecosystems. In this way, this study aimed to evaluate the treatment performance of an inverse margin filtration system (IMF) applied for a lentic environment water treatment. For the analysis, two different experimental procedures (EP) were conducted in parallel, the EP-I and EP-II. The EP-I was performed to assess the treatment performance of an IMF system implanted on a full scale. This system was implemented for the treatment of water in a lake. Furthermore, the influence of the filtration path was also evaluated, through sample collections at the different points along the filtration path (2 m, 5.5 m and 8 m). Concomitantly, bacterial community dynamics were identified throughout the period of operation, through analysis of new generation sequencing of the 16S rRNA of eubacteria. Meanwhile in the EP-II, an IMF pilot system was implemented and monitored, which simulated the operational conditions of the IMF system from EP-I, to identify design parameters for the IMF technology. Both EP were monitored over 1 year of operation by the classic water quality parameters, and with that, the treatment performance of each IMF unit was identified. The PE-I results showed an average removal efficiency of 41% for turbidity, 35% for apparent color, 43% for true color, 26% for total suspended solids (TSS) and total organic carbon (TOC), 53% for nitrogen (N), 46% for phosphorus (P), 91% for iron (I), 8% for manganese(Mn), and 100% for fecal coliforms (FC). The distance of the filtration path favored the treatment performance, showing improvements in water quality with the increase of the filtration path. Greater bacterial diversity was identified in the first 30 cm of the IMF system. In addition, nitrifying and denitrifying bacteria were identified along with the vertical profile, indicating the possibility of sequential nitrification and denitrification in this system. Meanwhile, the EP-II results showed an average removal efficiency of 96% for turbidity and for apparent color, 84% for true color, 51% for TSS and TOC, 37% for N, 61% for P, 93% for I, 9% for Mn, and 100% for FC. As design parameters for the IMF system, the construction of an infiltration ditch with a section of 1 m² and a linear length of 5 m, an infiltration flow of 2.5 m³ dia⁻¹ and a rate of filtration of 0.147 m day⁻¹ are recommended. Based on the results obtained in this study, the IMF system proved to be a technology that can be applied for the treatment of water in lentic environments.

Keywords: Revitalization of lentic ecosystems. Inverse margin filtration. Filtration path. Bacterial dynamics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classificação de diferentes compartimentos ou regiões presentes nos lagos.....	23
Figura 2 – Esquema demonstrando as etapas do processo de filtração em margem.	25
Figura 3 – Localização da atividade enzimática presente no solo.....	37
Figura 4 – Visualização de microrganismos em um agregado do solo.	39
Figura 5 – Reações metabólicas importantes no solo.....	41
Figura 6 – Fatores hidrogeológicos que interferem na dinâmica microbiana durante o processo de filtração em margem.	44
Figura 7 – Esquema demonstrando as principais tecnologias aplicadas para a recarga de água subterrânea.....	49
Figura 8 – Esquema demonstrando o funcionamento de uma trincheira de infiltração	50
Figura 9 – Esquema dos procedimentos experimentais, seus objetivos, análises e resultados esperados.	53
Figura 10 – Identificação geográfica da área de estudo.	54
Figura 11 – Vista geral do lago estudado em diferentes ângulos.	55
Figura 12 – Esquema de funcionamento do sistema de filtração em margem inversa e suas etapas.	58
Figura 13 – Esquema demonstrando o funcionamento do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.	58
Figura 14 – Detalhes dos sistema de captação de água do lago estudado. a) conjunto moto-bomba; b) cavalete de entrada com extravasor, registro de controle da vazão e hidrômetro. ...	59
Figura 15 – Detalhes construtivos da vala de infiltração. a) vala de filtração com o meio suporte e tubulação posicionada; b) detalhe da tubulação interna de distribuição; c) detalhe da entrada no ponto mediano da tubulação de distribuição interna.	60
Figura 16 – Esquema da distribuição dos piezômetros ao longo do local de monitoramento.	61
Figura 17 – Confecção dos piezômetros. a) detalhe do piezômetro com o filtro; b) colocação dos piezômetros no local demarcado; c) execução do pré-filtro com brita.	62
Figura 18 – Esquema de funcionamento do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental II.....	68
Figura 19 – Estrutura em bancada do sistema do procedimento experimental II.....	69

Figura 20 – Detalhes construtivos da interligação entre as colunas do piloto. a) detalhe das conexões na interligação entre as colunas; b) detalhes da base em cada coluna com os caps de 150mm.	69
Figura 21 – Curva granulométrica construída a partir do solo utilizado no procedimento experimental I e II.....	74
Figura 22 – Nível do lençol freático monitorado nos piezômetros em relação a precipitação pluviométrica.	80
Figura 23 – Valores de turbidez identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	82
Figura 24 – Valores de condutividade elétrica identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.....	82
Figura 25 – Valores de cor aparente identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	83
Figura 26 – Valores de cor verdadeira identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	83
Figura 27 – Valores de pH identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.....	84
Figura 28 – Concentrações de oxigênio dissolvido identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.....	85
Figura 29 – Concentrações das frações sólidas identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa. a) sólidos suspensos totais; b) sólidos dissolvidos totais.	86
Figura 30 – Concentrações de carbono orgânico total identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.....	87
Figura 31 – Concentrações de carbono orgânico dissolvido identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	88
Figura 32 – Concentrações da demanda química de oxigênio identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	88
Figura 33 – Eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal, juntamente com a produção de nitrogênio oxidado identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	89

Figura 34 – Concentrações de fósforo identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	91
Figura 35 – Concentrações de coliformes identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa. a) coliformes totais; b) coliformes fecais.	92
Figura 36 – Concentrações de ferro identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	93
Figura 37 – Concentrações de manganês identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.	94
Figura 38 – Eficiência de remoção média de poluentes identificados em diferentes pontos de distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa. a) fração de sólidos. b) matéria orgânica carbonácea. c) nutrientes. d) patógenos. e) metais.	96
Figura 39 – Comportamento de poluentes ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa. a) turbidez. b) cor verdadeira. c) cor aparente.	98
Figura 40 – Concentrações de oxigênio dissolvido identificada ao longo de diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa.	100
Figura 41 – Valores de potencial redox identificados ao longo de diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa.	100
Figura 42 – Comportamento das frações de sólidos identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa. a) sólidos dissolvidos totais; b) sólidos suspensos totais.	101
Figura 43 – Comportamento das concentrações de diferentes formas de carbono identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa. ..	102
Figura 44 – Comportamento das concentrações de demanda química de oxigênio identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa. ..	103
Figura 45 – Comportamento das frações nitrogenadas identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.	104
Figura 46 – Comportamento das concentrações de fósforo identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.	105
Figura 47 – Comportamento das concentrações de coliformes totais identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.	106
Figura 48 – Comportamento das concentrações de coliformes fecais identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.	106

Figura 49 – Comportamento das concentrações de ferro identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.....	108
Figura 50 – Comportamento das concentrações de manganês identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.....	108
Figura 51 – Classificação taxonômica de <i>reads</i> de sequenciamento (MiSeq) da comunidade bacteriana (16 S rRNA) em nível de família identificada na camada da superfície e na camada do fundo em diferentes períodos amostrais.	110
Figura 52 – Abundância relativa de bactérias nitrificantes e desnitrificantes em nível de gênero identificadas na camada da superfície e na camada do fundo das amostras coletadas ao longo do tempo de operação do sistema de filtração em margem inversa.	112
Figura 53 – Perda de carga identificada no sistema de filtração em margem inversa.....	116
Figura 54 – Valores de pH identificados na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa.	118
Figura 55 – Concentrações de oxigênio dissolvido identificados na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa.	119
Figura 56 – Concentrações de sólidos identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) sólidos suspensos totais; b) sólidos dissolvidos totais.	120
Figura 57 – Concentrações de diferentes frações de matéria orgânica carbonácea identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) carbono orgânico total; b) carbono orgânico dissolvido; c) demanda química de oxigênio.	121
Figura 58 – Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal associada a produção de nitrogênio oxidado, identificado ao longo do período de monitoramento.....	123
Figura 59 – Concentrações de fósforo identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa.	124
Figura 60 – Concentrações de coliformes identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) coliformes totais; b) coliformes fecais.	125
Figura 61 – Concentrações de diferentes metais identificados na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) ferro; b) manganês.	126

Figura 62 – Eficiência média de remoção de diferentes poluentes identificados para o sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I e II..... 128

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Sequência de reações redox que ocorrem durante o processo de tratamento na tecnologia de filtração em margem.	43
Tabela 2 – Vantagens e desvantagens dos diferentes métodos de recarga artificial de aquíferos	48
Tabela 3 – Parâmetros químicos e biológicos quantificados no solo da área de estudo.	56
Tabela 4 – Parâmetros físico, químicos e biológicos quantificados na água do lago.....	57
Tabela 5 – Distribuição espacial e em profundidades dos piezômetros avaliados.....	61
Tabela 6 – Parâmetros quantificados no procedimento experimental I.....	64
Tabela 7 – Caracterização físico-química do solo utilizado no estudo.	74
Tabela 8 – Distribuição granulométrica do solo estudado.	74
Tabela 9 – Caracterização físico-química e biológica da água bruta, representada através dos valores médios e desvio padrão realizada durante o período de março a maio de 2019.	75
Tabela 10 – Parâmetros de projeto identificados para o sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.	78
Tabela 11 – Nível do lençol freático identificado nos diferentes piezômetros que compõem o sistema de filtração em margem inversa.....	79
Tabela 12 – Valores médios e desvio padrão identificados na água bruta e na água tratada pelo sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.	81
Tabela 13 – Resultados estatísticos realizados a um nível de significância de $p= 0,05$, identificados em diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.	95
Tabela 14 – Valores médios e desvio padrão identificados em diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.	97
Tabela 15 – Índices de diversidade α identificados nas amostras coletadas na camada da superfície e na camada do fundo ao longo do tempo de operação do sistema de filtração em margem inversa.	109
Tabela 16 – Parâmetros de projeto identificados para o sistema de filtração em margem inversa.	114
Tabela 17 – Comparação com outros estudos realizados em bancada.	115

Tabela 18 – Valores médios , desvio padrão e a eficiência de remoção média identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental II.....	117
Tabela 19 – Valores médios identificados na água tratada do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I e II juntamente com os valores de referência da resolução Conama 357/2005.	127

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AR	Abundância Relativa
CE	Condutividade Elétrica
CF	Coliformes Fecais
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Coliformes Totais
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Eh	Potencial Redox
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
ETA	Estação de Tratamento de água
EUA	Estados Unidos da América
Fe	Ferro
FM	Filtração em Margem
FMA	Fungos Micorrízicos Arbusculares
FMI	Filtração em Margem Inversa
HU	Hospital Universitário
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Intensidade, Duração e Frequência
LABHIDRO	Laboratório de Hidrologia
LAPOÁ	Laboratório de Potabilização de Água
LIMA	Laboratório do Meio Ambiente
Mn	Manganês
MON	Matéria Orgânica Natural
NBR	Norma Brasileira
NGS	<i>Next Generation Sequencing techniques</i>
N-NO _x	Nitrogênio Oxidado
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido

PDF	Precipitação, Duração e Frequência
PE	Procedimento Experimental
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Vinila
QIIME	<i>Quantitative Insights Into Microbial Ecology</i>
SEWRPC	Southeastern Wisconsin Regional Planning Commission
SSD	Sólidos Suspensos Dissolvido
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Área
L_f	Profundidade da frente de melhoramento
°C	Grau Célsius
μ	Viscosidade dinâmica do fluído, dependente da temperatura
CO ₂	Dióxido de carbono
d_{10}	Diâmetro Efetivo
d_{60}	Diâmetro cujo 60% das partículas são menores
d_{90}	Diâmetro cujo 90% das partículas são menores
g	Aceleração da gravidade
H	Lâmina d' água da trincheira
k	Coefficiente de permeabilidade
K	Condutividade hidráulica saturada
K	Permeabilidade do solo
L	Litro
L_f :	Profundidade da frente de molhamento
mg	Miligrama
mL	Mililitro
mm	Milímetro
NMP	Número mais provável
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio nitrato
P	Pressão negativa por efeitos da capilaridade na frente de molhamento
Q	Vazão
q_e	Vazão de entrada por unidade de área de filtração
q_{inf}	Taxa de infiltração por unidade de área da superfície
$q_{inf.D}$	Vazão infiltrada no tempo

q_s	Vazão de saída (extravasada) por unidade de área de infiltração
s	Segundos
$\Delta\phi$	Gradiente hidráulico
ρ	Massa específica do fluido
pH	Potencial hidrogeniônico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	HIPÓTESE	21
1.2	Objetivos.....	21
1.2.1	Objetivo Geral.....	21
1.2.2	Objetivos Específicos	21
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	22
2.1	Ambientes aquáticos lânticos e seus aspectos	22
2.2	Tratamento de água por meio DE FILTRAÇÃO EM SOLO	24
2.2.1	Filtração em margem aplicada ao tratamento de água.....	24
2.2.1.1	<i>Aspectos relevantes para a aplicação da tecnologia de filtração em margem</i>	<i>26</i>
2.2.1.2	<i>Hidrogeologia.....</i>	<i>27</i>
2.2.1.3	<i>Hidrologia</i>	<i>27</i>
2.2.1.4	<i>Características do corpo hídrico.....</i>	<i>28</i>
2.2.1.5	<i>Dinâmica das águas</i>	<i>28</i>
2.2.1.6	<i>Temperatura da água superficial</i>	<i>29</i>
2.2.1.7	<i>Colmatação do solo.....</i>	<i>29</i>
2.2.1.8	<i>Águas superficiais e subterrâneas.....</i>	<i>30</i>
2.2.1.9	<i>Distância do percurso de filtração.....</i>	<i>32</i>
2.3	REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EM PROCESSOS DE FILTRAÇÃO EM SOLO	33
2.3.1	Remoção de poluentes inorgânicos	33
2.3.2	Remoção de poluentes orgânicos.....	34
2.3.3	Remoção de poluentes microbiológicos	35
2.4	ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DO PROCESSO DE FILTRAÇÃO EM SOLO	36
2.4.1	Pontes de ligação microrganismo/solo	36
2.4.2	Alterações eletroquímicas em solos saturados	40
2.4.3	Condições redox na tecnologia de filtração em margem.....	42
2.4.4	Dinâmica microbiana associada a tecnologia de filtração em margem.....	44

2.5	VANTAGENS E LIMITAÇÕES DA TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM	45
2.6	RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS	46
2.6.1	Sistemas de recarga artificial de aquíferos.....	47
2.6.3	Trincheiras de infiltração	50
2.6.3.1	<i>Dimensionamento das trincheiras de infiltração</i>	50
3	MATERIAIS E MÉTODOS	53
3.1	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL I.....	54
3.1.1	Caracterização da área de estudo	54
3.1.1.1	<i>Caracterização do solo e água.....</i>	55
3.1.2.1	<i>Captação da água do lago.....</i>	58
3.1.2.2	<i>Vala de infiltração.....</i>	59
3.1.2.3	<i>Piezômetros</i>	60
3.1.3	Condições operacionais do sistema de filtração em margem inversa implantado em escala real	62
3.1.5.1	<i>Análises físico-químicas e biológicas na fração líquida</i>	63
3.1.5.2	<i>Monitoramento da altura do lençol freático</i>	65
3.1.5.3	<i>Monitoramento pluviométrico</i>	65
3.1.5.4	<i>Ensaio microbiológicos presentes no material filtrante</i>	65
3.2	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL II.....	66
3.2.3	Monitoramento do sistema de filtração em margem inversa implantado em escala piloto	71
3.2.3.1	<i>Análises físico-químicas e biológicas na fração líquida</i>	71
3.3	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	71
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
4.1	CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DO LOCAL DE ESTUDO.....	73
4.1.1	Caracterização do solo e da água bruta.....	73
4.1.1.1	<i>Caracterização física do solo.....</i>	75
4.1.1.2	<i>Caracterização química do solo.....</i>	76
4.2	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL I.....	78
4.2.1	Parâmetros de projeto.....	78

4.2.3.1	<i>Desempenho de remoção de sólidos.....</i>	86
4.2.3.2	<i>Desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea</i>	87
4.2.3.3	<i>Desempenho de remoção de nutrientes</i>	89
4.2.3.4	<i>Desempenho de remoção de coliformes</i>	91
4.2.3.5	<i>Desempenho de remoção de metais.....</i>	92
4.3	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL II.....	114
4.3.1	Parâmetros de projeto.....	114
4.3.3.1	<i>Desempenho de remoção de sólidos.....</i>	119
4.3.3.2	<i>Desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea</i>	120
4.3.3.3	<i>Desempenho de remoção de nutrientes</i>	122
4.3.3.4	<i>Desempenho de remoção de coliformes</i>	124
4.3.3.5	<i>Desempenho de remoção de metais.....</i>	126
4.4	SÍNTESE DOS RESULTADOS OBTIDOS	127
5	CONCLUSÕES.....	131
6	RECOMENDAÇÕES.....	133
	REFERÊNCIAS.....	134
	APÊNDICE A – PLANILHA DO ENSAIO DE PENEIRAMENTO DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO.....	147
	APÊNDICE B – MEDIÇÕES NO REBAIXAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO DURANTE O ENSAIOS DE CONDUTIVIDADE HIDRAÚLICA E A DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE NO PIEZÔMETRO 5.....	148
	ANEXO A – LAUDOS DOS ENSAIOS QUÍMICOS DO SOLO	148
	ANEXO B – ÁBACO DA VARIAÇÃO DA POROSIDADE EFETIVA E A VAZÃO ESPECÍFICA EM RELAÇÃO A GRANULOMETRIA.	154
	ANEXO C – CLASSIFICAÇÃO DAS CLASSES E PARÂMETROS SEGUNDO A RESOLUÇÃO CONAMA 357/05.....	155
	ANEXO D – DADOS MICROBIOLÓGICOS (NEOPROSPECTA)	156

1 INTRODUÇÃO

Em países tropicais corpos hídricos como rios, lagos e mares sempre tiveram múltiplas funções, atuando como meios de transporte, na produção de alimentos, e também sendo uma fonte direta para o abastecimento público (WALSH, 2000). No entanto, a urbanização e o desenvolvimento das cidades são fatos cada vez mais predominantes nesses locais. E nesse âmbito, essa dinâmica dificulta o gerenciamento dos recursos hídricos, principalmente devido a demanda da água, tanto em termos de quantidade, como em qualidade (SHAMSUDDIN et al., 2014).

A poluição presente nos corpos hídricos superficiais reflete em características, as quais tornam o uso da água indisponível não apenas para o abastecimento público, mas também, para a qualidade dos ecossistemas aquáticos. A despoluição de um corpo hídrico, além de melhorar a qualidade da água para que o ecossistema retorne ao seu equilíbrio inicial, é uma alternativa utilizada para recuperar o manancial a fim de utilizá-lo para o consumo (MISSIMER et al., 2013).

A recuperação e a renaturalização de rios e lagos é possível, embora na maioria das vezes com limitações, principalmente em locais onde não há áreas marginais disponíveis devido ao uso e ocupação, além dos custos econômicos, financeiros e sociais. Contudo, melhorias significativas podem ser obtidas através de novas técnicas biotecnológicas, tendo como ponto de partida ações estruturais e o pré-tratamento da água do corpo hídrico (MISSIMER et al., 2013).

Atualmente, uma tecnologia amplamente utilizada para o tratamento de água é a filtração em margem (FM), a qual remete-se a um processo relativamente simples e econômico, e que vem sendo amplamente utilizado no mundo, empregado para a remoção de materiais em suspensão, matéria orgânica carbonácea, nutrientes, microrganismos e uma variedade de contaminantes orgânicos presentes nos corpos hídricos superficiais (HU et al., 2016). A FM vem apresentando resultados positivos quanto ao tratamento de água, sendo que em alguns lugares como na América, nos Estados Unidos da América, essa técnica é utilizada como tratamento preliminar da água de captação, enquanto que, na Europa, como na Alemanha, Suíça e França por exemplo, essa tecnologia é empregada como tratamento da água de abastecimento público, acrescido apenas de cloração (GRÜNHEID et al., 2005).

Recentemente, com a atualização do marco legal do saneamento, previsto pela Lei nº 14.026/2020, evidenciou-se como objetivo primordial a universalização do saneamento até o ano de 2033 (BRASIL, 2020). Incluindo dentro desse escopo, o abastecimento de água obviamente, mas também, o serviço de manejo, proteção e tratamento das águas pluviais. Nesse sentido, tecnologias aplicadas com a finalidade de promover água passível para o abastecimento humano devem ser aprimoradas como é o caso dos sistemas de FM, e ao mesmo tempo, tecnologias para serem aplicadas sob o contexto de proteção e revitalização de corpos hídricos superficiais devem ser desenvolvidas e aperfeiçoadas para assim melhorar a qualidade dos ecossistemas aquáticos.

Diante desse cenário, devido as diversas vantagens da utilização de sistemas tipo FM para o pré-tratamento ou até mesmo para o tratamento majoritário da água de abastecimento público, a possibilidade de utilizar a FM sobre uma nova estratégia operacional, e para uma nova finalidade apresenta-se como uma nova tecnologia emergente. Nesse sentido, realizar uma modificação na clássica tecnologia de FM pode ser uma interessante estratégia operacional, captando a água do manancial e infiltrando na margem, invertendo assim o fluxo da água tratada (margem/manancial) onde o processo é passível de realizar a recuperação de um corpo hídrico superficial através da interação entre o solo e os microrganismos presentes no entorno do manancial.

Nessa nova abordagem denominada filtração em margem inversa (FMI), utiliza-se o próprio sedimento da margem do rio/lago como meio filtrante por meio do qual a água do corpo hídrico passa a ser infiltrada, ocorrendo assim o processo de filtração. Posteriormente, a água é reconduzida ao corpo hídrico superficial em zona saturada através da ação da gravidade pelo lençol freático, conforme as condições hidrogeológicas do local. Assim, a FMI surge como uma alternativa de pré-tratamento d'água, proporcionando a remoção de materiais em suspensão, microrganismos patogênicos, contaminantes químicos e biológicos, incorporados ao meio líquido realizando o processo de recuperação do corpo hídrico.

Dessa forma, a presente pesquisa propôs desenvolver, monitorar e avaliar um sistema de FMI, empregado para o tratamento da água de um lago, e a partir disso, indicar parâmetros de projeto para a difusão da tecnologia de FMI, como uma alternativa para o tratamento de ambientes lênticos.

1.1 HIPÓTESE

O delineamento dessa pesquisa foi baseado na seguinte hipótese:

O sistema de filtração em margem inversa apresenta-se como uma alternativa tecnológica passível de ser aplicada para o tratamento de água de manancial com vista a sua restauração e/ou revitalização.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho e a tecnologia de um sistema de filtração em margem inversa empregado no tratamento de água de um ambiente lântico, através da zona saturada com sentido do fluxo margem manancial.

1.2.2 Objetivos Específicos

Para responder ao objetivo geral, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a remoção de sólidos, matéria orgânica carbonácea, nutrientes, patógenos, ferro e manganês após a filtração em margem inversa em um ambiente lântico;
- Avaliar a influência do percurso de filtração no desempenho de tratamento de um sistema de filtração em margem inversa com fluxo da água tratada sentido margem manancial em zona saturada;
- Identificar a dinâmica bacteriana presente no material filtrante ao longo do período de operação do sistema de filtração em margem inversa;
- Identificar e validar parâmetros de projeto para um sistema de filtração em margem inversa;
- Indicar o sistema de filtração em margem inversa como uma nova tecnologia para o tratamento de água de ambientes lânticos.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesse item aborda-se os pressupostos teóricos vinculados a remoção de poluentes físico, químico e biológicos presentes em ambientes lênticos, por meio da aplicação de tecnologias de tratamento que utilizam processos de filtração em solo natural através da zona saturada das margens.

2.1 AMBIENTES AQUÁTICOS LÊNTICOS E SEUS ASPECTOS

Os ambientes lênticos, popularmente conhecidos como lagos, são corpos de água em estado estacionário, utilizando uma determinada bacia, não conectados com o oceano (WETZEL, 1981). Esses ambientes possuem como principais características a alta capacidade de solubilização de compostos orgânicos, gradientes verticais, baixo teor de sais dissolvidos, alta densidade e viscosidade da água, capacidade de sedimentação, bem como temperatura e radiação subaquática (ANA, 2013). Assim notadamente, todos esses sistemas de água, indiferente da região e da era geológica que se encontram, originaram-se de uma variedade de processos e diversos mecanismos de formação vinculados a sua localização espacial (ESTEVES, 2011).

Dependendo das suas características hidráulicas, os ambientes lênticos apresentam grande instabilidade limnológica. Isso se dá porque a profundidade total desses ecossistemas é dividida em compartimentos, e esses por sua vez, são conhecidos por quatro regiões específicas (litorânea, região limnética ou pelágica, região profunda e interface água-ar). No entanto, cabe ressaltar que tais compartimentos não estão isolados dentro do ecossistema aquático, mas em constante interação por meio de trocas de matéria e energia, superpondo-se muitas vezes (ESTEVES, 2011). De forma geral, segundo Esteves 2011, descreve-se a seguir as quatro regiões que compõem o perfil vertical de um lago, e na Figura 1, apresenta-se os diferentes compartimentos de um lago.

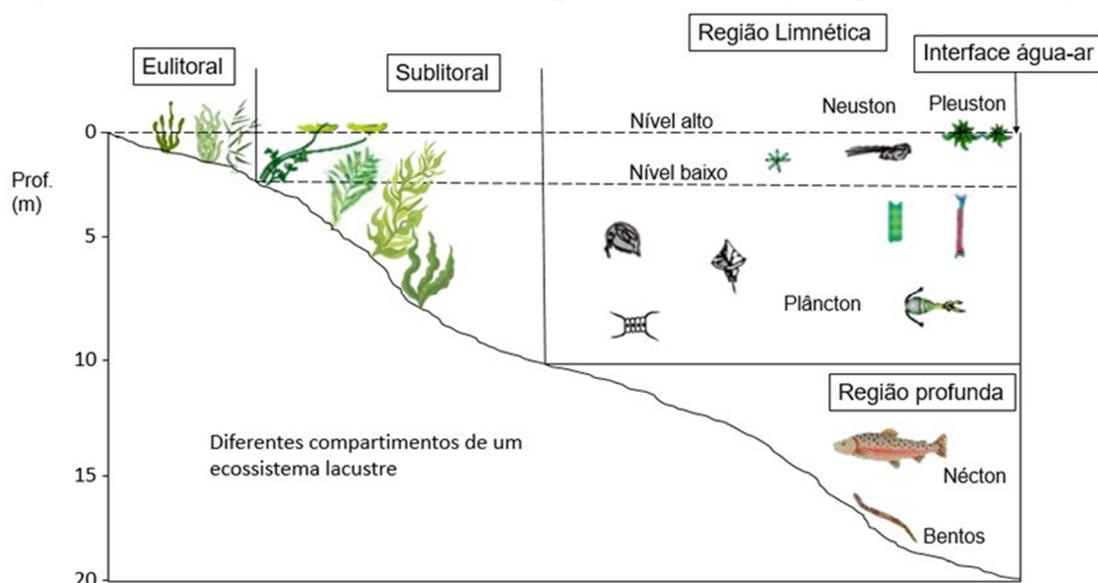
- Região Litorânea: Compreende o compartimento do lago que está em contato direto com o ecossistema terrestre adjacente, sendo, desta forma, influenciado diretamente por ele. Essa região possui todos os níveis tróficos de um ecossistema, ou seja, produtores primários (especialmente as macrófitas aquáticas), consumidores e decompositores, sendo considerada como um compartimento autônomo dentro do ecossistema aquático.

- Região Limnética ou Pelágica: Ao contrário da região litorânea, a região limnética é observada em quase todos os ecossistemas aquáticos, sendo que suas principais comunidades são o plâncton (bactérias, fitoplâncton e zooplâncton) e o néston (peixes).

- Região Profunda: É uma região caracterizada pela ausência de organismos fotoautotróficos, em decorrência da não penetração de luz e por ser uma região dependente da produção de matéria orgânica das regiões litorânea e limnética. A sua comunidade bentônica é formada principalmente por invertebrados aquáticos (oligoquetas, crustáceos, moluscos e larvas de insetos).

- Região de Interface Água-Ar: Esta região é habitada por duas comunidades: a do nêuston (organismos microscópios como bactérias, fungos e algas) e a do plêuston (macrófitas aquáticas e animais, tais como o aguapé, alface d'água e vários pequenos animais como as larvas de *Culex*, Diptera, os quais permanecem penduradas verticalmente na película superficial, perfurando-a e obtendo ar atmosférico para a sua respiração). A existência destas comunidades se deve à tensão superficial da água.

Figura 1 – Classificação de diferentes compartimentos ou regiões presentes nos lagos.



Fonte: O autor (2020).

Esses ecossistemas naturais estão associados a uma grande variedade de características vinculadas a potenciais riscos de sofrerem uma determinada poluição. Isso ocorre porque a dispersão vertical e longitudinal dos poluentes depende tanto de mecanismos externos (vento, pressão barométrica, transferência de calor, intrusão, fluxo, força de Coriolis, descargas na superfície, plumas e jatos na superfície dos lagos) quanto

internos (estratificação, mistura vertical, retirada seletiva ou perda seletiva a jusante, correntes de densidade, formação de ondas internas). No entanto, a ocorrência desses mecanismos é dependente de fatores aleatórios, não garantindo assim a ocorrência dos processos de mistura e dispersão dos poluentes (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Por outro lado, é importante ressaltar que esses mecanismos (tanto externos quanto internos) impulsionam os processos de organização vertical desses ambientes, e apresentam consequências químicas e biológicas fundamentais para o funcionamento dos mesmos (ESTEVEVES, 2011).

2.2 TRATAMENTO DE ÁGUA POR MEIO DE FILTRAÇÃO EM SOLO

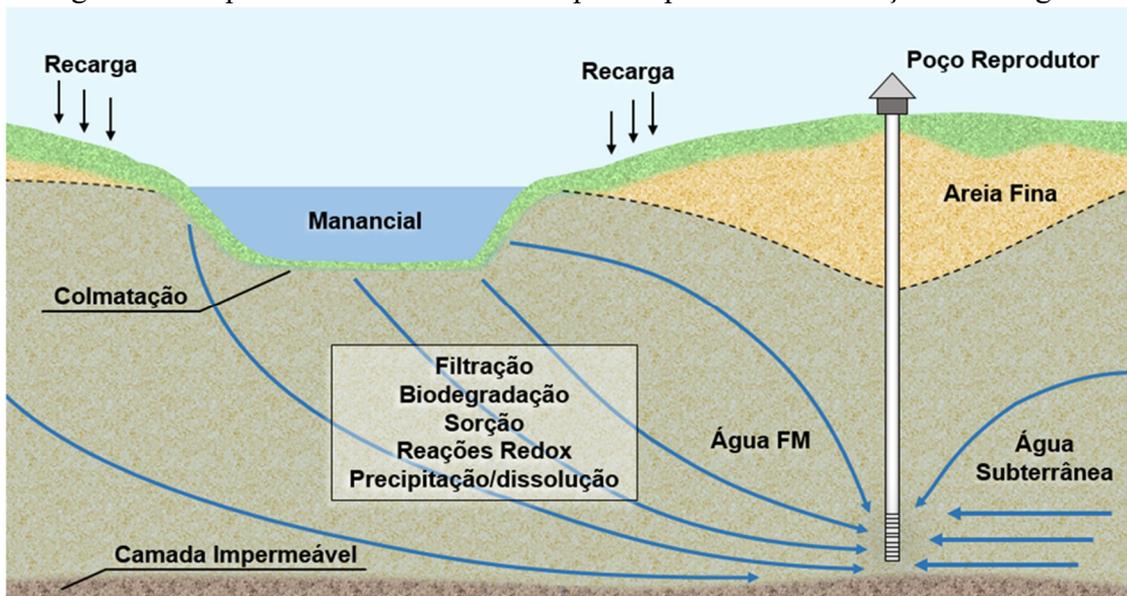
Universalmente, a tecnologia que utiliza a água no processo de filtração em solo natural é conhecida como filtração em margem (FM). A seguir será descrito o embasamento operacional da mesma, bem como os mecanismos de remoção e transformação de poluentes que ocorrem durante o processo.

2.2.1 Filtração em margem aplicada ao tratamento de água

A tecnologia de filtração em margem (FM), mundialmente conhecida como “*bank filtration*” é considerada um sistema simples e alternativo empregado para o tratamento de água. De forma geral, essa tecnologia se baseia na captação da água de um manancial (rio, lago, reservatório), por meio de poços situados próximos as margens. Ao realizar a captação da água por meio de bombeamento, ocorre o rebaixamento do nível do lençol freático de forma induzida, fazendo com que a água do manancial migre até o poço, sendo desenvolvido simultaneamente um processo de filtração realizado ao longo do percurso pelo solo (RAY et al., 2002).

Posteriormente, dentro do poço a água captada geralmente mistura-se com a água subterrânea presente no aquífero (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; SENS et al., 2006). A proporção dessa mistura depende principalmente das condições hidrogeológicas locais, da distância entre o poço e a margem do manancial e da vazão bombeada (RAY et al., 2002; HISCOCK; GRISCHEK, 2002; MONDARDO, 2009). Na Figura 2 apresenta-se um esquema demonstrando o processo do sistema de FM.

Figura 2 – Esquema demonstrando as etapas do processo de filtração em margem.



Fonte: O autor (2020).

Durante o percurso da água superficial até o poço ocorre uma melhoria da qualidade dela, em função dos processos físicos, químicos e biológicos que se desenvolvem no meio. Por meio da tecnologia de FM é possível realizar a remoção de material suspenso, turbidez, matéria orgânica, micro poluentes orgânicos (pesticidas e fármacos), microrganismos (bactérias, protozoários, vírus), fitoplâncton e cianotoxinas (SCHUBERT, 2006; KUEHN; MUELLER, 2000; HISCOCK; GRISCHEK, 2002; SENS et al., 2006). Ademais, além de melhorar a qualidade da água, viabilizando em alguns casos eliminar o processo de desinfecção, a tecnologia de FM é conhecida por realizar a compensação e amortização das variações sazonais referentes a temperatura e cargas repentinas de contaminantes (KUEHN; MUELLER, 2000; HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

Atualmente, essa tecnologia é empregada no mundo todo. Na Europa o sistema de FM é fortemente aplicado para o abastecimento público desde os anos de 1870, principalmente em países como Alemanha, Suíça e França (RAY et al., 2002). Segundo Ray et al. (2003) a experiência dos Estados Unidos da América (EUA) com FM iniciou na década de 1930. Assim, o EUA acumula mais de 80 anos de utilização desta tecnologia. Na China, nos dias atuais existem mais de 300 estações de tratamento de água tipo FM empregadas para o abastecimento público (HU et al., 2016). Pesquisas conduzidas na Índia mostraram grande potencialidade de aplicação dessa tecnologia, mesmo em países com péssima qualidade dos corpos hídricos superficiais, sendo que

muitas cidades desses países utilizam a FM sem nenhum tratamento adicional para o abastecimento urbano (BOVING et al., 2014). No Brasil, apesar de não haver a aplicabilidade da FM para o abastecimento público, várias pesquisas já foram desenvolvidas nos últimos anos (FREITAS et al., 2018). Inclusive um estudo mostrou que o estado de Santa Catarina apresenta um potencial para aplicação da tecnologia de cerca de 5% (ROMERO-ESQUIVEL et al., 2016). Nesse sentido, a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) é pioneira no desenvolvimento de pesquisas sobre essa tecnologia no país, aplicando o sistema de FM para o tratamento de água da Lagoa do Peri em Florianópolis (SENS et al., 2006). Paralelamente a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), também tem contribuído significativamente com pesquisas na aplicação de FM em rios (FREITAS et al., 2017).

2.2.1.1 Aspectos relevantes para a aplicação da tecnologia de filtração em margem

Apesar de ser considerada uma tecnologia simplista, existem fatores que devem ser considerados para a implantação de sistemas tipo FM. Essas questões estão vinculadas principalmente com a disponibilidade de água tanto superficial quanto subterrânea. A partir disso, a hidrogeologia do aquífero, hidrologia e morfologia do corpo hídrico, a composição do fundo do corpo hídrico e a qualidade da água superficial e subterrânea são fatores que devem ser abordados quando a implantação de sistema FM for considerada (GRISCHEK et al., 2007; GRISCHEK E RAY, 2009; HÜLSHOFF et al., 2009).

De forma geral, a ocupação e a movimentação da água através do solo são fatores importantes a serem considerados em um processo natural de filtração e tratamento da água, como é o caso da FM. Mais especificamente, o desempenho de tratamento da tecnologia de FM está diretamente relacionado com o tipo de poço, a taxa de bombeamento, o tempo em que a água permaneceu na superfície para posteriormente bombear para os poços, propriedades hidrológicas e geológicas do solo, a qualidade da água superficial, as reações biogeoquímicas que ocorrem nos sedimentos dos aquíferos e qualidade do fundo dos lençóis freáticos (RAY et al., 2002). A seguir serão descritos os principais pressupostos relacionados a abordagem hidrogeológica.

2.2.1.2 Hidrogeologia

A hidrogeologia, ou seja, a interação entre o manancial superficial e a água subterrânea é o primeiro fator que deve ser considerado para o sucesso da aplicação da tecnologia de FM. Para se obter melhores resultados na aplicação da filtração em solo natural, torna-se necessário que as características hidrogeológicas do local sejam adequadas. Solos arenosos com boa condutividade hidráulica, granulometria e porosidade, proporcionam melhor fluxo da água em relação ao meio filtrante no processo. Entre as características de fluxo está o coeficiente de permeabilidade (K) ou condutividade hidráulica, a qual remete-se a uma taxa de infiltração de um fluido em um meio poroso. A condutividade hidráulica de um solo sofre influência de uma série de fatores, tais como, a qualidade da água utilizada, a viscosidade da água, a textura, estrutura e consistência do solo, a ação microbiana presente no solo e a presença de ar no solo (BOUWER, 2002).

A qualidade da água produzida pelo sistema de FM é determinada pelo tamanho do corpo hídrico superficial e do aquífero, pelo limite hidrogeológico, pela composição do material do aquífero e pelas características da zona hiporréica (ROMERO-ESQUIVEL, 2012). De forma geral, a aplicação de FM com sucesso dá-se em aquíferos formados por areia e cascalho (aluviões), com a espessura preferencialmente superior a 10 m e condutividade hidráulica entre 10^{-2} e 10^{-4} ms^{-1} (RAY et al., 2002). Ressalta-se também, que não existe preferência entre aquíferos confinados ou não-confinados. Porém, uma pequena camada de silte ou argila na superfície pode ser desejável em função da proteção da infiltração de patógenos (ROMERO-ESQUIVEL, 2012).

2.2.1.3 Hidrologia

A hidrologia também é uma questão fundamental na aplicação de sistemas FM. Estudos relacionados a dinâmica e volume do escoamento, a morfologia, o canal do rio, as modificações no leito, o carreamento e transporte de sólidos e a interação entre a água superficial e subterrânea são de extrema importância para o sucesso da aplicação da tecnologia (RAY et al., 2002).

Períodos de alta vazão geram vantagens devido a erosão ou limpeza no fundo do rio, removendo assim a camada de colmatação formada pelos detritos. Opostamente,

barragens e comportas por exemplo podem mudar as características dos rios e corpos hídricos, afetando o transporte e deposição de sólidos, a erosão no leito do rio e, conseqüentemente, as interações com a água subterrânea (ROMERO-ESQUIVEL, 2012).

2.2.1.4 Características do corpo hídrico

Além dos fatores demonstrados acima, a existência de um rio, lago ou manancial com margens estáveis e um fundo arenoso em contato com um aquífero aluvial, formado por areia ou cascalho, também é considerado uma permissão fundamental para a aplicação da FM. Ademais para evitar a colmatção, devem ser avaliados o gradiente do rio (declividade), a velocidade da água e a composição do material no fundo do rio (ROMERO-ESQUIVEL, 2012).

Além disso, o modo pelo qual a água se move no solo depende de três forças que agem sobre ela, sendo elas a adsorção, por meio da atração molecular a qual retém uma fina película de água em volta das partículas do solo, a capilaridade, a qual é resultante da tensão superficial, que retém ou move a água em pequenas aberturas, e a gravidade a qual move a água através dos poros maiores, por diferença de carga ou quando existe gradiente hidráulico. A resultante dessas forças depende, em parte, da quantidade de umidade presente em relação ao espaço livre do material poroso (FITTS, 2015).

2.2.1.5 Dinâmica das águas

A dinâmica das águas e/ou a hidrodinâmica no subsolo promove a interação entre o corpo hídrico superficial e o aquífero, determinando o fluxo e a velocidade de movimento da água no sistema. Assim, a geomorfologia do aquífero, ou seja, a sua constituição geológica (porosidade, permeabilidade intragranular ou de fissuras) definirá a velocidade, a qualidade e a quantidade da água ao ser infiltrada no meio filtrante (SANTOS, 1977). Essa geomorfologia é decorrente da sua origem geológica, que pode ser fluvial, lacustre, eólica, glacial e aluvial (rochas sedimentares), vulcânica (rochas fraturadas) e metamórfica (RAY et al., 2003; SENS, et al., 2006).

2.2.1.6 Temperatura da água superficial

A viscosidade da água superficial é diretamente afetada pela temperatura, e consequentemente influencia na taxa de infiltração. Além da taxa de infiltração, a temperatura está relacionada a processos importantes como a biodegradação, adsorção e dissolução de gases no leito do rio e no aquífero (FITTS, 2015). A biodegradação de compostos orgânicos aumenta com a temperatura, no entanto, favorece o aumento do crescimento de algas e menores concentrações de oxigênio, especialmente durante a noite. A concentração de oxigênio deve ser suficientemente alta para evitar condições anóxicas no aquífero, que ocasionariam a dissolução de ferro, manganês e arsênio; gerando a necessidade de tratamentos posteriores (VANEK et al., 1997).

A temperatura da água superficial deve estar idealmente na mesma faixa da temperatura da água potável ou com baixas variações de temperatura para evitar a formação de gases e processos de precipitação, que podem colmatar o leito do rio (ROMERO-ESQUIVEL, 2012). Caso contrário, uma maior distância entre os poços e a fonte de água superficial, além de aquíferos com uma espessura maior, ajudaria a diminuir esses problemas ao equilibrar a temperatura da água no aquífero e permitir processos de mistura com a água subterrânea local. A concentração de oxigênio na água do leito do rio e do aquífero, além de ser afetada pela alta temperatura, também depende da quantidade de carbono orgânico biodegradável disponível e da concentração de amônia na água superficial. Se a quantidade de carbono orgânico biodegradável é relativamente alta, o oxigênio dissolvido e o nitrato podem ser consumidos gerando condições anóxicas e, assim, dissolução de ferro, arsênio e manganês. De forma semelhante, altas concentrações de amônia, na água superficial, contribuem no consumo de oxigênio e possível formação de condições anóxicas (VANEK et al., 1997).

2.2.1.7 Colmatação do solo

As principais causas da colmatação estão associadas aos processos químicos, físicos e biológicos que se desenvolvem em função do processo de percolação da água no solo. A seguir esses mecanismos serão descritos.

- Processos físicos: compreendem a acumulação de sólidos suspensos, orgânicos e inorgânicos presentes na água de recarga. Outro processo físico é o movimento vertical

para baixo de partículas finas de solo que estavam na água ou no próprio solo, e a acumulação dessas pequenas partículas a uma certa profundidade onde o solo é mais denso ou mais fino, onde as mesmas formam uma pequena camada colmatada (BOUWER, 2002).

- Processos biológicos: compreendem a acumulação de flocos de algas e bactérias na água e na superfície de infiltração, e o crescimento microbiano sobre o solo e dentro dele para formar biofilmes e biomassa (incluindo polissacarídeos e outros produtos metabólicos) que bloqueiam os poros e/ou reduzem o seu tamanho (RABELO, 2006).

- Processos químicos: incluem a precipitação de carbonato de cálcio, gipsita, fosfatos, e outros compostos químicos sobre o solo e dentro dele. Segundo Bouwer (2002), essas precipitações são induzidas, algumas vezes, por aumentos no pH causados por algas, ao passo que essas removem o CO₂ dissolvido na fotossíntese. Quando a água se aquece pelo solo ou pelo aquífero, o ar é suspenso da solução e formam-se bolsões de ar preso no solo, que reduzem a condutividade hidráulica.

No caso de águas superficiais, o melhor procedimento para redução da colmatação é geralmente a pré-sedimentação, para eliminar a argila, biofilme e outros sólidos suspensos. Pode-se obter esse efeito através da construção de represas no rio ou sistemas de aquedutos (que também podem regular a vazão), que diminuem a velocidade da água e favorecem a sedimentação ou ainda por meio da passagem da água através de bacias de sedimentação antes da recarga. Para agilizar o processo de sedimentação, podem ainda ser utilizados coagulantes como alumínio e polímeros (BOUWER, 2002).

2.2.1.8 Águas superficiais e subterrâneas

As águas superficiais são as águas acumuladas na superfície terrestre provenientes principalmente das precipitações pluviométricas, as quais posteriormente são escoadas contribuindo para a formação de rios, canais, lagos, lagoas, entre outros. Uma das principais características das águas superficiais é o seu constante processo de movimento e troca com outras áreas e reservatórios superficiais. Tal troca permite a retenção e o trânsito de nutrientes, bem como uma série de resíduos e contaminantes para essas águas (FITTS, 2015).

Tanto no meio rural quanto no urbano, as águas de escoamento podem carregar matéria orgânica, sólidos inorgânicos, pesticidas, fertilizantes, microrganismos patogênicos, micro poluentes orgânicos entre outros, os quais influenciam diretamente nas características físicas, químicas e biológicas da água (KUEHN; MUELLER, 2000).

As características físicas da água estão associadas à ordem estética e subjetiva da água, com parâmetros estabelecidos como cor, temperatura, sabor e odor. Entretanto, a preferência pela água de melhor aparência não garante qualidade adequada ao consumo. As características químicas da água estão relacionadas às substâncias dissolvidas que alteram valores em parâmetros como acidez, alcalinidade e pH, além disso, são importantes para detectar se há metais pesados na água (TELLES; COSTA, 2007). Os parâmetros microbiológicos de qualidade de água são verificados a partir da existência de coliformes totais, termotolerantes, coeficiente de desoxigenação, coeficiente de decomposição, sulfato, carbonato, potássio, salinidade e cloretos (PELCZAR; CHAN; KRIEG, 2005).

No ciclo hidrológico, somente uma parte do volume de água de chuvas consegue atingir a superfície dos terrenos, e assim iniciam-se a infiltração ou o escoamento superficial. Quanto maior a infiltração no solo, maior será a recarga de água para os aquíferos, e isso depende muito da baixa declividade do terreno e da maior permeabilidade dos materiais de superfície (BARISON, 2015). No entanto, não se pode considerar que as águas infiltradas irão abastecer totalmente os aquíferos, isso porque parte dessa água ficará retida na forma de água pelicular na camada insaturada e não terá mobilidade descendente. Outra parcela da água infiltrada pode ficar retida na camada capilar, ou seja, somente o excesso da água de infiltração é que vai atingir a zona saturada (lençol freático) e assim alimentar o aquífero (BARISON, 2015).

As águas abaixo da superfície são divididas em duas categorias principais sendo a zona insaturada ou vadosa próxima da superfície e a zona saturada ou freática mais profunda. O limite entre essas duas zonas é o lençol freático (FITTS, 2015). A zona saturada fica situada abaixo da superfície freática e nela todos os vazios existentes no terreno estão preenchidos com água. A superfície freática é definida com o lugar geométrico dos pontos em que a água se encontra submetida à pressão atmosférica. A zona não saturada, situa-se entre a superfície freática e a superfície do terreno, e nela os poros estão parcialmente preenchidos por gases (principalmente ar e vapor d'água) e por água (FITTS, 2015).

As zonas saturadas e insaturadas são subdivididas em três partes sendo a zona capilar, a zona intermediária, e a zona de água no solo. A zona capilar estende-se da superfície freática até o limite de ascensão capilar da água. A sua espessura depende, principalmente, da distribuição de tamanho dos poros e da homogeneidade do terreno. Como a umidade decresce de baixo para cima, na parte inferior, próximo da superfície freática, os poros encontram-se praticamente saturados. Já nas partes mais superiores, somente os poros menores estão preenchidos com água, de modo que o limite superior dessa zona tem uma forma irregular. Adota-se o conceito de franja capilar como um limite abaixo do qual o solo é considerado praticamente saturado (75%). A zona intermediária é compreendida entre o limite de ascensão capilar da água e o limite de alcance das raízes das plantas. A umidade existente nessa zona origina-se da água capilar isolada, fora do alcance das raízes e da água de retenção por forças não capilares. A zona de água no solo chamada também de zona de evapotranspiração, fica situada entre os extremos radiculares da vegetação e a superfície do terreno. A sua espessura, portanto, pode variar de poucos centímetros, na ausência de cobertura vegetal, até vários metros, em regiões de vegetação abundante. Nesse domínio, as plantas utilizam, para as suas funções de transpiração e nutrição, água capilar isolada ou suspensa (FITTS, 2015).

2.2.1.9 Distância do percurso de filtração

Durante a passagem da água pelo percurso de filtração, poluentes potenciais, microrganismos patogênicos presentes na água a ser tratada são removidos e atenuados devido a processos físico-químicos e biológicos, hidrodinâmicos, mecânicos e biológicos ocorrentes (GUEDES, 2018).

Com o emprego da técnica de FM a água é exposta a diferentes processos naturais que ocorrem ao longo da distância de filtração, destacando-se (i) os hidrodinâmicos, que incluem a adsorção, advecção, dispersão, diluição e difusão; (ii) os mecânicos caracterizados pela filtração e colmatação; (iii) os biológicos que compreendem a degradação da matéria orgânica pelo metabolismo dos microrganismos presentes no solo, e também pela mineralização de substratos secundários; e por fim os (iv) físico-químicos representados pela sorção, precipitação complexação, floculação, coagulação, reações redox e trocas iônicas (SENS et al., 2006; RAY et al., 2002).

2.3 REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EM PROCESSOS DE FILTRAÇÃO EM SOLO

Algas, cianobactérias, microrganismos patogênicos, organismos indicadores de contaminação fecal, matéria orgânica carbonácea, material particulado, metais, nutrientes bem como micro poluentes orgânicos são removidos e transformados através do contato com o solo e o aquífero durante o processo de filtração natural. Esses processos de remoção e transformação estão vinculados a mecanismos físicos, químicos e biológicos (SENS, et al., 2006). No entanto, cabe ressaltar que o desempenho de remoção de tecnologias que utilizam de filtração em solo está diretamente atrelado a velocidade de percolação da água. Quanto menor a velocidade de escoamento, maior é o tempo de contato entre a água e solo (ROMERO-ESQUIVEL, 2012).

2.3.1 Remoção de poluentes inorgânicos

A remoção de contaminantes inorgânicos como ferro, manganês e metais pesados ocorre por meio do contato da água com o solo através das trocas iônicas que ocorrem no processo de adsorção. Portanto, para a remoção desses contaminantes a composição do solo é um fator determinante (WANG, 2002). Além do processo de adsorção, os metais também podem ser removidos por meio de reações de precipitação com sulfeto. Esse processo ocorre principalmente em locais redutores, na presença de ambientes em anoxia.

Cabe ressaltar, que a interação entre o solo e a água resulta em uma retenção de metais pesados no subsolo. Ao longo do tempo esses metais podem ser removidos por meio de tecnologias que utilizam de filtração em solo, como a FM. No entanto, em aquíferos anaeróbios ocorre uma exceção, devido a possibilidade do ferro e o manganês serem reduzidos, e posteriormente estarem presentes novamente na água tratada. Assim, para sua remoção completa, tratamentos complementares deverão ser aplicados (SENS et al., 2006).

Na Alemanha, um estudo avaliou a remoção de metais presentes na água superficial do Rio Reno. Remoções superiores a 50% foram identificadas para zinco, cobre, chumbo, níquel, cromo, arsênio e cádmio. Para estanho e selênio as remoções foram inferiores a 20%. Enquanto que, para argônio e berílio não foram identificadas

remoções. Segundo os autores, a tecnologia de FM apresentou boa potencialidade para ser empregada para o tratamento de águas superficiais poluídas com metais (SCHMIDT et al., 2003).

Em outro estudo conduzido em um sistema de FM aplicado para a potabilização de água de uma lagoa mostrou um processo de dissolução de ferro e manganês. Além disso, à medida que a profundidade e a distância aumentavam maiores foram as remoções desses poluentes, sendo identificado a possível formação de pirita e precipitação de carbonato ferroso (ROMERO-ESQUIVEL et al., 2017). Paiva et al. (2010), utilizando sistema de FM para tratamento da água de um rio em Pernambuco mostraram que a concentração de ferro, manganês, zinco, níquel, cobre, e cromo foi sendo amortizada ao percolar a água pelo meio poroso, de modo que a água extraída do poço apresentava teor de metais abaixo dos limites de potabilidade permitidos pelas normas brasileiras.

2.3.2 Remoção de poluentes orgânicos

Os contaminantes orgânicos são removidos e transformados através da interação entre a água superficial e o aquífero por meio de processos físicos, químicos e biológicos. É importante ressaltar a importância da ação microbiana presente no solo e na água tanto superficial como subterrânea, sendo a mesma mais ativa nos primeiros metros da infiltração. Poluentes como matéria orgânica carbonácea e nutrientes podem ser degradados pela ação de microrganismos, principalmente o grupo das bactérias. Enquanto que os demais poluentes considerados como refratários podem ser removidos por adsorção e filtração (HOPPE-JONES et al., 2010).

Romero-Esquivel et al. (2017) testaram sistema de FM para a produção de água potável instalados na Lagoa do Peri, em Florianópolis/SC. O sistema de FM mostrou remoção significativa de turbidez e cor e alcançaram valores abaixo do que é exigido pela normativa brasileira logo nos primeiros centímetros de infiltração (1 dia de percurso). Além disso, matéria orgânica natural (MON) e precursores de trihalometanos foram significativamente removidos da água (remoções na ordem de 45 e 35 %, respectivamente). Carbono orgânico total (COT) relacionados com a fração facilmente biodegradável da MON foram removidos em menos de 2 dias de percurso, enquanto a outra fração menos biodegradável precisou de aproximadamente 100 dias. Dessa forma,

identificou-se que a maior eficiência do tratamento por filtração em margem foi observada após os 100 dias de detenção no sistema.

Atualmente, compostos orgânicos como agrotóxicos, fármacos e produtos de higiene pessoal já são removidos por processos de FM (BENOTTI et al., 2012; BERTELKAMP et al., 2016). Em um estudo conduzido em um sistema de FM instalado as margens de um rio mostrou que ocorreu remoção de um grande conjunto de fármacos e desreguladores endócrinos. O sistema de filtração atingiu remoções na ordem de 90% para a maioria dos compostos avaliados (atrazina, carbamazepina, meprobamato, fenitoína e sulfametoxazol, cafeína, DEET, gemfibrozil, ibuprofeno, ioprometo, TCEP, triclosan e trimetoprim) após 36 dias de operação. Segundo os autores, a remoção desses compostos foi atribuída a degradação microbiana e a adsorção de compostos (BENOTTI et al., 2012).

Um outro estudo mostrou que a taxa de degradação de micro poluentes orgânicos não é afetada pelo tipo de carbono orgânico disponível na água superficial, inclusive aumentos na remoção desses poluentes foram observados quando o sistema operou com sobrecarga de matéria orgânica (BERTELKAMP et al., 2016).

2.3.3 Remoção de poluentes microbiológicos

As águas superficiais possuem uma elevada concentração de patógenos (protozoários, bactérias e vírus) devido sobretudo ao lançamento de efluentes tanto doméstico, industrial quanto agrícola, sem ou com ineficiente tratamento.

No caso de processo de filtração em solo, a eficiência da remoção de microrganismos depende da ação dos vários processos de remoção na passagem da água pelo meio poroso, das condições climáticas e hidrológicas, da geometria do poço, das características do material nas margens e do leito do manancial e do fluxo da água subterrânea (PAIVA et al., 2010).

Ressalta-se que a combinação de mecanismos físicos, químicos e biológicos são fundamentais para a remoção de patogênicos. A remoção torna-se ainda mais eficiente quando a velocidade de percolação da água subterrânea for baixa e quando o aquífero for composto por material granular com espaço suficiente entre os grãos para que a água escoe ao seu redor e, assim, possa aumentar o contato entre os microrganismos presentes na água e a superfície do grão no leito filtrante. Empregando-se uma distância de

percolação e tempo de retenção suficiente, os contaminantes biológicos podem ser removidos até atingir os níveis preventivos à saúde pública (SENS et. al., 2006).

Pesquisas já conduzidas mostraram que o processo de FM pode atingir até 5 logs de remoção de vírus a uma distância de 30 m de percolação em tempo aproximado de 25 dias (SENS et al., 2006). Entretanto, a eficiência do processo decai quando for utilizado um percurso de infiltração menor, alta heterogeneidade dos grãos, matrizes de partículas grossas, gradientes elevados e, portanto, altas velocidades de infiltração. Assim, a fim de garantir a qualidade da água filtrada e a remoção de patógenos, os fornecedores de água devem estabelecer grandes percursos de infiltração e elevados tempos de retenção (SCHMIDT et al., 2003).

Em um estudo utilizando a tecnologia de FM aplicada para o tratamento de água de um lago, remoções próximas de 100% foram identificadas para coliformes totais, fitoplâncton e *E-coli* (SOARES, 2009). Em outro estudo conduzido no Rio Beberibe em Pernambuco, mostrou que a água tratada pelo sistema de FM apresentou padrões dentro da potabilidade apresentando remoções próximas a 100% para coliformes totais e fecais (PAIVA, et al., 2010).

2.4 ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DO PROCESSO DE FILTRAÇÃO EM SOLO

Diferentes tipos de metabolismos microbianos são identificados no processo de filtração em solo. A rota metabólica microbiana desenvolvida, bem como a remoção e transformações dos poluentes que estão presentes no meio filtrante está diretamente associada com as condições ambientais presentes no meio. Dessa forma, o potencial redox, as concentrações de oxigênio, a disponibilidade de carbono orgânico, bem como a de nutrientes são fatores primordiais para definir a rota metabólica passível de ocorrer no solo.

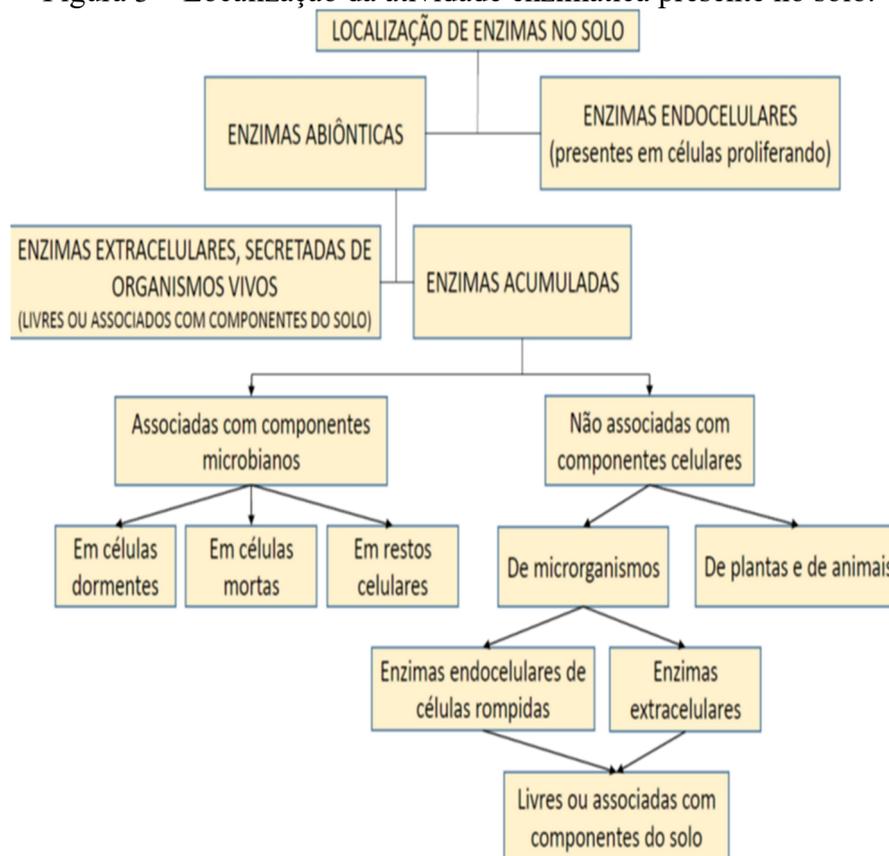
2.4.1 Pontes de ligação microrganismo/solo

A principal ponte de ligação microrganismo e solo está associada as enzimas existentes no solo. As enzimas se ligam fortemente ao substrato, causando mudanças na

configuração eletrônica nas ligações mais facilmente modificáveis, reduzindo a energia da ativação, permitindo ou regulando a velocidade da reação química.

As enzimas do solo têm origem tanto de micro como de macrorganismos (Figura 3), incluindo plantas e animais, sendo a biomassa microbiana a fonte primária das enzimas. Elas dividem-se, basicamente, em duas categorias, endocelulares e abiônticas (incluindo as extracelulares).

Figura 3 – Localização da atividade enzimática presente no solo.



Fonte: Adaptado de Siqueira; Moreira (2006).

Algumas enzimas só são encontradas em células vivas. Entre essas, podem-se citar as desidrogenases, enzimas da membrana envolvidas no processo de transporte de elétrons que é acoplado à síntese de adenina trifosfato (ATP) e que, por isso, podem ser empregadas como medida da atividade biológica. As enzimas mais estudadas são as oxirredutases, transferases e hidrolases devido ao seu envolvimento em processos de degradação da matéria orgânica e liberação de nutrientes. Já as liases são importantes em processos de síntese da matéria orgânica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

As enzimas existentes no solo são introduzidas pelos microrganismos, raízes e fauna, dentre as quais estão os grupos de óxido-redutases, hidrolases e transferases

(RESENDE et al., 2002). Segundo Melo et al. (2009), as enzimas externas, que são excretadas ou ficam ligadas à membrana externa dos microrganismos, são responsáveis por hidrolisar moléculas de alto peso molecular, como amido, celulose e proteínas. As moléculas menores, oriundas dessa hidrólise, são absorvidas e enzimas internas são sintetizadas para a continuidade do processo metabólico.

Kiss et al. (1975), fizeram distinção entre atividade devida a enzimas acumuladas e a microrganismos em proliferação. Assim, surgiu o termo enzimas acumuladas, que são aquelas presentes e ativas em um solo no qual não está havendo proliferação de microrganismos. Essa terminologia inclui as enzimas que têm função extracelular (livres na solução do solo ou ligadas a seus constituintes orgânicos ou inorgânicos), as que estão presentes em fragmentos celulares e as que estão presentes em células mortas ou em células viáveis, mas que não se encontram em proliferação.

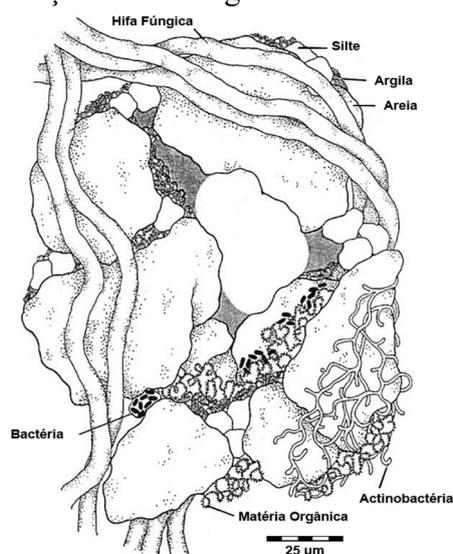
De acordo com Moreira; Siqueira (2006), a ligação das enzimas e argilas se dá principalmente por ligações de hidrogênio e é função das propriedades das proteínas (ponto isoelétrico, número de sítios de ligação, solubilidade, forma e tamanho) e das argilas (área, carga superficial, natureza dos cátions). A estabilidade das enzimas quando associadas a colóides húmicos do solo é explicada por vários mecanismos, como: troca iônica, ligações de hidrogênio, reações lipofílicas e ligações covalentes.

Além das interações entre superfícies, os organismos podem habitar interfaces líquido-sólido, líquido-gás e gradientes de diversos tipos (temperatura, potencial redox, radiação, O₂). A flutuação (devida a vacúolos gasosos) e a mobilidade (por flagelos ou deslizamento) permitem aos organismos que se dirijam ou se mantenham em camadas adequadas de determinado gradiente ou ambiente para o qual são atraídos ou que se afastem daqueles dos quais são repelidos. O movimento de um organismo para perto ou para longe de um estímulo particular é denominado "taxia", que inclui quimiotaxia (atração/repulsão por compostos químicos), aerotaxia (atração/repulsão por concentrações de oxigênio específicas), fototaxia (atração/repulsão por intensidade luminosa), magnetaxia (atração/repulsão por campos magnéticos) (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Martins (2017), afirma que entre os constituintes do solo, as frações representadas pelas argilas e matéria orgânica que formam o complexo coloidal do solo, destacam-se pela sua capacidade de interação com os microrganismos do solo. Esse fato ocorre devido à distribuição de cargas negativas na superfície do complexo coloidal do

solo. A atração de cátions para essa região eletronegativa acaba gerando uma dupla camada difusa ao redor dos colóides do solo. Os microrganismos também apresentam uma distribuição de cargas líquidas eletronegativa em torno de suas células devido, principalmente, aos grupos (COO) de macromoléculas da parede celular e/ou cápsula. Nessa condição, os microrganismos podem interagir diretamente com as micelas coloidais do solo através de adsorção, conforme Figura 4.

Figura 4 – Visualização de microrganismos em um agregado do solo.



Fonte: Adaptado de Martins (2017)

Ainda segundo Martins (2017), o processo de adsorção inclui mecanismos de troca iônica, protonação e principalmente formação de pontes de hidrogênio. Além disso, alguns cátions divalentes, tais como Mn^{++} , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} poderiam atuar como verdadeiras pontes divalentes nos processos de adsorção dos microrganismos e partículas coloidais do solo. Assim, as partículas de argila e matéria orgânica no solo funcionam como um suporte sólido adsorvendo e concentrando grupos de microrganismos na sua superfície. Tal interação pode ter várias implicações, tais como a imobilização do microrganismo em determinado habitat, e ainda é possível que o microrganismo, por estar "imerso" nesta camada catiônica difusa, usufrua de uma maior disponibilidade de nutrientes.

Outra possibilidade de interação entre os microrganismos e partículas do solo refere-se à produção de substâncias extracelulares tais como exopolissacarídeos e exoenzimas. Os exopolissacarídeos produzidos pelas bactérias têm função nos processos de formação de colônias ou microcolônias no solo. Estas substâncias podem interferir no

processo de agregação das partículas do solo (agente cimentante), promovendo, assim, a formação de agregados que contribuem para melhoria da estrutura do solo. As hifas de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) também possuem importância na formação de agregados no solo (MARTINS, 2017).

2.4.2 Alterações eletroquímicas em solos saturados

A inundação que ocorre nos solos desencadeia alterações significativas nos parâmetros eletroquímicos do solo, tais como o pH, o potencial redox (Eh) e a condutividade hidráulica (K). Dentre as alterações mais expressivas que ocorrem nos solos alagados são a diminuição do Eh, o aumento dos valores de pH, mudanças na K e no equilíbrio de minerais, modificação nas reações de trocas de cátions e ânions, sorção e desorção de íons (CAMARGO et al., 1999). A seguir, as principais alterações eletroquímicas que ocorrem em solos inundados serão destacadas, e também são elucidadas na Figura 5.

- Condutividade elétrica (CE): Quando o solo se torna alagado, inicialmente ocorre um aumento na CE, devido a diminuição dos valores de Eh, o qual afeta diretamente a mobilidade do ferro e do manganês, aumentando suas concentrações, gerando um acúmulo de amônia, carbonato de cálcio, e íons orgânicos. Concomitantemente, ocorre o deslocamento dos cátions, e posteriormente os valores de CE diminuem e se estabilizam a valores mais altos que o inicial (FITTS, 2015). Além disso, CE é aumentada também pelo deslocamento dos ânions (nitratos e sulfatos), formados durante a desnitrificação e redução do sulfato, respectivamente (PONNAMPERUMA, 1972).

- Balanço de minerais: Os elementos adsorvidos na argila, matéria orgânica e oxihidróxidos de ferro, manganês e alumínio, são nitrogênio, fósforo, enxofre, silício, bário, cobre, zinco e manganês (PONNAMPERUMA, 1972). Essa adsorção ocorre possivelmente devido a uma atração eletrostática (FITTS, 2015).

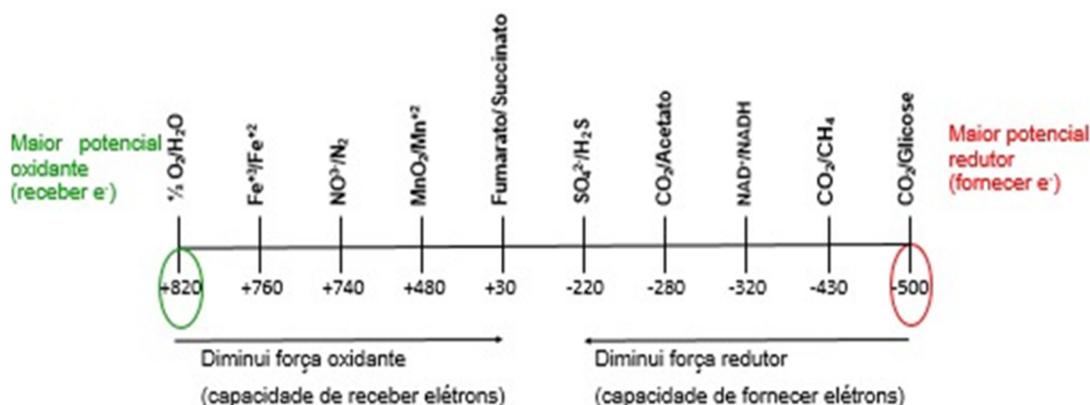
-Variação do potencial redox: solos alagados apresentam ambientes redutores, diferentemente de solos insaturados, que apresentam potencial oxidativo. À medida que inicia-se o processo de saturação do solo, os compostos oxidados vão sendo consumidos pela atividade microbiana aeróbia e, posteriormente, pela atividade anaeróbia, com isso o solo adquire característica redutivas, com o Eh atingindo valores negativos (CAPUTO, 1996). Quando os valores de Eh encontram-se na faixa de 0,2 e -0,4 V, caracteriza solos

submersos, o que reflete um estado de redução, já para valores entre 0,3 e 0,8 V, o ambiente é aeróbio, caracterizando um ambiente oxidado (PONNAMPERUMA, 1972).

Segundo Moreira (2006), no solo o potencial de oxirredução representa a soma dos vários pares de oxidação e redução ali existentes, sendo, portanto, muito complexo e variável em função de suas propriedades e condições de uso. Assim, o tipo de metabolismo predominante em determinado solo pode ser aeróbio ou anaeróbio exercendo efeito determinante em vários processos bioquímicos, como apresentados na Figura 5.

Figura 5 – Reações metabólicas importantes no solo.

Rota (Condição oxirredução)	Principais transformações e resultados no solo
Respiração aeróbia (Redução do O ₂ e Eh ≥300mV).	Decomposição gera grande quantidade de energia, CO ₂ e biomassa microbiana. É estimulada pelo O ₂ .
Respiração anaeróbia facultativa (Eh de 100 a 300mV – redução do NO ₃ ⁻ e de -100 a 100 mV – redução de Fe e Mn.	Decomposição produz aminoácidos, carboidratos e ácidos graxos de cadeia longa, usados para produção de biomassa. Produz NH ₄ ⁺ que sofre nitrificação na zona com Eh de 100 a 300 mV, causando a redução dissimilatória do NH ₄ ⁺ para NH ₃ , N ₂ O e N ₂ . Na zona com Eh de -100 a 100 mV, ocorre a redução de Fe ₂ O ₃ para Fe ²⁺ e de MnO ₂ para Mn ²⁺ . Há produção de CO ₂ na redução dos metais. É inibida na presença de O ₂ .
Respiração anaeróbia (Eh de -200 a -100mV ocorre a redução do SO ₄ ²⁻ e ≤ -200 mV, a formação do metano).	Decomposição produz as mesmas substâncias da respiração anaeróbia facultativa, causando a redução do SO ₄ ²⁻ , ou sofrem fermentação ácida, produzindo ácidos graxos de pequena cadeia; CO ₂ e H ₂ podem ser oxidados na zona aeróbia e H ₂ S, que é oxidado a SO ₄ ²⁻ . O CH ₄ , se atingir a zona oxidada (Eh ≤300mV), é oxidado a CO ₂ . O H ₂ S produzido converte-se a FeS na presença de Fe.



Fonte: Adaptado de Reddy et al. (1986).

O potencial de oxirredução é a mais importante diferença química entre solo submerso e solo bem drenado (PEZESHKI; DELAUNE, 2012; PONNAMPERUMA, 1972). Sendo assim, a redução do potencial de oxirredução corresponde à diminuição de reações de oxidação e o aumento das reações de redução, de forma que o solo passa de um estado oxidado para um estado reduzido (MACHADO et al., 2010).

- Valores de pH: A inundação do solo causa altera o nos valores de pH, gerando uma diminui o nos primeiros dias de inunda o, seguido de um aumento até atingir um valor de pH neutro, em duas ou três semanas. A diminui o nos valores de pH nos primeiros dias de inunda o ocorre devido ao acúmulo de CO₂, produzido pela dissolu o da  gua. Após, o pH começa a aumentar devido a redu o do solo, a qual consome íons H⁺, até um momento em que o metabolismo presente no solo   exclusivamente anaeróbio (FITTS, 2015). Nas rea o es de oxi-redu o ocorre um consumo de prótons, H⁺ e elétrons, atuando diretamente sobre o pH do solo. Além disso, o pH do solo também tem um papel importante no controle do equilíbrio químico de silicatos, carbonatos, fosfatos, hidróxidos, sulfatos, e esse equilíbrio regula as rea o es de precipita o, dissolu o, adsor o e dessor o de íons e moléculas envolvidas no processo de redu o do solo (CAPUTO, 1996).

2.4.3 Condi o es redox na tecnologia de filtra o em margem

O processo de remo o de poluentes, bem como, as características da água bruta e tratada presentes no poço de tratamento de sistemas de FM, estão diretamente atrelados com as condi o es redox presentes no meio. A comunidade microbiana presente no meio, utiliza o oxigênio como receptor de elétrons (Equa o 1). Posteriormente ao consumo da quantidade de oxigênio dissolvido presente na água, e se ainda existir fonte de carbono orgânico biodegradável no meio, uma série de rea o es são desencadeadas por microrganismos que utilizam diferentes receptores de elétrons (KEDZIOREK et al., 2008). Na Tabela 1, apresenta-se uma sequência de rea o es que ocorrem diante da presença de distintos receptores de elétrons.

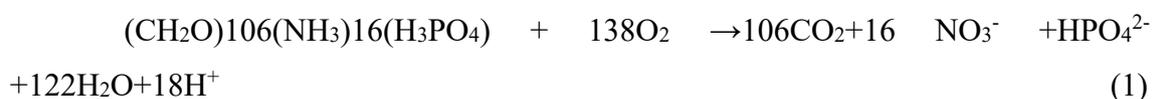


Tabela 1 – Sequência de reações redox que ocorrem durante o processo de tratamento na tecnologia de filtração em margem.

Processo	Reação	ΔG (KJ mol ⁻¹)
Respiração aeróbia	$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$	-475
Desnitrificação	$5CH_2O + 4NO_3^- + 4H^+ \rightarrow 2N_2 + 5CO_2 + 7H_2O$	-448
Redução manganês	$CH_2O + 2MnO_2 + 4H^+ \rightarrow CO_2 + 3H_2O + 2Mn^{2+}$	-349
Redução ferro	$CH_2O + 4Fe(OH)_3 + 8H^+ \rightarrow 4Fe^{2+} + CO_2 + 11H_2O$	-114
Redução sulfato	$2CH_2O + SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow 2H_2O + 2CO_2 + HS^-$	-77
Fermentação metano	$2CH_2O + CH_4 \rightarrow + CO_2$	-58

Fonte: Adaptado de Kedziorek et al. (2008).

Segundo Stuyfzand (1998), às condições redox presentes no meio é a principal variável para a remoção de micro poluentes na tecnologia de FM. Nesse sentido, a variação do Eh no sistema de FM é de grande importância, além de determinar qual reação de oxirredução pode ocorrer no meio, o Eh está diretamente atrelado com o aparecimento de metais indesejados no meio (ferro, manganês, cobre, zinco, cádmio e chumbo) (BOURG et al., 1989; MASSMANN et al., 2008). Se a água superficial tiver um baixo teor de oxigênio dissolvido, provavelmente durante a passagem subterrânea da água condições anaeróbias serão predominantes. Esse fator pode fazer com que o ferro e o manganês se tornem solúveis. Assim, esses elementos podem ser atraídos para o poço de águas subterrâneas (SHAMSUDDIN et al., 2014).

Além da influência dos valores de Eh na remoção de poluentes clássicos, o Eh influencia na remoção de fármacos e pesticidas (MASSMANN et al., 2006).

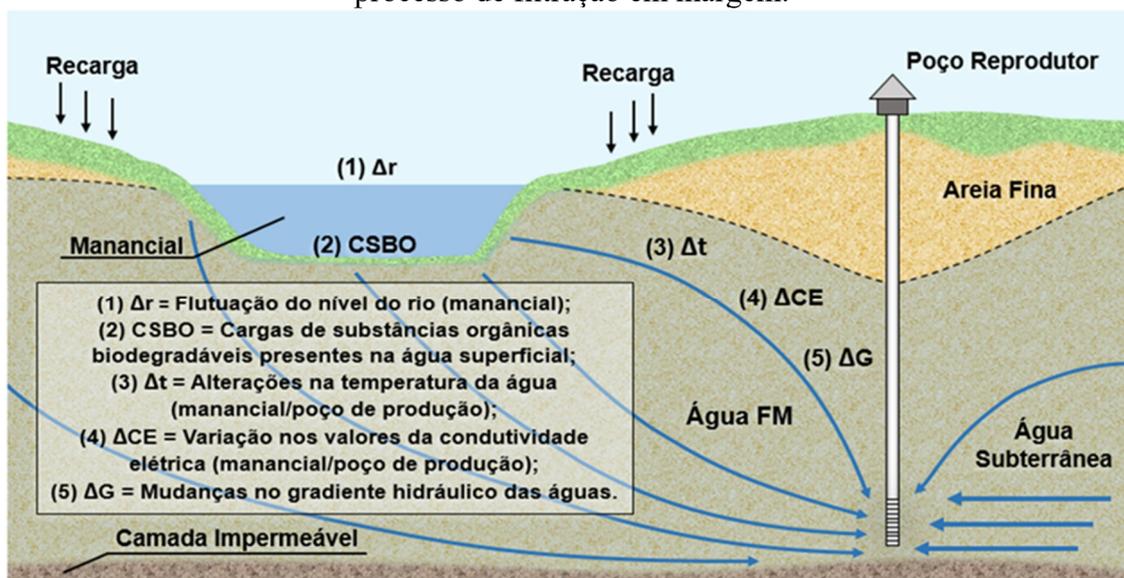
Massmann et al. (2008) avaliaram a variação do potencial redox durante o processo de FM na Alemanha. Os autores mostraram que a maioria das mudanças do Eh ocorreram dentro dos primeiros metros de filtração. Posteriormente, as condições do meio se mantiveram em grande maioria em anóxia. À medida que a profundidade aumentava condições cada vez mais redutoras foram constatadas. As condições redox foram influenciadas por fortes variações anuais de temperatura das águas superficiais que afetam a atividade microbiana. Em outro estudo, conduzido em um sistema de FM, a matéria orgânica dissolvida biodegradável foi removida imediatamente na entrada da água no processo de filtração, sendo a matéria orgânica o principal doador de elétrons nessa

região. Condições anóxicas foram identificadas ao longo da profundidade do poço proporcionando desnitrificação parcial e formação de nitrito (VON ROHR, et al., 2014).

2.4.4 Dinâmica microbiana associada a tecnologia de filtração em margem

Os processos bioquímicos que se desenvolvem no solo, e seus requerimentos e interferentes já estão bem esclarecidos e elucidados. No entanto, quando trata-se da tecnologia de FM a hidrologia e dinâmica das águas superficiais influenciam diretamente na dinâmica microbiana que se desenvolve no meio filtrante, apresentando influência direta no desempenho de tratamento. Na Figura 6 apresenta-se os principais fatores hidrogeológicos do processo de FM que influência diretamente na atividade microbiana que se desenvolve no meio.

Figura 6 – Fatores hidrogeológicos que interferem na dinâmica microbiana durante o processo de filtração em margem.



Fonte: O autor (2020).

Mudanças no gradiente hidráulico das águas superficiais para as águas subterrâneas, bem como mudanças na condutividade hidráulica dos depósitos aluviais ocasionam alterações na velocidade de escoamento da água pelos poros, e consequentemente pode diminuir o tempo de retenção hidráulico o que pode alterar ou até mesmo limitar a atividade microbiológica que se desenvolve na zona hiporreica do solo (JARAMILLO, 2012).

Alterações da temperatura da água não afetam apenas a condutividade hidráulica devido à redução da viscosidade da água, mas também diminui a velocidade de reações de atividades bioquímicas desempenhadas pelos microrganismos presentes no meio, resultado na diminuição da qualidade da água tratada. Além disso, devido ao fato que cada tipo de microrganismo possui a sua própria temperatura ótima de crescimento, a taxa de crescimento e formação de um biofilme vai depender muito da temperatura da água que está sendo infiltrada (VANEK, et al., 1997).

Quando o sistema de FM é aplicado para rios, a flutuação do rio altera a saturação da água, influenciando diretamente na formação e na estrutura do biofilme, afetando assim no desempenho de tratamento. Além disso, o processo de limpeza realizado no leito do rio e das margens desencadeia na remoção de sedimentos, e com isso ocorre a remoção de microrganismos essenciais para melhorar a qualidade da água na zona hiporreica do solo (SCHIJVEN, et al., 2002).

Altas cargas de substâncias orgânicas biodegradáveis presentes na água superficial podem gerar o processo de colmatação do sistema de FM. Isso acontece principalmente devido à fortes alterações nos valores do potencial redox e pH que podem causar um processo de precipitação de substâncias nos poros do aquífero. Essas mudanças estão fortemente relacionadas a atividades microbianas presentes na água superficial, uma vez que a mesma controla as condições redox do meio em alto grau (JARAMILLO, 2012).

2.5 VANTAGENS E LIMITAÇÕES DA TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM

Atualmente, com o avanço da utilização da tecnologia de FM, inclusive com o seu uso para o abastecimento público, várias são as vantagens elencadas para essa tecnologia, em comparação a outras tecnologias empregadas no tratamento de água. SENS et al. (2006), elenca como vantagens:

- Redução na adição de produtos químicos utilizados na etapa da coagulação, e consequentemente, redução dos custos de operação, bem como, redução de eletricidade e outros serviços;
- Em muitos casos é utilizado como um único tratamento, sem necessidade de adição de etapas posteriores, como é o caso da cloração;

- Apresenta menores riscos à saúde humana e ao ambiente aquático, devido ao menor uso de produtos químicos;

- Remove organismos patogênicos, contaminantes orgânicos persistentes e metais pesados.

Por outro lado, algumas das limitações a tecnologia de FM são conhecidas, tais como:

- Fatores externos como enchentes, temperatura do ar, podem alterar a qualidade da água, sobretudo quando a captação da água é feita através de galerias;

- A tecnologia de FM depende intensamente de fatores geológicos e hidrológicos, sendo necessário regionalizar para cada caso;

- A colmatação das margens do manancial atua como limitação.

2.6 RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS

A recarga artificial de aquíferos é uma técnica mundialmente empregada, a qual se remete a introdução de água de forma artificial para o interior de um aquífero (FEITOSA et al., 2008). A grande finalidade dessa técnica é contribuir para a gestão das águas subterrâneas de um modo economicamente viável, permitindo uma melhor exploração dos aquíferos com o aumento dos seus recursos e criação de reservas, mediante a intervenção direta ou indireta no ciclo natural da água (ROSEIRO, 2009).

Outros fundamentos para a recarga artificial de aquíferos é a gestão de abastecimento de água a curto e a longo prazo (SEWRPC, 2006). Sendo uma técnica cada vez mais utilizada no armazenamento de água subterrânea a curto e a longo prazo, uma vez que apresenta várias vantagens em relação ao armazenamento superficial, no que se refere a questões econômicas e a perdas por evapotranspiração (BOUWER, 2002; DILLON, 2005; MONTEIRO, 2013). Segundo o SEWRPC (2006) a recarga induzida pode ser aplicada para diferentes finalidades, tais como: (i) gestão do abastecimento de água de acordo com a disponibilidade sazonal da água; (ii) armazenamento subterrâneo de água superficial não regulada; (iii) redução ou eliminação do rebaixamento piezométrico de aquíferos; (iv) redução nos custos de armazenamento, transporte e bombeamento da água; (v) controle de problemas de intrusão salina que afetam aquíferos costeiros; (vi) diluição de nitratos, cloretos ou outros elementos químicos presentes na água subterrânea através da diluição com a água de recarga; (viii) melhoria da qualidade

da água através da remoção de sólidos suspensos e (ix) proteção ambiental como manutenção a zonas húmidas.

2.6.1 Sistemas de recarga artificial de aquíferos

A recarga artificial de aquíferos é amplamente empregada por diversos sistemas. Nesse sentido, os métodos aplicados diferem de autor para autor (MONTEIRO, 2013). Atualmente a literatura especializada reporta diferentes modos e classificações da recarga artificial de aquíferos. SEWRPC (2006), mostrou que essa técnica pode ser feitas de diferentes formas, sendo elas: (i) infiltração superficial por intermédio de bacias de infiltração; (ii) infiltração sub-superficial por intermédio de furos ou valas na zona não saturada do solo; (iii) injeção direta por intermédio de furos de injeção; (iv) recarga facilitada por meio de alterações na superfície do solo que aumentam a recarga nas zonas naturais; (v) infiltração pelo sistema de FM que inclui recarga induzida; (vi) Water banking, no qual se utiliza um dos métodos anteriores para recarga do aquífero. Por outro lado, Bower (2002), aborda essa mesma questão de forma simplificada, indicado apenas quatro métodos de recarga artificial, sendo a (i) infiltração superficial; (ii) infiltração na zona não saturada; (iii) furos; (iv) sistemas de recarga combinado. Enquanto que, Kumar et al. (2007) subdividem os métodos de recarga artificial apenas em direto e indireto. Na Tabela 2, apresenta-se de forma simplificada as vantagens e desvantagens dos diferentes sistemas de recarga artificial de aquíferos.

O método a ser escolhido deve ser bem analisado levando em consideração as características do meio do qual se pretende aplicar a técnica. Alguns fatores como disponibilidade de terreno, custos envolvidos, permeabilidade do aquífero, volume de recarga, perdas por evapotranspiração, qualidade da água e colmatação do solo devem ser considerados (DÍAZ et al., 2000; ROSEIRO, 2009).

Tabela 2 – Vantagens e desvantagens dos diferentes métodos de recarga artificial de aquíferos

Fatores	Método Superficial	Em profundidade
Preço e disponibilidade de terreno	-Custo de terreno elevado, devido a necessidade de áreas de infiltração	-Custo baixo, devido a necessidade de pouco espaço
Fatores estéticos e ambientais	-Pode apresentar problemas de proliferação de insetos e roedores. -Requer cerca de proteção.	-Escasso
Permeabilidade do aquífero	-Média a grande	-Variável
Construção de instalações	-Pode requerer terrenos para a construção de instalações	-Não exige sistemas complicados -Notavelmente inferior comparado com instalações superficiais
Volume de recarga	-Grande	
Perdas por evapotranspiração	-Relevantes em alguns casos	-Nulas
Requisitos de qualidade de água	-Pequeno, devido a capacidade de auto depuração da zona não saturada	-Grande, uma vez que a água é introduzida diretamente no aquífero
Colmatação	- Significativos	-Significativos
Depuração da água pelo solo	-Grande A passagem de água em meio não saturado é fundamental para eliminação de contaminantes	-Mínima ou nula

Fonte: Adaptado de Diaz et al. (2000).

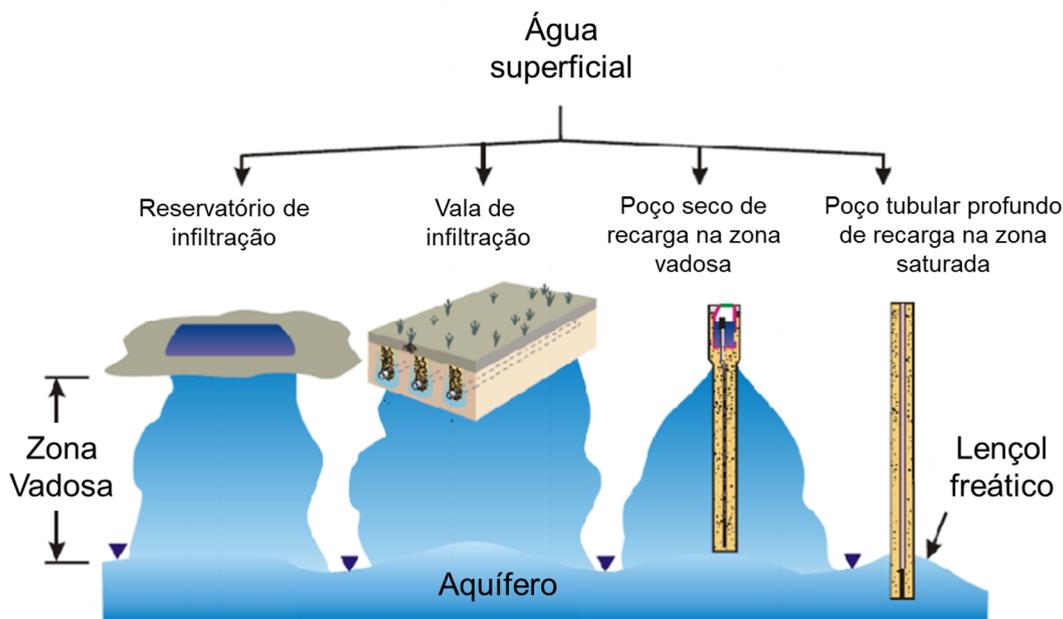
2.6.2 Principais tecnologias aplicadas para a recarga das águas subterrâneas

Tratando-se de recarga artificial de aquíferos, atualmente existem quatro alternativas tecnológicas voltadas para essa finalidade (Figura 7). Segundo Tomaz (2010) reservatórios e valas de infiltração que são instalados na zona vadosa do solo, bem como poços secos de recarga situados na zona vadosa não atingindo o lençol freático, e poços tubulares profundos de recarga que penetram no lençol freático, são tecnologias aplicadas para a recarga de águas subterrâneas.

O tipo de aquífero é determinante para escolher a tecnologia de recarga das águas subterrâneas. Para aquíferos não confinados, pode ser aplicado a tecnologia de reservatórios de infiltração, valas de infiltração e poços secos de recarga. No entanto, para

aquíferos confinados a única alternativa seria a injeção de água por poços tubulares profundos (ROSEIRO, 2009; TOMAZ, 2010).

Figura 7 – Esquema demonstrando as principais tecnologias aplicadas para a recarga de água subterrânea.



Fonte: Adaptado de Tomaz, (2010).

Chahar et al. (2012) na França, compararam o uso de diferentes tecnologias aplicadas para a recarga de água subterrâneas. Os autores mostraram que 68% dos sistemas são baseados em reter água como é o caso dos reservatórios de infiltração. Enquanto isso, os outros 32% estão vinculados diretamente ao processo de infiltração. Provavelmente, essa dinâmica pode estar associada ao fato de que as tecnologias de infiltração, como as valas de infiltração, necessitam de um levantamento mais criterioso de dados (propriedades hidráulicas do solo, condutividade do solo, capacidade de armazenamento e infiltração), para posteriormente seu projeto e dimensionamento (MELLO et al., 2016).

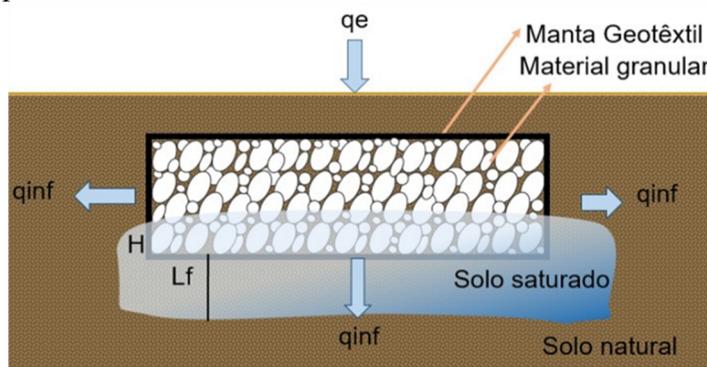
A trincheira de infiltração, também conhecidas como valas de infiltração é uma das tecnologias amplamente utilizada no Brasil, devido a facilidade de sua adaptação nas margens, perímetros, e em outros espaços restritos de áreas em desenvolvimento, inclusive sob pavimentos, tendo a possibilidade de ser usada se adaptando também, nos locais já desenvolvidos, onde o espaço é limitado (CAPUTO, 1996). A seguir será descrito os fundamentos dessa tecnologia, a qual foi objeto de estudo dessa pesquisa.

2.6.3 Trincheiras de infiltração

As trincheiras de infiltração são projetadas e instaladas ao longo de superfícies impermeáveis, e são destinadas a amortecer volumes de água superficiais, posterior percolação da água no solo e recarga das águas subterrâneas (TOMAZ, 2010). Essa tecnologia consiste em uma longa e estreita escavação, preenchidas geralmente com brita ou seixo rolado como material de suporte, a qual permite o armazenamento temporário de água (MELO, et al., 2016). São comumente protegidas e separadas do solo natural por um geotêxtil, a fim de evitar a entrada de partículas finas e de elementos contaminantes (Figura 8). É um sistema de infiltração do tipo controle na fonte, podendo ser implantado em diversos locais, pois se integra facilmente ao ambiente através de suas propostas de design (TOMAZ, 2010).

As trincheiras de infiltração podem ser superficiais ou enterradas, dependendo da disponibilidade espacial do local. Além disso, também podem ter formato diferenciados, não apresentando uma uniformização de projeto para essa tecnologia (CHAHAR, et al., 2012). Ressalta-se que a implantação de uma trincheira de infiltração requer análises prévias sobre os aspectos urbanos de uso e ocupação do solo, e da infraestrutura existente (TOMAZ, 2010).

Figura 8 – Esquema demonstrando o funcionamento de uma trincheira de infiltração



Fonte: O autor (2020).

2.6.3.1 Dimensionamento das trincheiras de infiltração

O dimensionamento das trincheiras de infiltração deve ser realizado para um tempo de retorno pré-estabelecido no projeto e a área determinada cujo escoamento se

queira controlar. A condutividade hidráulica para dimensionamento é obtida por ensaios de permeabilidade em campo no local de implantação das trincheiras (TOMAZ, 2010).

O equacionamento do funcionamento hidráulico (Equação 2) da trincheira pode ser representado por um modelo de reservatório, ou seja, o armazenamento da trincheira, dado pela variação da lâmina d'água, é igual a água que entra no sistema excluindo-se a porção que é perdida para o solo pelo processo de infiltração e o extravasamento, quando este ocorrer (MELO et al., 2016).

$$\frac{dH}{dt} = q_e - q_{inf.} - q_s \quad (2)$$

Onde:

q_e : Vazão de entrada por unidade de área de filtração ($m\ s^{-1}$);

q_s : Vazão de saída (extravasada) por unidade de área de infiltração ($m\ s^{-1}$);

$q_{inf.}$: velocidade de Darcy, taxa de infiltração por unidade de área da superfície ($m\ s^{-1}$), pode ser visualizada como a taxa de declínio da superfície da água na trincheira;

H: Lâmina d' água da trincheira (m);

Para a porcentagem de infiltração, considerando o solo saturado aplica-se a Equação de Darcy (Equação 3). Posteriormente, o gradiente hidráulico para a infiltração em um solo saturado é expresso pela a Equação 4, conforme recomendações de Bouwer, (2002). Em relação a condutividade hidráulica, a mesma depende das propriedades do material poroso e do fluido e pode ser descrita pela Equação 5.

$$q_{inf.} = K\Delta\emptyset \quad (3)$$

Onde:

K: Condutividade hidráulica saturada ($m\ s^{-1}$);

$\Delta\emptyset$: Gradiente hidráulico ($m\ m^{-1}$)

$$\Delta\emptyset = \frac{H+L_f+P}{L_f} \quad (4)$$

Onde:

H: Lâmina d'água da trincheira (m);

L_f : Profundidade da frente de molhamento (m);

P: Pressão negativa por efeitos da capilaridade na frente de molhamento (m).

$$K = k \cdot \frac{\rho \cdot g}{\mu} \quad (5)$$

Onde:

K: Permeabilidade do solo, depende da porosidade efetiva, distribuição do tamanho dos poros e arranjo geral dos grãos no meio poroso ($L m^{-2}$);

ρ : Massa específica do fluido ($g cm^{-3}$);

μ : Viscosidade dinâmica do fluido, dependente da temperatura ($s m^{-1}$);

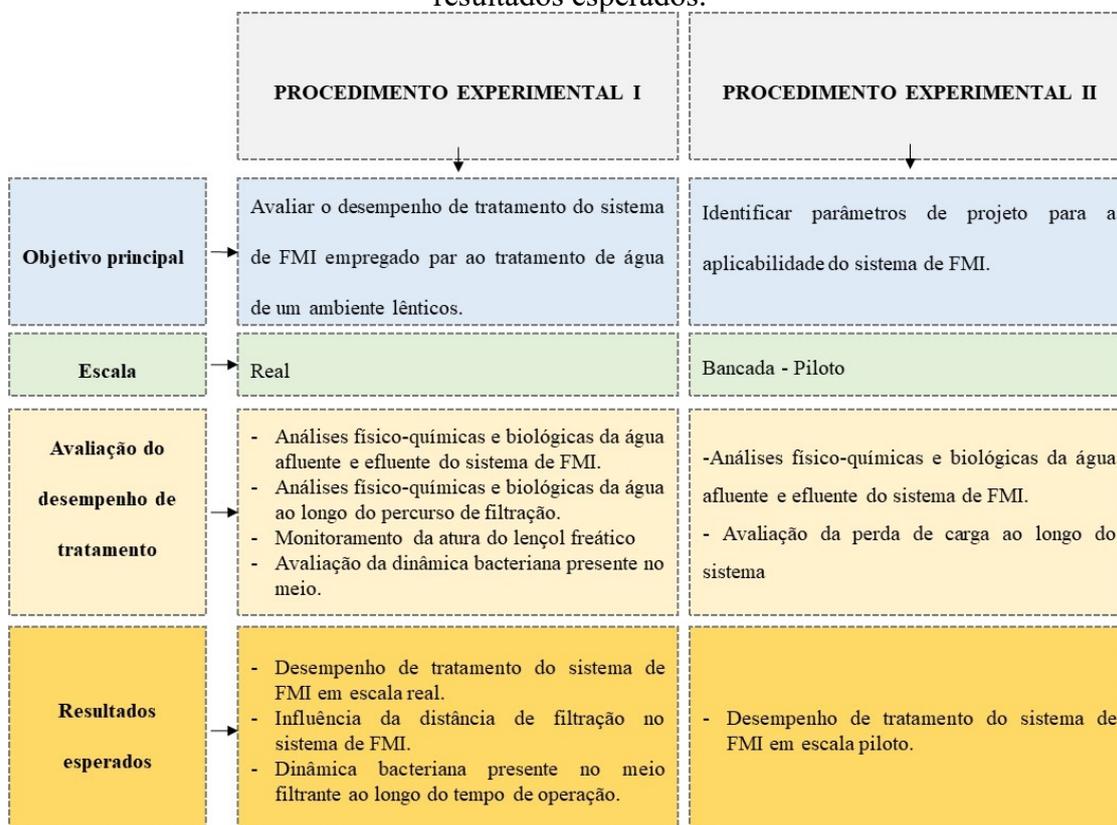
g: Aceleração da gravidade ($m s^{-1}$);

Para o dimensionamento de dispositivos de infiltração para controle de águas pluviais pode-se utilizar o método das chuvas ou o método Puls (BAPTISTA et al., 2005). No método das chuvas, a partir de curvas PDF (precipitação, duração e frequência), originadas das curvas IDF (intensidade, duração e frequência), para um tempo de retorno pré estabelecido no projeto, podem ser, então, traçados em conjunto o gráfico da altura precipitada (PDF) e a curva que representa as alturas de água infiltradas em função do tempo (vazão infiltrada no tempo - $q_{inf.D}$) e a diferença máxima entre elas é a estimativa do volume de armazenamento da trincheira. Enquanto isso, o método de Puls está vinculado diretamente com as relações de armazenamento, onde a entrada menos a saída do sistema é igual ao volume armazenado na estrutura. No caso da trincheira, a aplicação deste método é realizada com base na Equação 2, que descreve a relação da entrada, saída e armazenamento do sistema, o controle hidráulico de saída é descrito pela vazão infiltrada, e a vazão de entrada é dada pelo hidrograma de projeto (MELO et al., 2016).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste item descrevem-se os materiais, os equipamentos e as metodologias empregadas nas análises e nos experimentos realizados por este estudo no Laboratório de Potabilização de Água (LAPOÁ) e no Laboratório do Meio Ambiente (LIMA), ambos no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Nesse sentido, para responder aos objetivos desta pesquisa foram executados dois procedimentos experimentais (PE) os quais estão vinculados a implantação de unidades de filtração em margem inversa (FMI) tanto em escala piloto, quanto em escala real (Figura 9).

Figura 9 – Esquema dos procedimentos experimentais, seus objetivos, análises e resultados esperados.



Fonte: O autor (2020).

Para avaliar o potencial de melhoria da qualidade da água de ambientes lânticos, o desempenho de tratamento da tecnologia estudada, bem como evidenciar seus respectivos parâmetros de projeto e operação, implantou-se uma unidade de FMI em escala real junto de um corpo hídrico (PE-I), e simultaneamente foi implantado e

monitorado um sistema de FMI em escala piloto (PE-II), o qual simulou as condições operacionais da unidade em escala real do PE-I.

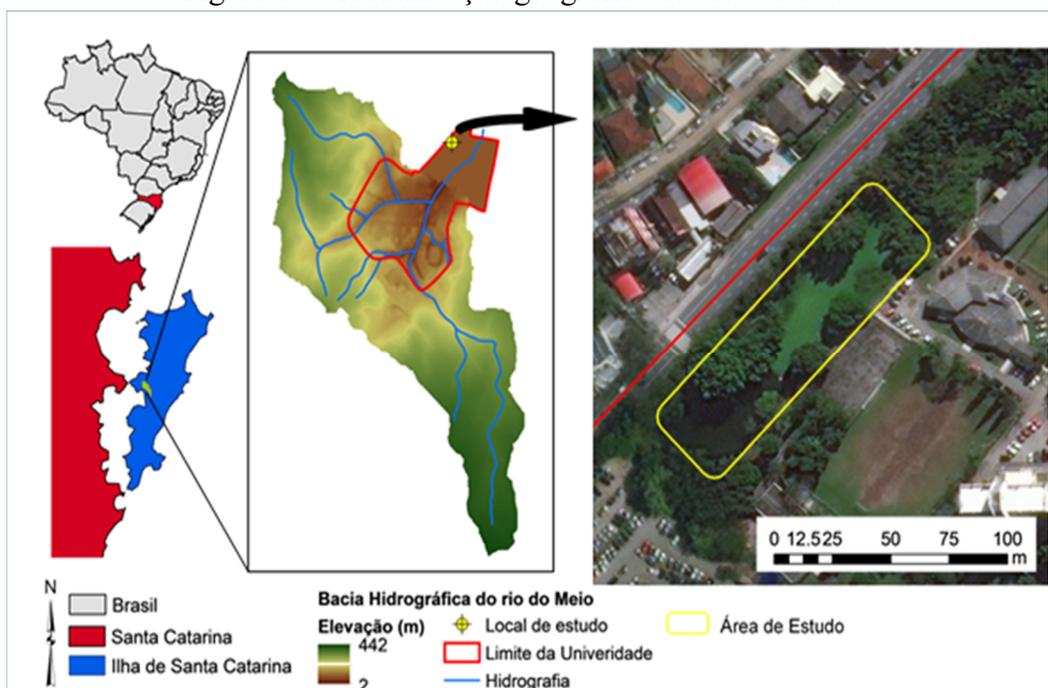
3.1 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL I

O PE-I foi conduzido especialmente para avaliar o desempenho de tratamento de um sistema de FMI implantado em escala real, bem como elucidar e difundir a aplicabilidade dessa tecnologia. Nesse sentido, foi construída uma unidade de FMI junto a um corpo hídrico superficial com as características de um ambiente aquático lântico.

3.1.1 Caracterização da área de estudo

O sistema de FMI em escala real do PE-I foi construído, operado e monitorado junto a bacia hidrográfica do Rio do Meio a qual possui um lago situado nas proximidades do Hospital Universitário (HU) da UFSC, na cidade de Florianópolis, ($27^{\circ} 25' 44''$ S e $48^{\circ} 31' 03''$ W) (Figura 10). O uso e ocupação do solo dessa região do estudo é extremamente diversificado (sofreu influência do HU), contendo desde cobertura vegetal com matas nativas (características do manguezal situado próximo ao local de estudo) e ciliares até as condições artificiais oferecidas e provocadas pela urbanização.

Figura 10 – Identificação geográfica da área de estudo.



Fonte: O autor (2020).

O lago estudado, conhecido como Lago do HU, é classificado como um ambiente lântico não natural, construído há 32 anos sobre uma nascente a qual foi represada, formando seu reservatório com água doce e de forma elíptica. Esse lago possui uma área superficial aproximada de 1.127,3 m² (27,20 m de comprimento x 52,76 m largura x 1,5 m de profundidade), totalizando um volume estimado de 1.690,95 m³ (Figura 11).

Figura 11 – Vista geral do lago estudado em diferentes ângulos.



3.1.1.1 Caracterização do solo e água

Previamente a implantação da unidade de FMI, realizou-se a caracterização do solo e da água de estudo. Esse procedimento foi adotado buscando confirmar se o local escolhido apresentava condições hidrogeológicas favoráveis para a aplicação do sistema de FMI, bem como identificar os parâmetros da qualidade de água a serem analisados.

- Quanto ao solo

Para conhecer a tipologia do solo em relação aos seus índices físicos e características químicas, coletou-se amostra do solo do local onde o sistema foi implantado. A coleta foi realizada em uma única vez, em um ponto central, onde posteriormente a vala de infiltração foi construída. A coleta foi conduzida a uma profundidade de 1,10 m da superfície.

Posteriormente a coleta, os índices físicos do solo foram quantificados através de ensaio granulométrico, realizado seguindo recomendações das normativas NBR 6457/86 (Preparação da amostra) e NBR 7181/84 (Análise granulométrica) sendo que as peneiras utilizadas foram de nº 10, 16, 30, 40, 50, 60, 100, 200, para se conhecer as dimensões das partículas sólidas. A porosidade efetiva ou a porosidade de drenagem foi obtida a partir da curva granulométrica do material (D_{90}) e do ábaco proposto por Santos (1997). Os parâmetros avaliados e suas respectivas metodologias para a caracterização química e biológica do solo, encontram-se descritos na Tabela 3 e Anexo A.

Além disso, identificou-se a condutividade hidráulica do solo seguindo recomendações de Caputo, (1996). Ressalta-se que para a obtenção do coeficiente de condutividade (K) no sistema, foi aferida a condutividade em três piezômetros com diferentes níveis de profundidade (piezômetros denominados P1, P4 e P9), assim o valor de K foi determinado através da média dos valores identificados nos ensaios.

Tabela 3 – Parâmetros químicos e biológicos quantificados no solo da área de estudo.

Parâmetros	Metodologia empregada	Referência
pH	Potenciométrico (pHmetro)	Tedesco, (1995)
Carbono orgânico total	Titulométrico	Embrapa, (1997)
Ferro total	Espectrofotometria de absorção atômica	Tedesco, (1995)
Manganês	Espectrofotometria de Absorção Molecular	Embrapa, (1997)
Nitrogênio total	Titulométrico	Embrapa, (1997)
Fósforo	Espectrofotometria de Absorção Molecular	Embrapa, (1997)

- Quanto a água superficial e subterrânea

Para realizar a caracterização físico química e biológica da água do Lago do HU foram realizadas coletas semanais durante um período de 8 semanas consecutivas (março a junho de 2019). As amostras de água foram coletadas em dois pontos, sendo o primeiro ponto a uma profundidade de 0,20 m da superfície do lago junto a captação (água superficial). Já no segundo ponto as amostras foram coletadas junto ao lençol freático (piezômetro P5), denominada assim como água subterrânea. Os parâmetros avaliados, bem como a metodologia empregada nas análises estão descritas na Tabela 4.

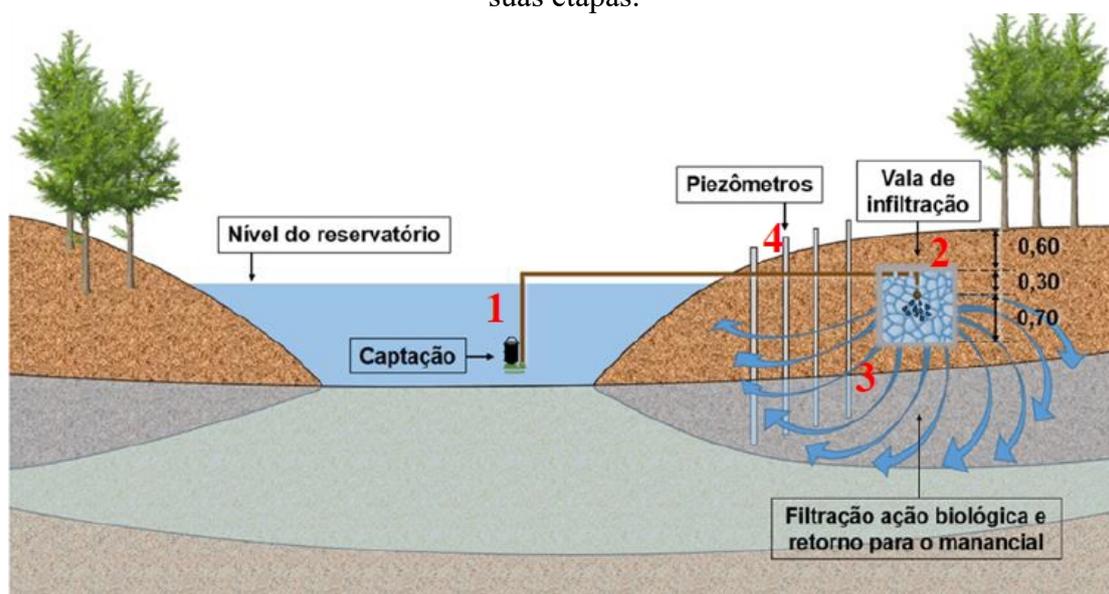
Tabela 4 – Parâmetros físico, químicos e biológicos quantificados na água do lago.

Parâmetros	Metodologia	Referência
Temperatura	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
Cor aparente	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Cor verdadeira	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Clorofila <i>a</i>	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Turbidez	Turbidímetro HACH DR 2100P	APHA, (2017)
Condutividade elétrica	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
pH	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
Sólidos suspensos totais	Gravimétrico	APHA, (2017)
Sólidos suspensos dissolvidos	Gravimétrico	APHA, (2017)
Carbono orgânico total	Analisador Shimadzu Toc 5000A	APHA, (2017)
Carbono orgânico dissolvido	Analisador Shimadzu Toc 5000A	APHA, (2017)
Oxigênio dissolvido	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
Coliformes totais	Substrato Cromogênico	APHA, (2017)
Coliformes fecais	Substrato Cromogênico	APHA, (2017)
Demanda química de oxigênio	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Nitrogênio amoniacal	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Nitrogênio nitrato	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Nitrogênio nitrito	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Fósforo total	Espectofotométrico	APHA, (2017)

3.1.2 Descrição do sistema de filtração em margem inversa implantado em escala real

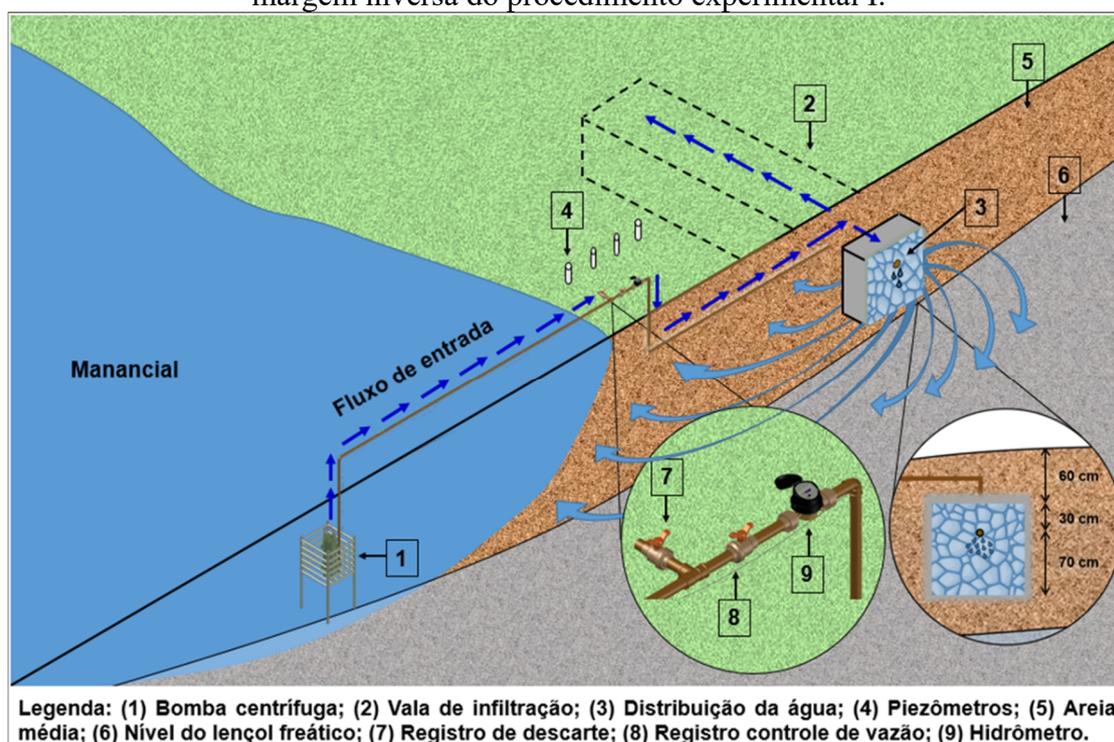
O sistema de FMI foi implantado em março de 2019, e sua operação iniciou em junho de 2019. O sistema de FMI foi dimensionado baseado em quatro etapas relacionadas, primeiramente com a captação de água do lago, seguido da infiltração da água coletada em uma vala de infiltração, na qual parte do tratamento se desenvolveu, e um conjunto de piezômetros instalado para o monitoramento do escoamento e coleta de amostras, (Figura 12). De forma geral, através de uma bomba submersa com funcionamento ininterrupto, a água do lago foi conduzida para a vala de infiltração com vazão e fluxo constantes. Posteriormente, a água foi infiltrada no solo e retornada ao lençol freático até chegar novamente ao lago (Figura 13).

Figura 12 – Esquema de funcionamento do sistema de filtração em margem inversa e suas etapas.



Fonte: O autor (2020).

Figura 13 – Esquema demonstrando o funcionamento do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.



Fonte: O autor (2020).

3.1.2.1 Captação da água do lago

A captação da água para posterior tratamento foi realizada por um conjunto moto-bomba (Schneider Bes-350, potência nominal de 1 CV, trifásica) fixada a uma

estrutura metálica envolta em uma tela de malha com diâmetro de 20 mm. Essa medida foi adotada para proteger o sistema e evitar futuros problemas de entupimentos na entrada da bomba (Figura 14a). O sistema de bombeamento foi posicionado dentro do lago estudado com altura e distância adequadas para o seu funcionamento e energizado com corrente e tensão apropriados (220 V), ligado por um cabo de energia subterrâneo protegido por uma tubulação de policloreto de vinila (PVC) rígido com diâmetro de 25 mm.

O conjunto moto-bomba foi acoplado a um mangote flexível de diâmetro de 32 mm, com adaptador no tubo seguindo até o cavalete de entrada onde foi colocado um tê de 90° com saída lateral soldável, um registro de esfera que operava como extravasor e um registro secundário de esfera para ajuste da vazão antes da entrada na vala de infiltração (Figura 14b). Todas as conexões e tubulações eram constituídas de PVC e possuíam um diâmetro de 32 mm. Além disso, um hidrômetro para aferição da vazão antecede a tubulação de alimentação que seguiu de forma subterrânea até o meio da vala de infiltração (Figura 14b).

Figura 14 – Detalhes dos sistema de captação de água do lago estudado. a) conjunto moto-bomba; b) cavalete de entrada com extravasor, registro de controle da vazão e hidrômetro.



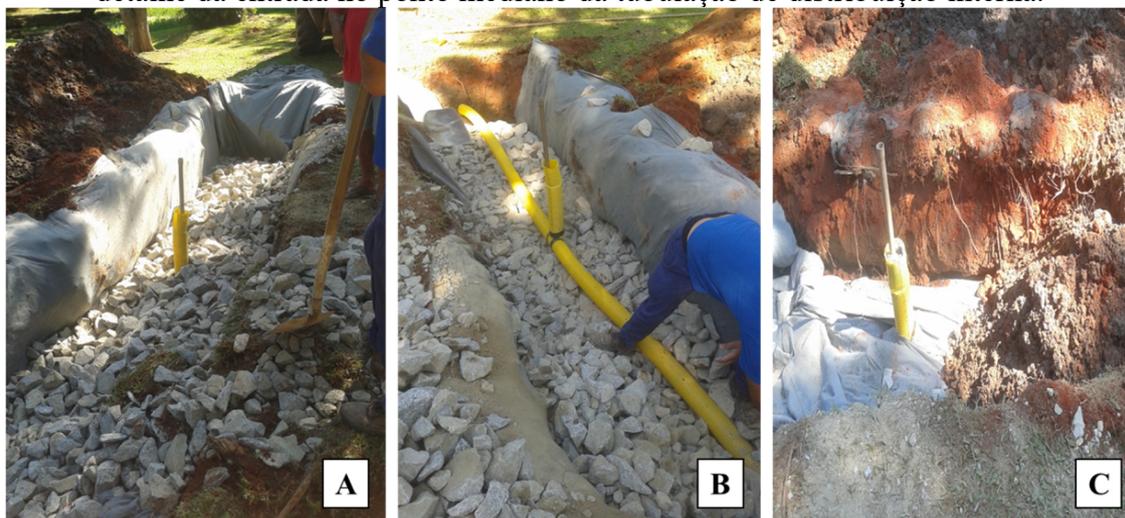
3.1.2.2 Vala de infiltração

A vala de infiltração implantada possuía uma seção transversal de 1 m² e comprimento de 5 m, com uma profundidade de 1,6 m, devidamente nivelada. Todo o perfil vertical da vala foi preenchido com um maciço filtrante formado por seixo

(diâmetro médio de 70 mm) envolto de manta geotêxtil, tradicionalmente conhecida como “bidim”, utilizada para drenagem. Como área de infiltração da vala foram consideradas as faces laterais e inferior no comprimento total, gerando uma área útil de 17 m². A tubulação interna de drenagem foi perfurada e posicionada no meio do material filtrante a 0,70 m do fundo da vala com recobrimento de 0,30 m (Figura 15a).

A distribuição da vazão foi feita ao longo de todo o comprimento da vala, para isso, foi concebido um sistema de alimentação composta por duas tubulações. Uma tubulação de PVC flexível e corrugado com um diâmetro de 100 mm foi utilizada como dreno, com a finalidade de envelopar e proteger a tubulação interna de PVC rígido com diâmetro de 32 mm. Essa tubulação interna foi furada com broca de diâmetro de 8 mm a cada 0,20 m, para que a água fosse distribuída de forma homogênea ao longo do sistema (Figura 15a,b). A entrada da distribuição foi alocada em um ponto mediano da vala filtrante, isto é, na metade da tubulação interna, tendo 2,5 m para cada lado (Figura 15c).

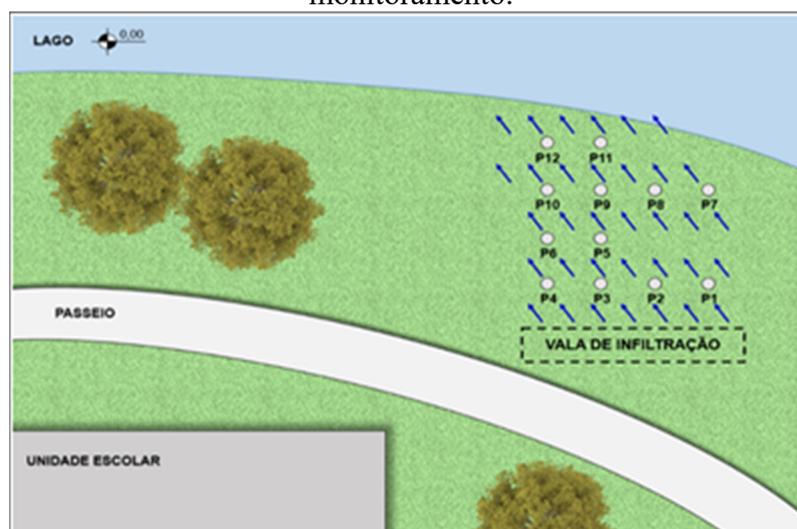
Figura 15 – Detalhes construtivos da vala de infiltração. a) vala de filtração com o meio suporte e tubulação posicionada; b) detalhe da tubulação interna de distribuição; c) detalhe da entrada no ponto mediano da tubulação de distribuição interna.



3.1.2.3 Piezômetros

Para monitorar o nível da água presente no lençol freático, identificar seu fluxo, e também, coletar as amostras de água após o processo de filtração, foram construídos 12 piezômetros. Esses piezômetros foram distribuídos entre a vala de filtração e o lago, dispostos estrategicamente em três fileiras equidistantes a 2 m cada, tanto lateralmente como frontalmente, formando uma malha (Figura 16).

Figura 16 – Esquema da distribuição dos piezômetros ao longo do local de monitoramento.



Fonte: O autor (2020).

A construção dos piezômetros deu-se de acordo com a NBR 15495-1/2007. Os buracos no solo foram escavados com trado manual até atingir e ultrapassar o nível freático do local em uma profundidade de 0,30 m, conforme locação pré-estabelecida. Os mesmos foram construídos a partir de canos em PVC rígido com diâmetro de 50 mm, com comprimentos variáveis entre 1,16 m até 1,67 m conforme profundidade do lençol freático e a topografia do terreno. Acima do solo, foram acrescentados 0,20 m de tubulação para fechamento na parte superior com cap removível de mesmo diâmetro. Os piezômetros foram numerados de 1 a 12, sendo que a cada unidade possuía uma profundidade e uma distância do lago específica conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 – Distribuição espacial e em profundidades dos piezômetros avaliados.

Piezômetro	Profundidade (m)	Distância do lago (m)	Distância de filtração (m)
P-1	1,67	5,29	2,0
P-2	1,64	7,30	2,0
P-3	1,62	7,42	2,0
P-4	1,60	8,30	2,0
P-5	1,39	5,42	5,5
P-6	1,36	6,30	5,5
P-7	1,32	1,29	7,0
P-8	1,29	1,30	7,0
P-9	1,28	3,42	7,0
P-10	1,24	4,30	8,0
P-11	1,19	1,42	8,0
P-12	1,16	2,30	8,0

Na porção inferior dos piezômetros, foram realizadas perfurações com uma broca de diâmetro de 8 mm espaçados a cada 1 cm, distribuídos ao longo de 1,0 m na extremidade do cano tendo como fechamento um cap de mesmo diâmetro e revestimento em PEAD fixado ao longo da distância com braçadeiras, a fim de proteger e evitar entupimentos.

Depois de colocados nos buracos, alinhados e prumados, os piezômetros foram fixados. Na porção inferior de cada piezômetro foi feito um pré-filtro, composto por pedriscos e brita nº 1, material envolto a tubulação. Acima do pré-filtro, foi colocada uma camada de aproximadamente 0,50 m de bentonita, com o intuito de selar o espaço anelar entre o tubo e o solo. O acabamento final do piezômetro foi realizado com a colocação da proteção sanitária, que consiste em uma camada de argamassa de cimento e areia com profundidade de 0,30 m, para evitar que a água superficial da chuva infiltre. Na Figura 17 apresenta-se os detalhes construtivos dos piezômetros.

Figura 17 – Confeção dos piezômetros. a) detalhe do piezômetro com o filtro; b) colocação dos piezômetros no local demarcado; c) execução do pré-filtro com brita.



3.1.3 Condições operacionais do sistema de filtração em margem inversa implantado em escala real

O processo de operação e funcionamento do sistema ocorreu por meio de uma bomba submersa com funcionamento ininterrupto. A água do lago foi recalçada e enviada para a vala de infiltração com uma vazão constante de $2,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, resultando assim, em uma taxa de aplicação de $0,147 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (vazão máxima deve ser igual à capacidade de absorção do solo), na qual ocorreu o primeiro tratamento. Da vala de infiltração, a água percolou pelo solo sofrendo o processo de filtração (sendo que a taxa gerada do fluxo acompanha a taxa de infiltração do solo), bem como a ação conjunta de microrganismos

proporcionando um novo tratamento microbiológico, chegando a água até o lençol freático. Devido à ação da gravidade ou do gradiente hidráulico devido o sentido de fluxo do manancial, o fluxo da água foi contínuo, retornando até o corpo hídrico, fechando assim o ciclo.

3.1.4 Parâmetros de projeto adotados para o sistema de filtração em margem inversa implantado em escala real

As dimensões do sistema proposto, da vala de infiltração, posicionamento e aferições dos piezômetros, bem como a sua distância em relação ao reservatório, foram adotadas em função das características e limitações do local para a construção da estrutura. Optou-se em construir uma estrutura pequena para facilitar sua implantação bem como sua operação. Em relação ao meio filtrante foi caracterizado e posteriormente utilizado material natural do local (permeabilidade, porosidade efetiva, granulometria e coeficiente de uniformidade do solo). Quanto ao meio suporte na vala de infiltração foi adotado seixo com diâmetro aproximado de 70 mm para facilitar a distribuição de água na vala.

3.1.5 Monitoramento do sistema de filtração em margem inversa implantado em escala real

O monitoramento da qualidade da água tratada pelo sistema FMI implantado em escala real do PE-I deu-se através de análises físico-químicas e biológicas realizadas na fração líquida. Além disso, monitorou-se o nível do lençol freático, os índices pluviométricos do local, e também foram realizados ensaios microbiológicos no material filtrante.

3.1.5.1 Análises físico-químicas e biológicas na fração líquida

Na Tabela 6 apresentam-se os parâmetros monitorados juntamente com a metodologia empregada.

Tabela 6 – Parâmetros quantificados no procedimento experimental I.

Parâmetros	Metodologia empregada	Referência
Temperatura	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
Potencial hidrogeniônico	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
Condutividade elétrica	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
Oxigênio dissolvido	Multiparâmetros HQ40D/HACH	APHA, (2017)
Turbidez	Turbidímetro HACH DR 2100P	APHA, (2017)
Potencial redox	Medidor ORP/redox	APHA, (2017)
Cor aparente	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Cor verdadeira	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Clorofila <i>a</i>	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Carbono orgânico total	Analizador Shimadzu Toc 5000 ^a	APHA, (2017)
Carbono orgânico dissolvido	Analizador Shimadzu Toc 5000 ^a	APHA, (2017)
Demanda química de oxigênio	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Ferro total	Espectofotométrico	Tedesco, (1995)
Sólidos suspensos totais	Gravimétrico	APHA, (2017)
Sólidos suspensos dissolvidos	Gravimétrico	APHA, (2017)
Nitrogênio amoniacal	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Manganês	Espectofotométrico	Tedesco, (1995)
Nitrogênio nitrato	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Nitrogênio nitrito	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Fósforo total	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Nitrogênio total	Espectofotométrico	APHA, (2017)
Coliformes fecais e totais	Substrato cromogênico	APHA, (2017)

Durante o período de julho de 2019 a agosto de 2020 foram realizadas coletas de águas em quatro pontos do sistema, sendo um na captação da água, considerado a água bruta, e nos piezômetros P1 (distância de 2 m de filtração) P5 (distância de 5,5 m de filtração) e P12 (distância de 8,0 m de filtração) respectivamente, no qual a água após o tratamento retornava pelo lençol freático para o lago, considerado assim, a água tratada. As coletas foram realizadas com uma frequência semanal, sempre às 7:00h. Todas as amostras foram realizadas em duplicatas.

3.1.5.2 Monitoramento da altura do lençol freático

A fim de monitorar a altura do lençol freático bem como identificar o seu fluxo após a entrada da água bruta na vala de infiltração, foram realizadas medições nos níveis dos piezômetros através do indicador de nível d'água sonoro modelo EPP-10/6, tendo como referência um ponto pré-determinado junto ao passeio.

Como o nível do lago era variável foi arbitrado uma referência junto ao passeio para as medições das variações de níveis, do lago e do lençol freático através de levantamento topográfico, aferindo assim as cotas nas extremidades dos piezômetros em relação a referência arbitrada.

A partir das cotas nos piezômetros o fluxo foi determinado com o sistema em operação através de medições diretas no nível do lençol freático, sendo obtidas as alturas da lâmina d'água do lençol freático correspondente em cada piezômetro. Posteriormente essas medições foram realizadas com frequência quinzenal durante todo o período do estudo com a finalidade de monitorar o fluxo de retorno da água tratada.

3.1.5.3 Monitoramento pluviométrico

Dados de precipitação ocorridos durante o período de estudo foram adquiridos pela estação meteorológica da UFSC, a qual está sob responsabilidade do Laboratório de Hidrologia (LABHIDRO) do ENS no período de 09 de julho de 2019 até 26 de fevereiro de 2020 e posteriormente da Estação Meteorológica da EPAGRI/CIRAM de Florianópolis, no período de 27 de fevereiro de 2020 até 03 de agosto de 2020.

3.1.5.4 Ensaios microbiológicos presentes no material filtrante

A comunidade microbiana em solos saturados pode demorar aproximadamente 100 dias para estabilizar (RAGUSA et al., 2004). Nesse sentido, após o período de estabilização da comunidade microbiana presente no meio, coletou-se amostras do solo pertencente a vala de infiltração. As amostras foram coletadas em diferentes períodos, sendo após 9, 10 e 11 meses de operação do sistema de FMI (período de abril a junho de

2020). As coletas foram realizadas sempre a uma distância de filtração de 3 m, sendo coletadas em dois pontos do perfil vertical, na camada da superfície a 0,30 m de profundidade e na camada do fundo a uma profundidade de 1 m. Todas as amostras foram realizadas com auxílio de um mostrador de solo.

Em busca de avaliar a estrutura da comunidade bacteriana presente no solo, a técnica de sequenciamento de nova geração (do inglês *Next Generation Sequencing techniques* - NGS) foi empregada. O NGS foi realizado utilizando a plataforma MiSeq Illumina.

Para isso, a integridade do DNA extraído das amostras coletadas dos microcosmos foi verificada por meio de eletroforese horizontal em gel de agarose (1%), TAE 1X buffer, e Syber Green (Life Technologies, São Paulo, BR). A eletroforese foi realizada por 60 minutos a 60 v. As imagens do gel foram obtidas usando ChemiDoc MP (Bio-Rad, California, EUA). A quantificação da concentração de DNA foi feita utilizando o espectrofotômetro de ácidos nucleicos (Nanodrop, Thermocientific), e sequenciadas pela empresa Neopropecta Microbiome Technologies (Florianópolis, BR).

A região V3-V4 do gene 16S rRNA de eubactéria, foi amplificada usando os primers U341F 5'CCTACGGGRSGCAGCAG 3' (ZAKRZEWSKI et al., 2012) e 806R 5'GGACTACHVGGGTWTCTAAT 3' (CAPORASO et al., 2010). A amplificação foi realizada por meio de uma reação de PCR de 35 ciclos a 50°C, sendo que cada amostra foi amplificada em triplicata.

Os resultados do sequenciamento foram analisados usando o software QIIME versão 1.8.0 (*Quantitative Insights Into Microbial Ecology*; CAPORASO et al., 2010) e as leituras foram compiladas em um arquivo FASTq para realizar análise de bioinformática. As análises de bioinformática foram realizadas pela Neopropecta Microbiome Technologies. Para a identificação das unidades taxonômicas operacionais (*Operational Taxonomic Units*- OTUs) foi utilizado o sistema BLASTn 2.2.28., considerando apenas sequências com 99 % de similaridade.

3.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL II

O PE-II foi delineado para identificar parâmetros de projeto para a tecnologia de FMI. Nesse sentido, foi construída uma unidade piloto de FMI, a qual simulou as

condições operacionais do sistema de FMI em escala real do PE- I. A execução do PE-II ocorreu no LIMA – Setor II.

3.2.1 Descrição do sistema de filtração em margem inversa implantado em colunas de sedimentos

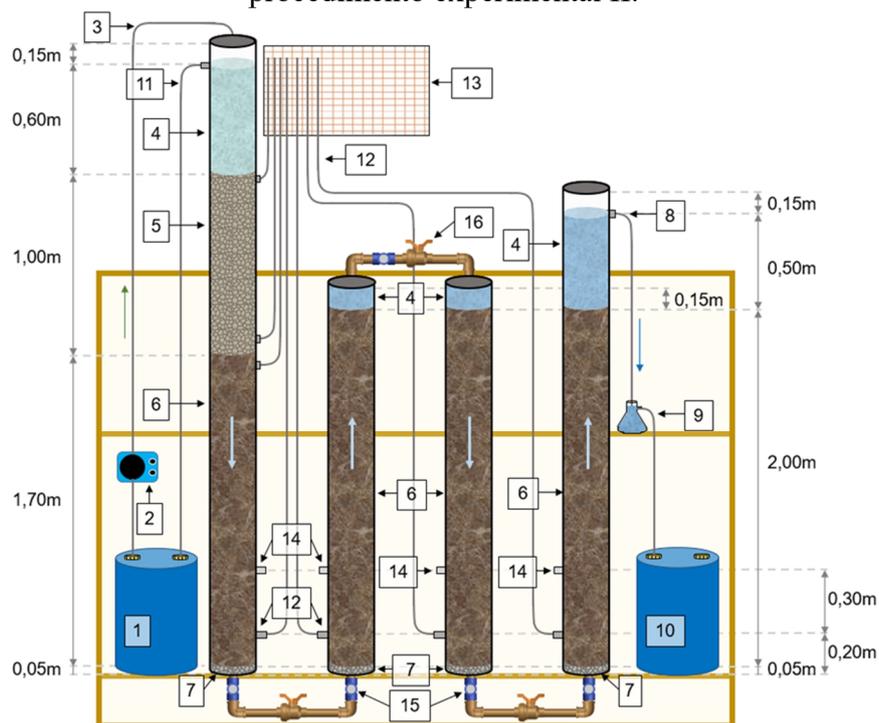
O sistema de FMI em escala piloto foi implantado em dezembro de 2019, e foi composto por quatro colunas interligadas posicionadas em série (nomeadas de 1 a 4), associadas a dois reservatórios de PVC, com volume de 30 L cada, o qual operou de forma interrupta.

De forma geral, a água a ser tratada foi armazenada em um dos reservatórios que serviu como tanque de armazenamento de água bruta, sendo posteriormente bombeadas por meio de uma bomba peristáltica (marca Exatta, modelo EX00504) para as colunas. Após o processo de tratamento, a água tratada foi coletada no outro reservatório, o qual foi utilizado como tanque de armazenamento de água tratada. Um extravasor em um nível 0,15 m abaixo da entrada no topo da coluna 1 foi conectado a uma mangueira com as mesmas características da de recalque para recirculação e retorno da água excedente não filtrada ao reservatório de entrada (Figura 18).

Cada coluna possui uma área superficial de 0,01767 m², diâmetro de 150 mm, constituída de PVC. A primeira coluna possuía uma altura útil de 3,5 m, enquanto que as colunas 2 e 3 apresentavam uma altura útil de 2,2 m, e a última coluna possuía uma altura de 2,70 m. Essa variação de altura entre a primeira coluna em relação as demais foram adicionadas para obter pressão suficiente para que o sistema trabalhasse de forma afogada com fluxo contínuo proporcionado pela ação da gravidade.

Como material filtrante foi utilizado solo natural retirado das margens do Lago do HU (sedimentos), onde foi implantado o sistema de FMI em escala real do PE-I, associado de pedra brita n. 4, a qual serviu de suporte como base de apoio ao solo natural a fim de evitar o assoreamento e o transporte de material filtrante entre as colunas. Acima do material filtrante, nas colunas 2 e 3 existia um espaço de 0,15 m preenchido pela água de filtração, já a última coluna trabalhou de forma afogada em 0,65 m.

Figura 18 – Esquema de funcionamento do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental II.



Legenda: (1) reservatório de água bruta; (2) bomba peristáltica; (3) entrada; (4) água sobrenadante; (5) meio filtrante de seixo rolado; (6) meio filtrante de solo; (7) meio filtrante de brita graduada nº 4; (8) saída; (9) coletor de amostra de água; (10) reservatório de água filtrada; (11) extravasor; (12) piezômetros; (13) quadro de aferição milimetrado; (14) coletores de amostra de solo; (15) tê com plug para esvaziamento; (16) registro de manutenção.

Fonte: O autor (2020)

O material filtrante foi disposto em camadas dentro das colunas, com a altura de cada camada variada. Debaixo para cima, a coluna 1 foi composta por uma camada de 0,05 m de brita, seguida de 1,70 m de solo natural e por fim, 1,0 m de seixo. As colunas 2 e 3 foram preenchidas com 0,05 m de brita seguidas de 2,0 m de solo natural, e por fim, a coluna 4 foi preenchida com 0,05 m de brita, seguido de 2,0 m de solo natural.

Em cada coluna foram colocados piezômetros em pontos estratégicos, com o intuito de monitorar as pressões e o fluxo do meio líquido no sistema. Na primeira coluna foram alocados 3 piezômetros com uma profundidade de 0,20 m, 1,50 m e 1,70 m, tendo como referência o nível inferior da coluna imediatamente acima dos caps. As demais colunas possuíam um piezômetro cada, a uma profundidade de 0,20 m.

Em todas as colunas foram alocadas saídas com material flexível, o mesmo utilizado nos piezômetros, a uma altura de 0,50 m da parte inferior da coluna, com a finalidade de coletar amostras de solo e líquido para análises e monitoramento, com fechamento removível de tampões em silicone.

Na parte superior da estrutura, foi fixado um painel graduado com medidas milimétricas, com o intuito de aferir a altura dos níveis da água no sistema, onde se encontram as extremidades dos piezômetros fixados (Figura 19).

Figura 19 – Estrutura em bancada do sistema do procedimento experimental II.



A interligação entre as colunas foi feita com tubo em PVC com diâmetro de 32 mm soldável. Nessas ligações também foram usados dois adaptadores, posicionados nas saídas das colunas, nos caps de 150mm (Figura 20b), bem como dois joelhos de 90°, um registro geral de esfera, um tê com saída lateral, uma redução com rosca de $\frac{3}{4}$ ' e um nível de 20 mm. Esse acesso entre as colunas tem como finalidade uma eventual manutenção do sistema (Figura 20a).

Figura 20 – Detalhes construtivos da interligação entre as colunas do piloto. a) detalhe das conexões na interligação entre as colunas; b) detalhes da base em cada coluna com os caps de 150mm.



3.2.2 Parâmetros de projeto adotados para o sistema de filtração em margem inversa implantado em escala piloto

Os principais critérios e parâmetros de projeto para a construção FMI em escala piloto foram assumidos com a finalidade de representar as principais características do sistema FMI em escala real do PE-I.

Nesse sentido, utilizou-se como parâmetro de projeto a distância média da vala de infiltração até o reservatório (comprimento total das colunas), espessura das camadas filtrantes, bem como as características do solo obtidas através da caracterização do meio filtrante através do ensaio granulométrico, descritos anteriormente e representados junto à curva granulométrica. Também foram adotados como parâmetros de projeto o tempo de detenção hidráulico (TDH), o diâmetro interno do filtro e a taxa de filtração (Tf).

Para a determinação do TDH foi monitorada e aferida a vazão de saída do sistema piloto. Com a vazão determinada estima-se o tempo de detenção das colunas através da Equação 6, baseada no produto do volume e da porosidade efetiva do meio filtrante, pela razão da vazão.

$$TDH = \frac{V \times \text{Porosidade Efetiva}}{Q} \quad (6)$$

Onde:

TDH= tempo de detenção hidráulica (h)

V= Volume (m³)

Q= Vazão (m³/h).

Outro parâmetro importante obtido é a taxa de filtração, que foi determinada a partir da razão da vazão monitorada no sistema pela área filtrante de acordo com a Equação 7.

$$Tf = \frac{Q}{A} \quad (7)$$

Onde:

Tf= taxa de filtração (m/d)

Q= Vazão (m³/d)

A= Área (m²).

3.2.3 Monitoramento do sistema de filtração em margem inversa implantado em escala piloto

O monitoramento da qualidade da água tratada pelo sistema FMI implantado em escala piloto do PE-II foi realizado através de análises físico-químicas e biológicas realizadas na fração líquida.

3.2.3.1 Análises físico-químicas e biológicas na fração líquida

Durante o período de julho de 2019 a agosto de 2020 foram realizadas coletas de águas em dois pontos do sistema, sendo um na captação da água, considerado a água bruta, e o outro no ponto de coleta após a saída da última coluna (C4), no qual a água já estava tratada.

As coletas foram realizadas com uma frequência semanal, sempre as 7:30h. Os parâmetros analisados juntamente com a metodologia empregada no PE-II foram os mesmos analisados no PE-I, conforme apresentados na Tabela 6.

3.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os resultados obtidos com o monitoramento do sistema de FMI em escala real do PE-I, e do sistema em escala piloto do PE-II foram analisados por meio de estatística descritiva, com o auxílio dos Softwares Statistica[®], Microsoft Excel[®] e R Studio. A partir disso, gráficos evolutivos, temporais e box plot foram originados.

Primeiramente, avaliou-se a normalidade dos dados referente a caracterização química, física e biológica da água ao longo do percurso de filtração (água bruta, 2 m, 5,5 m, e 8m) do sistema de FMI do PE-I. A normalidade dos dados foi testada por meio do teste de Shapiro - Wilk. Dado que a distribuição se deu dentro da normalidade, o teste de variância Anova, com um nível de significância de $p=0,05$ foi aplicado, com a finalidade de avaliar se ocorreu diferença estatística ao longo da distância de filtração.

Além disso, realizou-se uma análise por meio de correlações com os diferentes parâmetros de qualidade da água, tanto para o PE-I, quanto para o PE-II.

Em relação a dinâmica bacteriana identificada ao longo do tempo de operação, na camada da superfície e na camada do fundo, do sistema de FMI do PE-I, identificou-se os índices de diversidade bacteriano por meio do programa QUIIME (versão 1.9).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, inicialmente será apresentada a caracterização hidrogeológica do local de estudo, mostrando a caracterização do solo, no qual o sistema em escala real de FMI foi implantado (PE-I). Além disso, será apresentada a caracterização físico-química e biológica identificada da água do lago, o qual foi objeto de estudo dessa pesquisa.

Posteriormente, serão abordados os resultados referentes ao PE-I vinculados aos parâmetros de projeto, desempenho de tratamento do sistema de FMI, tanto a eficiência de tratamento, quanto a influência da distância de filtração no desempenho de tratamento. Além disso, será apresentado o comportamento da altura de estabilização do lençol freático. E por fim, serão apresentados os resultados referentes a dinâmica bacteriana identificada em diferentes profundidades ao longo do tempo.

Em um segundo momento, serão abordados os resultados do PE-II referentes ao sistema de FMI em escala piloto, quanto aos parâmetros de projeto obtidos, ao desempenho de tratamento do sistema, e também será mostrada a perda de carga identificada.

Após todos os itens apresentados, para finalizar será realizada uma síntese integradora com todos os resultados obtidos.

4.1 CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DO LOCAL DE ESTUDO

4.1.1 Caracterização do solo e da água bruta

Na Tabela 7 e na Tabela 8 apresenta-se a caracterização físico-química do solo, conforme amostra coletada a 1 metro de profundidade, onde foi implantado o sistema de FMI do PE-I, bem como, o mesmo solo foi utilizado no sistema de FMI do PE-II. Além disso, na Tabela 9 é apresentada a caracterização da água bruta realizada previamente a instalações dos sistemas de FMI do PE-I e PE-II.

O solo apresentou características de um solo franco arenosas, conforme identificado pela curva granulométrica (Figura 21). Ao escavar no local onde a vala de infiltração foi construída. Visualmente identificou-se nos primeiros 0,80 m um solo com tendência argilosa devido a textura e coloração. No ponto de interesse (nas laterais e fundo

da vala de infiltração) constatou-se a predominância de areia, solo com tendência arenosa até 1,6 m de profundidade.

Tabela 7 – Caracterização físico-química do solo utilizado no estudo.

Parâmetros	Valores
Diâmetro dos grãos D_{90} (mm)	1,76
Porosidade efetiva (%)	0,335
Coefficiente de uniformidade	2,03
pH	5,65
COT (g kg^{-1})	9,0
N (g kg^{-1})	0,4
Fe (mg dm^{-1})	456
Mn (mg dm^{-3})	7,9
PT (mg dm^{-3})	11,7

Tabela 8 – Distribuição granulométrica do solo estudado.

Frações distribuídas	% Passante
Argila+silte	1,76
Areia fina	9,30
Areia média	52,54
Areia grossa	34,53
Pedregulho fino	1,90
Pedregulho médio	0,00
Pedregulho grosso	0,00

Figura 21 – Curva granulométrica construída a partir do solo utilizado no procedimento experimental I e II.

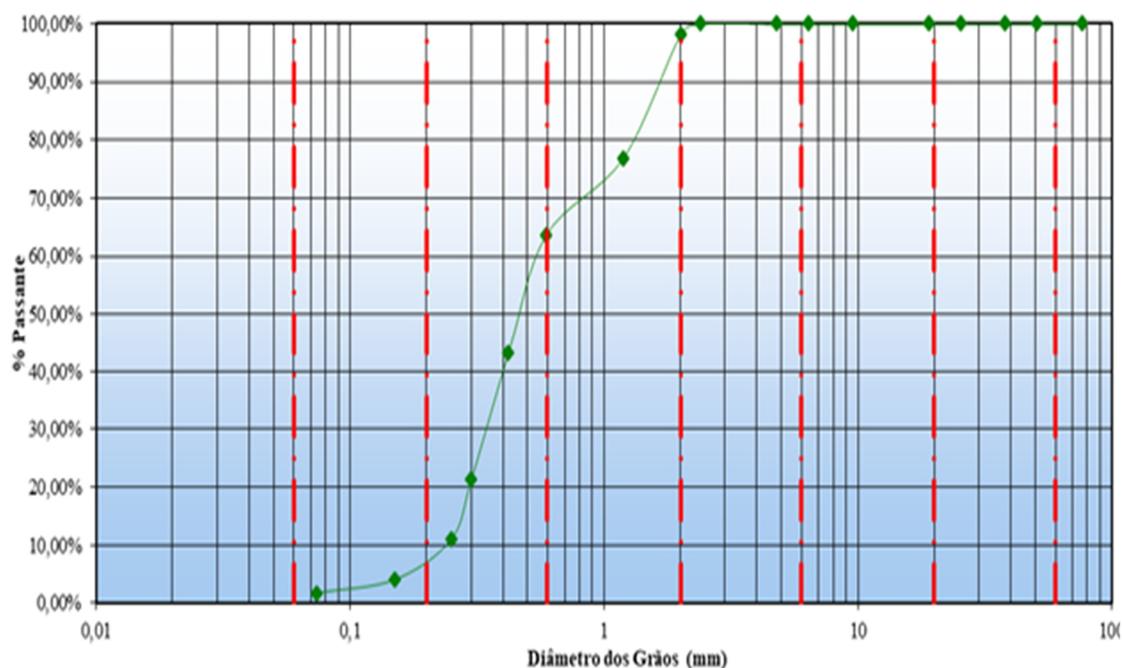


Tabela 9 – Caracterização físico-química e biológica da água bruta, representada através dos valores médios e desvio padrão realizada durante o período de março a maio de 2019.

Parâmetros n= 12	Valores médios Desvio padrão
Turbidez (uT)	23,35 (7,19)
Cor aparente (uH)	279,04 (82,17)
Cor verdadeira (uH)	37,02 (9,52)
pH	6,51 (0,95)
Temperatura (C°)	22,19 (4,51)
OD (mg L ⁻¹)	4,57 (1,76)
CE (μS cm ⁻¹)	203,26 (22,29)
Clorofia <i>a</i> (ug L ⁻¹)	219,39 (48,03)
SSD (mg L ⁻¹)	76,19 (12,38)
SST (mg L ⁻¹)	123,28 (29,10)
COT (mg L ⁻¹)	17,41 (2,57)
COD (mg L ⁻¹)	16,72 (2,61)
DQO (mg L ⁻¹)	53,96 (14,97)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	4,01 (1,39)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,05 (0,01)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,53(0,49)
PT (mg L ⁻¹)	2,72 (0,67)
CT (NPM / 100 mL ⁻¹)	5,83 x 10 ⁻⁴ (3,56 x 10 ⁻⁴)
CF (NPM / 100 mL ⁻¹)	1,28 x 10 ⁻⁴ (8,91 x 10 ⁻³)

4.1.1.1 Caracterização física do solo

Conforme observado na Tabela 8, nas suas porções granulométricas o solo foi classificado como solo franco arenoso. Desta forma, a caracterização do solo da área de estudo, por meio do ensaio granulométrico (Figura 21), mostrou predomínio de areia fina, média e grossa sendo a constituição predominantemente por 9,30%, 52,54% e 34,53% de areia fina, média e areia grossa, respectivamente.

A porosidade efetiva foi determinada a partir da curva granulométrica obtida por meio da realização do ensaio granulométrico do solo em estudo. Encontrado o valor do diâmetro de 90% (D₉₀=1,76 mm) passante nas peneiras utilizou-se no ábaco proposto por Santos (1977), onde foi determinada a porosidade efetiva de 33,5%.

A partir da curva de distribuição granulométrica, foi determinado o coeficiente de uniformidade (CU=d₆₀/d₁₀) de 2,03, com um diâmetro efetivo d₁₀ de 0,27 e diâmetro efetivo d₆₀ de 0,55. Este tipo de material é reconhecido como apropriado para ser empregado em tecnologias do tipo FM (GRISCHEK et al., 2007).

4.1.1.2 Caracterização química do solo

No que se refere as características químicas do solo podemos observar na Tabela 7 que o pH apresentou uma ligeira tendência ácida (valores de 5,65). Segundo Borba et al. (2005), isso ocorre principalmente pela liberação de gás carbônico resultante da decomposição de matéria orgânica. A diminuição do pH pode ser atribuída à elevação da concentração de íons H^+ no meio devido ao aumento da decomposição da matéria orgânica, advinda da atividade microbiana (ALEXANDER, 1977).

Em relação ao carbono orgânico total (COT), identificou-se uma concentração considerada moderada para solos com tendência arenosa ($9,0 \text{ g Kg}^{-1}$). Uma parte do carbono é armazenada no solo devido à grande afinidade com a porção mais fina (argila e areia fina), e que pode estar relacionado além da característica elétrica da argila, à matéria orgânica, e aos teores de nitrogênio total nessa fração. Também pode-se considerar o armazenamento no solo de matéria orgânica devido a passagem da água de drenagem pelo meio filtrante. Segundo Guedes, (2018), os resultados para estes parâmetros são relevantes, visto que a matéria orgânica é incorporada ao solo a partir da superfície para então chegar às camadas intermediárias e inferiores. A matéria orgânica do solo, contém em média cerca de 58 % de carbono, e é responsável pelas características químicas, físicas e microbiológicas do solo (SANTOS, 2007). Resultados semelhantes foram encontrados por Borba et al. (2005) e Guedes, (2018), na ordem de $11,2 \text{ g Kg}^{-1}$ e $10,9 \text{ g Kg}^{-1}$, respectivamente.

A baixa concentração de nitrogênio (N) na ordem de ($0,4 \text{ g Kg}^{-1}$) é uma característica de solos arenosos em profundidade. A concentração de N está associada as frações finas do solo e a disponibilidade de MO, com aumento na distância da superfície ocorrem porções menores de argila bem como uma maior competição por N pela atividade microbiana. Segundo Vieira et al. (2015), o processo de nitrificação nessas áreas pode levar à perda de cátions por lixiviação. O nitrato é a forma estável do nitrogênio em solos sob condições de oxidação. Em solos alagados, ocorre um acúmulo de amônio, pois a ausência de oxigênio interrompe a mineralização do nitrogênio na forma amoniacal (MEURER, 2006). Essa concentração encontrada de N, vem ao encontro aos resultados de Santos (2007) ($0,6$ a $0,9 \text{ g.Kg}^{-1}$) e Viera et al. (2015) ($0,8$ a $1,2 \text{ g.Kg}^{-1}$).

Em relação a concentração encontrada de ferro (Fe) (456 mg.dm^{-1}), é considerada relativamente baixa e vem ao encontro para solos do tipo franco-arenoso.

Porém como a camada superficial do solo da área em estudo contém argila o resultado corrobora com Guedes, (2018). O motivo da maior predominância de Fe nas camadas superficiais possivelmente se deve ao fato deste elemento se associar com partículas de argila, formando os óxidos e hidróxidos de Fe (MELFI, et al., 1979; HYPOLITO, et al., 2011; MORUZZI; REALI, 2012). Concentrações altas de Fe estão associadas a solos argilosos, resultados semelhantes, na ordem de 512 mg.dm^{-1} foram obtidos por Guedes, (2018).

Identificou-se para o manganês (Mn) concentração considerada baixa ($7,9 \text{ mg.dm}^{-3}$), onde a concentração desse elemento está associada a zonas de intemperismo no solo devido principalmente a reações de oxirredução. Na zona de intemperismo, esses minerais são expostos permanentemente a um ambiente de oxidação flutuante com abundância de água para incorporação de compostos como a matéria orgânica. A água também introduz íons reativos, como H^+ , e remove os produtos solúveis do intemperismo. (GRAHAM et al., 1988). Em análises de Mn ao longo do perfil do solo, Guedes, (2018), encontrou concentrações na ordem de $35,43 \text{ g.dm}^{-3}$.

O teor encontrado para o fósforo total (PT de $11,7 \text{ mg.dm}^{-3}$ é considerado baixo se avaliarmos as condições orgânicas (MO disponível na superfície) e inorgânicas (solo franco arenoso) do local de estudo. O PT compreende o íon fosfato na solução do solo, todas as formas precipitadas com Al^{3+} , Fe^{2+} e Ca^{2+} e adsorvidas aos oxi-hidróxidos de Fe e de Al da fração argila e, ainda, as formas estruturais dos minerais fosfatados (GATIBONI et al., 2013). Concentrações de PT em solos saturados foram identificadas nos estudos de Leite (2015) e Cavalcante (2017), na ordem de $6,5 \text{ mg dm}^{-3}$ e $2,8$ a $3,5 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente.

Nesse sentido, a partir dos resultados obtidos com a caracterização química do solo (Tabela 7), juntamente com os valores identificados em outros estudos empregados em sistemas tipo FM (Guedes, 2018), entende-se que as características químicas do solo utilizadas são apropriadas para o emprego da tecnologia de FMI.

4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL I

4.2.1 Parâmetros de projeto

Os parâmetros de projeto do sistema de FMI do PE-I foram adotados a partir das características e das limitações do local a ser implantada a vala de infiltração, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros de projeto identificados para o sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.

Parâmetros de projeto	Valores
Comprimento da vala de infiltração (m)	5
Seção (m ²)	1
Área de drenagem (laterais/Fundo) (m ²)	17
Vazão (m ³ dia ⁻¹)	2,5
Taxa de filtração (m dia ⁻¹)	0,147
Distância de filtração (m)	8
Condutividade hidráulica (cm s ⁻¹)	5,29.10 ⁻⁴
Seixo, diâmetro médio (m ²)	0,07
Tempo de detenção hidráulica (dia)	21,5

A vala bem como todo o sistema, foram idealizados e dimensionados em função da distância disponível entre o passeio da escola e o lago. O meio filtrante, bem como o material utilizado para a confecção da vala, é do próprio local de estudo. O TDH identificado de 21,5 dias foi determinado a partir da aferição do sistema de FMI do PE-II, pois a distância de filtração bem como o meio filtrante são semelhantes.

A vazão de entrada (2,5 m³ dia⁻¹) foi definida ao longo do período de aclimatação do sistema em funcionamento, antes da primeira semana de operação. A vazão correspondeu ao limite de absorção do solo saturado, ou seja, a vazão de entrada é a mesma da vazão infiltrada. Esse equilíbrio ocorreu após a estabilização do nível do lençol freático em relação ao nível da superfície, monitorado de forma contínua em todos os 12 piezômetros.

Admitiu-se como área de drenagem todas as laterais mais o fundo (17 m²) proporcionando uma taxa de filtração de 0,147 m dia⁻¹. Browne et al. (2013) esclarecem a importância em considerar a infiltração em duas dimensões, através da base e paredes da trincheira de infiltração. Os autores concluem que o que vai importar na análise é a proporção de volumes infiltrados entre essas áreas de infiltração. Heilweil et al. (2015)

realizaram uma modelagem em trincheiras de infiltração e os resultados mostraram uma maior tendência à infiltração nas paredes do sistema.

Outro parâmetro importante considerado foi a condutividade hidráulica ($5,29 \cdot 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$) que segundo Casagrande (1940) e Batista et al. (2005) é um valor satisfatório para o estudo proposto. A condutividade foi estabelecida através de ensaios in loco conforme descrito por Caputo (1996).

4.2.2 Comportamento da altura de estabilização do lençol freático

Para o início das operações na estrutura em escala real do PE I, foi observado o comportamento no nível do lençol freático antes e depois da estabilização. Foram aferidas medições diárias do volume de água de entrada no sistema, bem como medições diárias das cotas do nível do lençol freático em relação ao nível da superfície até a sua estabilização no período de 04/03/2019 a 20/05/2019. O equilíbrio no sistema em funcionamento do PE I se deu com valores aproximados de cotas medidas nos piezômetros conforme Tabela 11, e Figura 22. A partir do equilíbrio, o sistema foi operado e monitorado semanalmente com cotas de níveis praticamente constantes.

Tabela 11 – Nível do lençol freático identificado nos diferentes piezômetros que compõem o sistema de filtração em margem inversa.

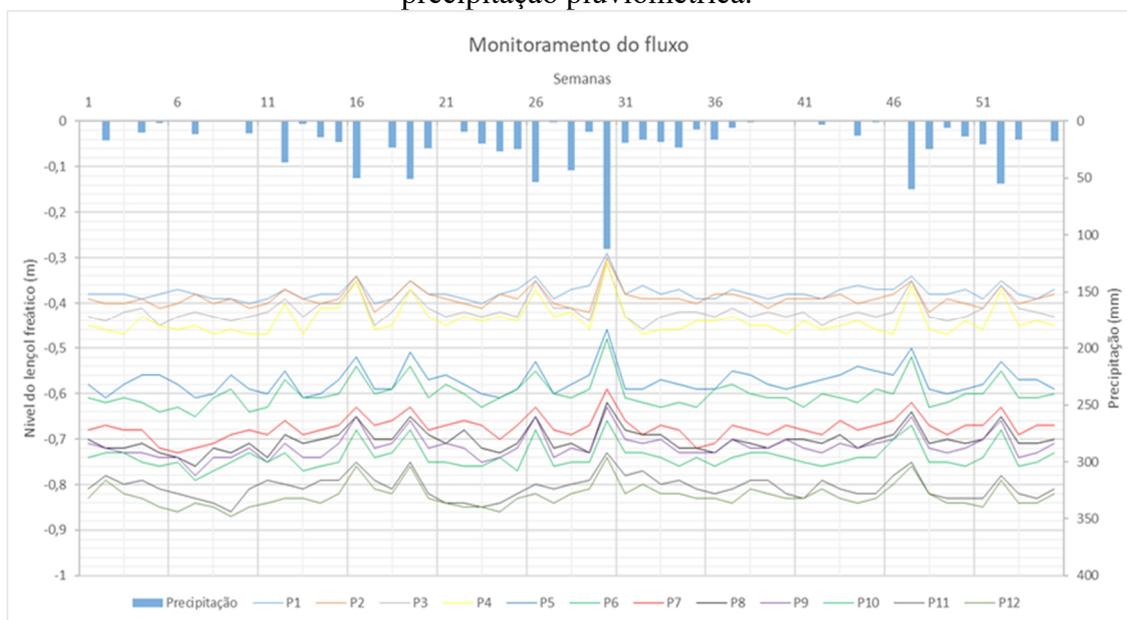
Piezômetros n = 53	Nível do lençol freático (m)
Referência	0,00
P1	-0,38 (0,03)
P2	-0,39 (0,05)
P3	-0,43 (0,04)
P4	-0,45 (0,04)
P5	-0,61 (0,10)
P6	-0,64 (0,09)
P7	-0,66 (0,08)
P8	-0,70 (0,11)
P9	-0,71 (0,09)
P10	-0,74 (0,06)
P11	-0,81 (0,08)
P12	-0,83 (0,12)

De acordo com a Figura 22, o comportamento ao longo do período monitorado mostrou o nível do fluxo da água no sistema em operação com variações pequenas proporcionadas pela degradação biológica, promovida pela ação bacteriana presente no

meio filtrante, apontando o equilíbrio entre o volume da água de entrada com o volume da água infiltrada. Porém, em algumas semanas (16, 19, 26, 30 e 47) foram observadas variações pontuais significativas, provavelmente em função do volume precipitado.

Uma característica muito importante do nível freático é que sua configuração varia de acordo com a época, de um ano a outro, devido à recarga da água subterrânea, que é o acréscimo de água acima da superfície da zona saturada, e está relacionada com a quantidade e distribuição de precipitação (ARANTES, 2003).

Figura 22 – Nível do lençol freático monitorado nos piezômetros em relação a precipitação pluviométrica.



4.2.3 Desempenho de tratamento do sistema de filtração em margem inversa

Na Tabela 12, apresentam-se os valores médios e desvio padrão dos resultados obtidos referente ao período de monitoramento (julho de 2019 a agosto de 2020) dos parâmetros físico-químicos e biológicos identificados na água bruta e na água tratada do sistema de FMI do PE-I .

Na Figura 23, apresenta-se o comportamento da turbidez na água bruta e na água tratada ao longo do estudo. Valores médios de $21,02 \pm 7,41$ uT, com valores máximos e mínimos de 32,8 e 9,19 uT, respectivamente foram identificados na água bruta. Enquanto que na água tratada, os valores médios diminuíram para $12,44 \pm 3,92$ uT, com valores máximos de 20,3 e mínimos de 2,7 conferindo ao sistema de FMI uma eficiência média

de remoção na ordem de $41 \pm 12\%$. Remoções superiores, na ordem de 90%, foram reportados por sistemas de FM (MONDARDO, 2009; GUEDES, 2018). Provavelmente, menores remoções de turbidez identificadas nesse estudo, quando a comparado ao sistema de FM, esteja associado com as características da água bruta, devido a mesma ser proveniente de um ambiente lântico no qual a comunidade fitoplanctônica é mais densa, quando comparada aos rios, por exemplo.

Tabela 12 – Valores médios e desvio padrão identificados na água bruta e na água tratada pelo sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.

Parâmetros n= 55	Água bruta Valores médios Desvio padrão	Água tratada Valores médios Desvio padrão	Eficiência de remoção média (%)
Turbidez (uT)	21,02 (7,41)	12,44 (3,92)	41 (12)
Cor aparente (uH)	250,33 (75,88)	162,09 (33,12)	35 (16)
Cor verdadeira (uH)	40,38 (14,59)	23,07 (7,40)	43 (16)
Temperatura (°C)	21,04 (4,57)	21,93 (4,43)	-
pH	6,59 (0,64)	6,25 (0,40)	-
OD (mg L ⁻¹)	4,07 (2,16)	1,55 (0,71)	-
Eh (mV)	62,20 (6,02)	-117,44 (8,75)	-
CE (µS cm ⁻¹)	211,17 (24,04)	249,23 (47,11)	-
Clorofia <i>a</i> (ug L ⁻¹)	198,47 (64,80)	7,89 (4,04)	96 (10)
SSD (mg L ⁻¹)	92,00 (37,50)	75,98 (49,84)	17 (31)
SST (mg L ⁻¹)	154,82 (53,91)	118,11 (107,85)	26 (39)
COT (mg L ⁻¹)	17,44 (2,93)	12,61 (6,89)	26 (46)
COD (mg L ⁻¹)	16,70 (2,96)	12,17 (7,06)	20 (36)
DQO (mg L ⁻¹)	60,04 (12,67)	26,70 (12,77)	60 (15)
NT (mg L ⁻¹)	8,32 (4,56)	3,90 (1,87)	53 (12)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	4,86 (1,85)	3,11 (2,58)	48 (20)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,06 (0,03)	0,05 (0,04)	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,33(0,57)	0,73 (0,35)	-
PT (mg L ⁻¹)	2,62 (0,58)	1,82 (1,09)	46 (20)
*Fe (mg L ⁻¹)	1,90 (0,46)	0,18 (0,09)	91 (3)
*Mn (mg L ⁻¹)	0,05 (0,01)	0,05 (0,01)	8 (25)
*CT (NPM / 100 mL ⁻¹)	$5,71 \times 10^{-4}$ ($5,71 \times 10^{-4}$)	$7,64 \times 10^{-2}$ ($5,05 \times 10^{-2}$)	98 (2)
*CF (NPM / 100 mL ⁻¹)	$1,26 \times 10^{-4}$ ($8,84 \times 10^{-3}$)	$3,39 \times 10^{-1}$ ($4,17 \times 10^{-1}$)	100 (1)

Nota: * 45 amostragens validas ao longo do período de monitoramento.

Em relação a condutividade elétrica (CE) observou-se um aumento na CE ao longo do tratamento (Figura 24). Valores médios na ordem de $211,17 \pm 24,04$ % foram identificados na água bruta, enquanto que, na água tratada valores na ordem de $249 \pm$

47,11 % foram observados (Tabela 12). Esse mesmo comportamento foi reportado por outros autores que empregaram sistema de FM para tratamento de água de rio (DASH et al., 2008; MONDARDO, 2009). Identificou-se uma correspondência de valores, ou seja, quando há um aumento ou redução nos valores de condutividade no lago foi observado esse comportamento na água tratada também. Este fato, demonstra a conexão hidráulica entre o lago e a vala de filtração. Aplicando a correlação de Pearson foi encontrado um coeficiente de correlação significativa (0,7896) entre os valores de CE da água bruta e água tratada.

Figura 23 – Valores de turbidez identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.

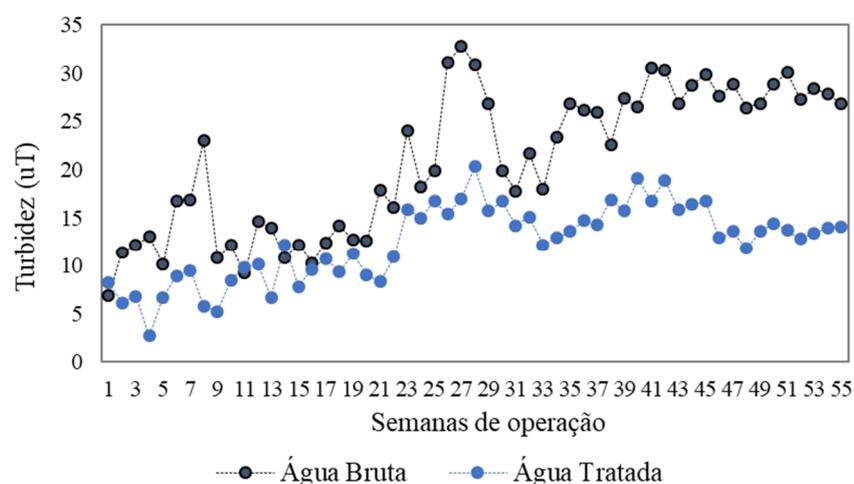
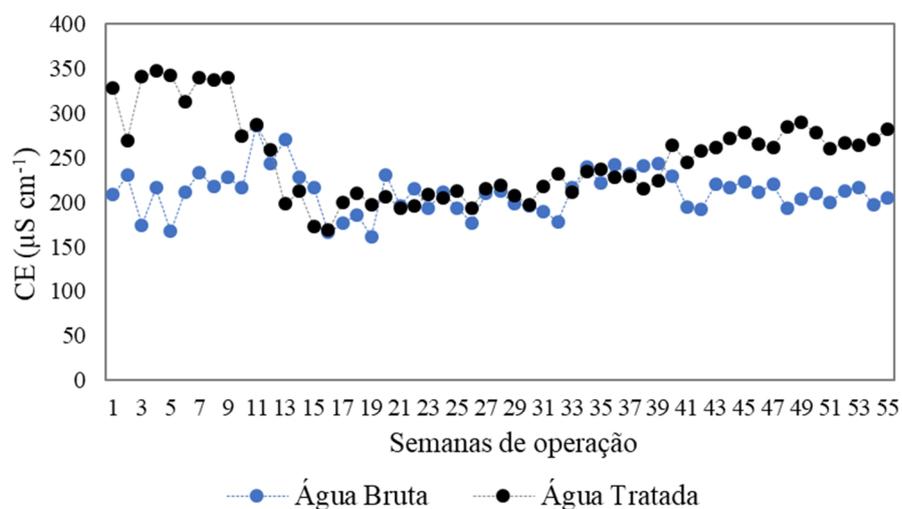


Figura 24 – Valores de condutividade elétrica identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.



A cor aparente da água bruta, apresentou valores médios de 250,3 uH, variando de 260,0 a 75,0 uH. Já os valores de cor aparente da água tratada foram mais baixos, variando entre 31 a 270,0 uH, com valores médios de $162,0 \pm 33,1$ uH (Figura 25). Enquanto isso, a cor verdadeira da água do lago variou entre 8,0 e 47,0 uH e apresentou valores médios de $40,3 \pm 14,5$ uH, e para a água tratada os valores médios identificados foram de 43 ± 16 uH e variou entre 10,0 a 61,0 uH (Figura 26). Baseado nesse comportamento a remoção média de cor verdadeira foi de $35 \pm 16\%$ e $43 \pm 16\%$ para cor aparente.

Figura 25 – Valores de cor aparente identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.

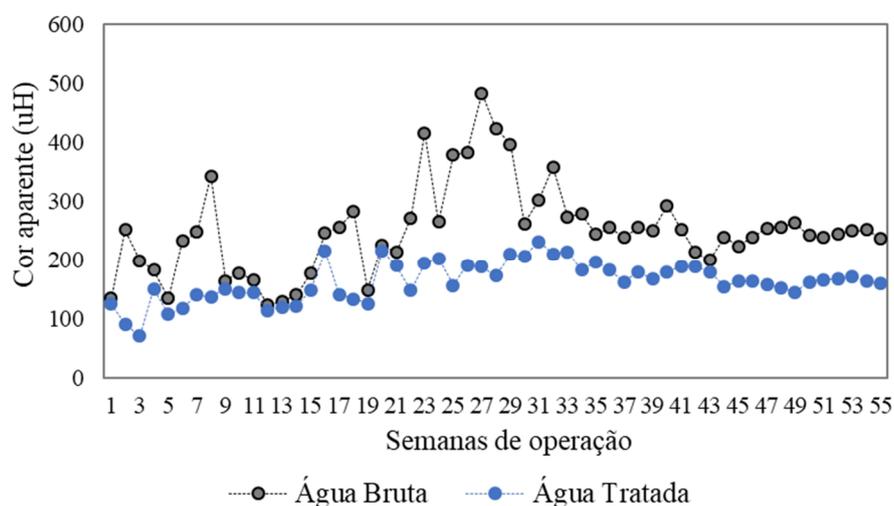
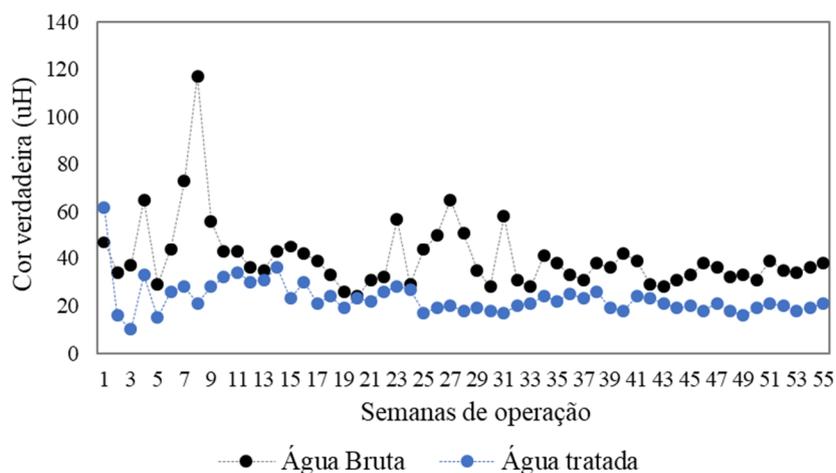


Figura 26 – Valores de cor verdadeira identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.

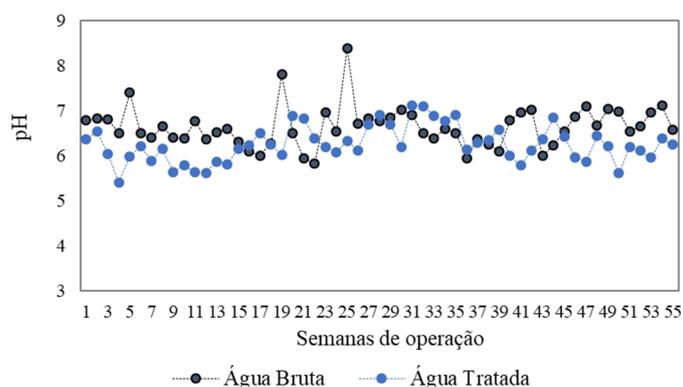


A cor aparente da água do lago, ou seja, a água bruta apresentou grande variação quando comparada à cor aparente da água tratada, conforme pode ser observado na Figura 25 e Figura 26. Este parâmetro representa a cor ocasionada por substâncias suspensas e dissolvidas na água. Os valores elevados observados no parâmetro cor aparente, possivelmente estão relacionados com a elevação da turbidez identificadas em dias de chuva. Por outro lado, a cor verdadeira tanto da água bruta quanto da água tratada mostrou maior estabilidade em relação a cor aparente. A cor verdadeira pode ser um indicativo de substâncias orgânicas dissolvidas na água.

Outro fator que pode estar envolvido na eficiência de remoção tanto da cor verdadeira quanto da cor aparente, e também da turbidez é o parâmetro clorofila *a* (Tabela 12). Correlações de Person, mostraram que quanto menor foi a concentração de clorofila *a* na água tratada, maiores foram as eficiências médias de remoção de cor e turbidez. Comportamento semelhante foi identificado em sistemas de FM (GUEDES, 2018). Eficiências médias de remoção de clorofila *a* foram identificadas na ordem de 96 %, liberando a água tratada com concentrações próximas de $7,89 \mu\text{g mL}^{-1}$. Provavelmente o bom desempenho de remoção de clorofila *a* identificado para o sistema de FMI, pode estar associado com o processo físico de filtração do solo (STUYFZAND et al., 2004).

Na Figura 27, apresenta-se os valores de pH identificados na água bruta e na água tratada pelo sistema de FMI. Os valores de pH tanto da água bruta quanto da água tratada mantiveram-se próximo da neutralidade ($6,59 \pm 0,64$ e $6,25 \pm 0,40$ na água bruta e água tratada, respectivamente), e apresentaram um comportamento similar ao longo do tempo. Além disso, não foi identificado um decaimento dos valores de pH da água ao infiltrar no solo.

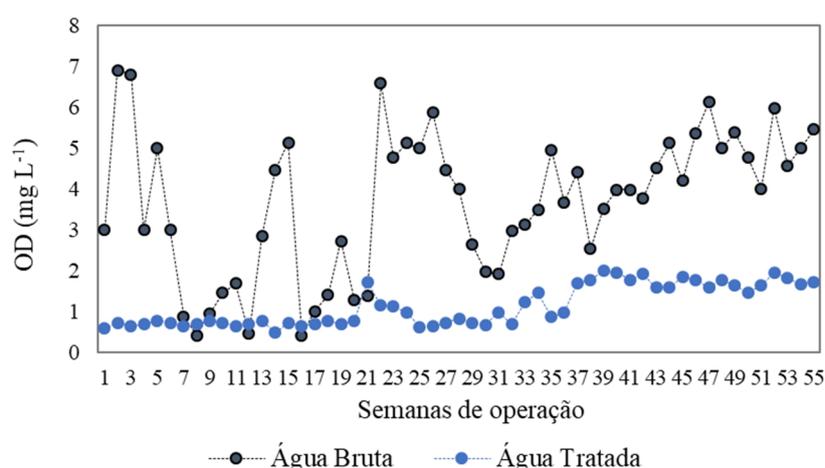
Figura 27 – Valores de pH identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.



Esse comportamento foi relatado por vários trabalhos conduzidos em sistema de FM (MONDARDO, 2009; MICHELAN, 2010, GUEDES, 2018). Provavelmente, esse fato esteja atrelado a disponibilidade de alcalinidade no meio, a qual fornece íons H^+ , evitando o decaimento do pH. Esse fato pode estar atrelado a vários fatores. Primeiramente, devido as baixas concentrações de nitrato formado, pois o mecanismo de nitrificação consome alcalinidade do meio (Tabela 12), e também, por a água ao longo do percurso de filtração entrar em contato com ambientes anóxicos e anaeróbios, onde ocorre uma produção de alcalinidade em ambientes com essas características (von SPERLING, 2005).

Na Figura 28 apresentam-se as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) identificadas na água bruta e na água tratada. Os valores de OD variaram entre 0,42 e 7,03 $mg L^{-1}$ na água bruta, e 0,58 e 3,72 $mg L^{-1}$ na água tratada. Observou-se uma tendência clara de decaimento dos valores de OD na água tratada ao longo do tempo de operação do sistema de FMI, liberando a água final com valores médios de OD na ordem de $1,55 \pm 0,71 mg L^{-1}$. Essa tendência de decaimento nas concentrações de OD está associada principalmente ao consumo de oxigênio pelo metabolismo microbiano, associado tanto com a oxidação da matéria orgânica carbonácea, quanto com a nitrificação (von SPERLING, 2005). Esse mesmo comportamento dos valores de OD foram reportados em sistemas de FM (STUYFZAND et al., 2004).

Figura 28 – Concentrações de oxigênio dissolvido identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.



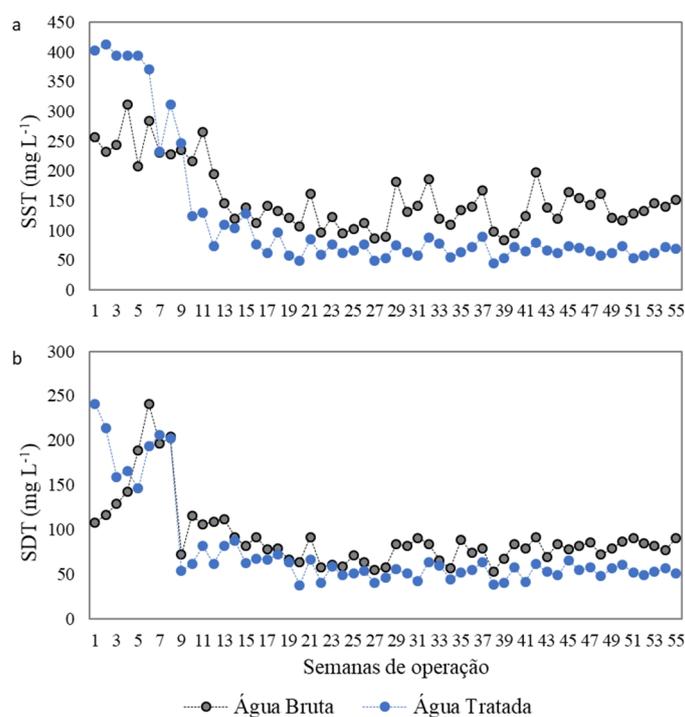
Correlações de Pearson diretamente proporcional (0,8767) entre OD e potencial redox (Eh) foram identificadas, ou seja, quanto maior o valor de OD, maior foi o valor do

Eh. Valores de Eh variaram entre 51 e 74 mV na água bruta e -99 e 137 mV na água tratada, com valores médios na ordem de $-117,44 \pm 8,75$ (Tabela 12). Portanto baseado nesse comportamento, ao longo do percurso de filtração, ambientes preferencialmente redutores foram identificados. Esse comportamento favorece reações bioquímicas associadas com a desnitrificação, remoção de ferro e manganês (STUYFZAND et al., 2004).

4.2.3.1 Desempenho de remoção de sólidos

Na Figura 29, apresenta-se as concentrações de SST e SDT identificadas ao longo do estudo do sistema de FMI. Verificou-se que até a 10ª semana de operação as concentrações de SST e SSD foram maiores na água tratada do que na água bruta. Provavelmente esse comportamento esteja associado com o arraste de partículas soltas do solo. Esse mecanismo está diretamente associado a velocidade de fluxo. Quanto maior é a velocidade de fluxo mais propício se torna para ocorrer o arraste (AHMED; MARHABA, 2016). Posteriormente a esse período de operação as concentrações de SST e SDT mantiveram-se estáveis ao longo do período de monitoramento.

Figura 29 – Concentrações das frações sólidas identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa. a) sólidos suspensos totais; b) sólidos dissolvidos totais.

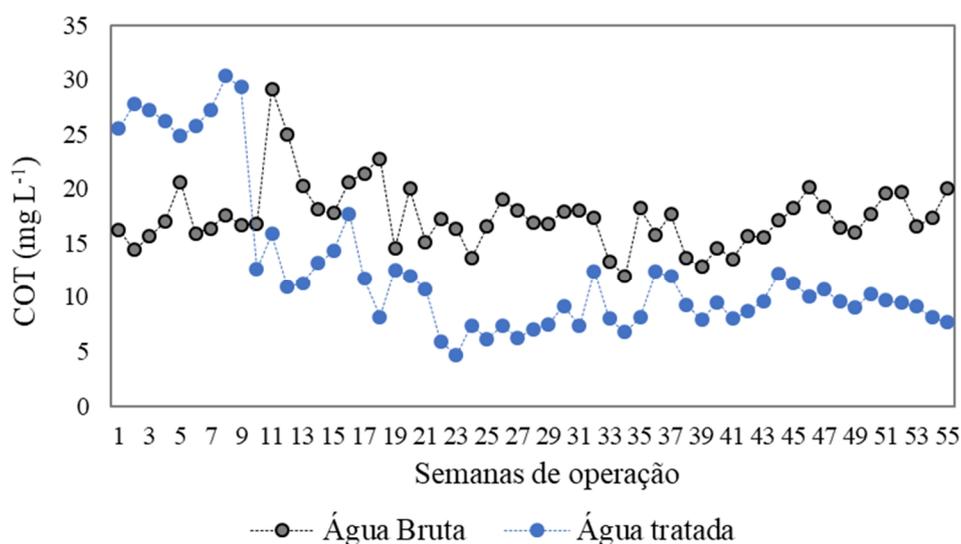


A eficiência média de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) foram na ordem de $17 \pm 31 \%$ e $26 \pm 39 \%$, respectivamente. Os valores variaram entre 266 a 84 mg L^{-1} de SST e 112 a 53 mg L^{-1} de SDT na água bruta, e 413 a 45 mg L^{-1} de SST e 241 a 38 mg L^{-1} de SDT na água tratada, liberando a água final com concentrações médias de $118,11 \text{ mg L}^{-1}$ e $75,98 \text{ mg L}^{-1}$ para SST e SDT, respectivamente (Figura 29). Remoções similares na ordem de 20% para SST foram identificadas por um estudo conduzido em sistema de FM (AHMED; MARHABA, 2016). No entanto, ainda segundo os mesmos autores, a remoção de SST está atrelada ao mecanismo de filtração. Portanto, o desempenho de remoção de sólidos no sistema de FMI está diretamente vinculado ao carregamento de SST aplicado no sistema, e as características do solo.

4.2.3.2 Desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea

Nas Figura 30, 31 e 32 apresentam-se as concentrações das diferentes frações carbonáceas mensuradas em termos de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD) e demanda química de oxigênio (DQO) ao longo do estudo.

Figura 30 – Concentrações de carbono orgânico total identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.



A concentração média de COT na água bruta foi de $17,44 \pm 2,93 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que, na água tratada foi de $12,61 \pm 6,89 \text{ mg L}^{-1}$, o que corresponde a uma remoção média de $26 \pm 46 \%$. Para COD, identificou-se concentrações médias de $16,79$

$\pm 2,96 \text{ mg L}^{-1}$ na água bruta e $12,17 \pm 7,06 \text{ mg L}^{-1}$ na água tratada, conferindo ao sistema uma eficiência média de remoção de $20 \pm 26 \%$. Já para a DQO, valores médios na água bruta e tratada foram na ordem de $60,04 \pm 12,67 \text{ mg L}^{-1}$ e $26,70 \pm 12,77 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, apresentando eficiências médias de remoção na ordem de $60 \pm 15 \%$. Remoções de COD e COT na ordem de 30 e 28%, respectivamente, foram reportados em sistemas do tipo FM (GHODEIF et al., 2016).

No entanto cabe ressaltar, que as concentrações de DQO identificadas na água bruta e tratada apesar de serem conduzidas em triplicadas, variaram significativamente ao longo do estudo. Esse fato pode estar associado com a sensibilidade do método, por se tratar de água com baixas concentrações de DQO (Figura 32).

Figura 31 – Concentrações de carbono orgânico dissolvido identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.

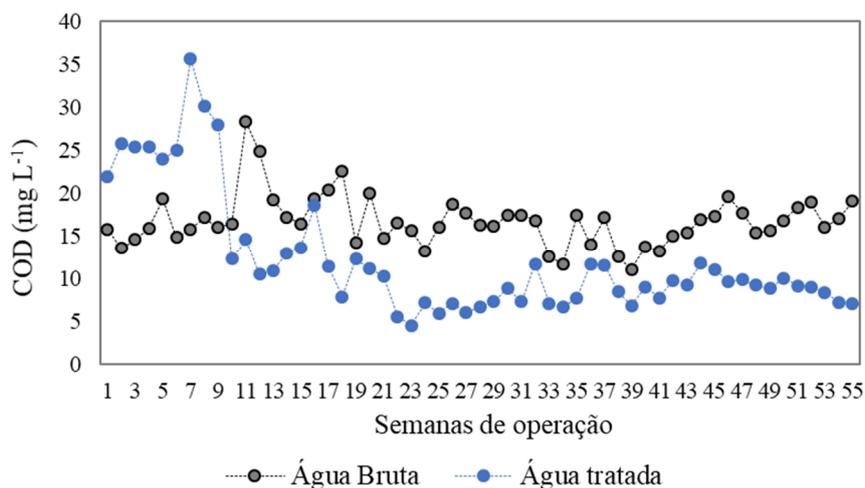
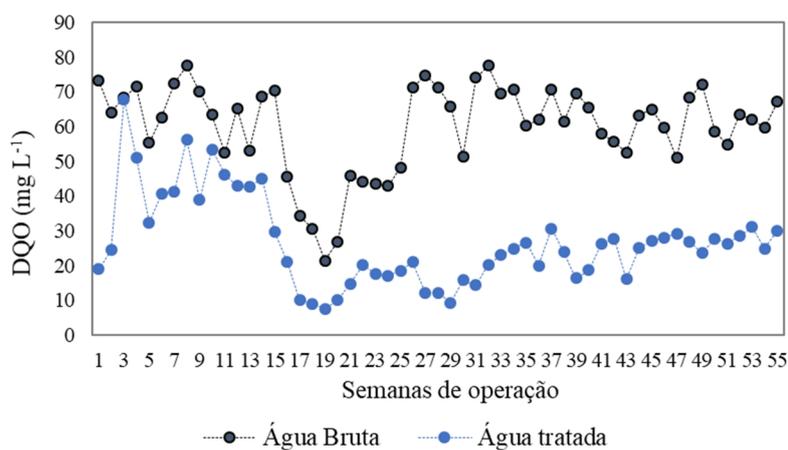


Figura 32 – Concentrações da demanda química de oxigênio identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.

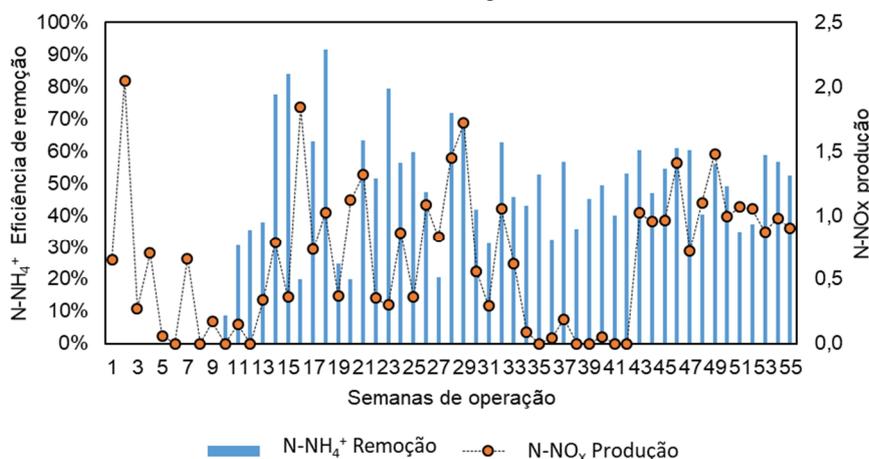


Observou-se também, que a eficiência de remoção de matéria orgânica, independentemente da fração carbonácea, aumentou ligeiramente após as 10 primeiras semanas de operação. Esse comportamento pode estar associado a um período de desenvolvimento e estabilidade da comunidade microbiana, desencadeando uma baixa atividade microbiana no meio e afetando diretamente na remoção de carbono. Segundo Ragusa et al. (2004), o tempo de desenvolvimento e formação de uma comunidade bacteriana heterotrófica, ou seja, associada com o ciclo do carbono, pode demorar até 100 dias.

4.2.3.3 Desempenho de remoção de nutrientes

Na Figura 33, apresenta-se a eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nitrogênio oxidado (N-NO_x) produzido ao longo do período de monitoramento. Concentrações médias de N-NH_4^+ foram identificadas na ordem de $4,86 \pm 1,85 \text{ mg L}^{-1}$ na água bruta e $3,11 \pm (2,58) \text{ mg L}^{-1}$ na água tratada. Esse desempenho de tratamento, forneceu ao sistema uma eficiência de remoção média na ordem de $48 \pm 20 \%$. Apesar de ter identificado remoções de N-NH_4^+ satisfatórias, a produção de N-NO_x foi sempre inferior a 2 mg L^{-1} (Figura 33). A remoção de N-NH_4^+ em sistemas do tipo FM está atrelada a dois mecanismos, ao processo de oxidação da amônia via atividade microbiana, ou seja, a nitrificação e a adsorção desse íon no solo, em menor magnitude quando comparado a nitrificação (HU et al., 2016).

Figura 33 – Eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal, juntamente com a produção de nitrogênio oxidado identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.



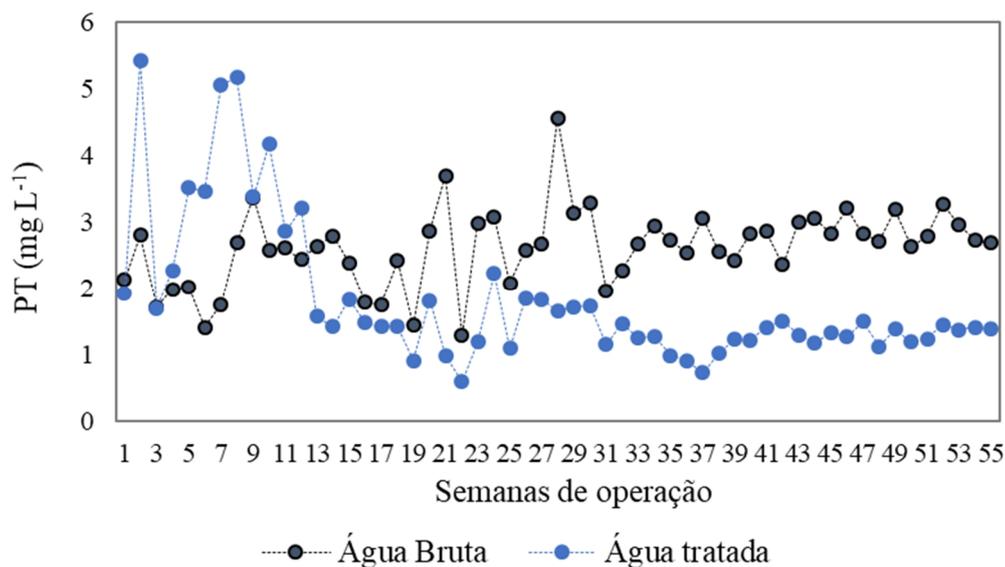
Embora as concentrações de N-NO_x identificadas ao longo do estudo foram baixas, a eficiência média de remoção de nitrogênio total (NT) foi de 53 ± 12 % (Tabela 12). Esse desempenho de eficiência de remoção atingido pelo sistema de FMI, demonstra predominância de nitrificação e desnitrificação sequenciais.

Outro comportamento interessante em relação as transformações do nitrogênio é que não se identificou remoção de N-NH₄⁺ nas 10 primeiras semanas de operação (Figura 33). Esse fato pode estar associado principalmente ao desenvolvimento e adaptação da comunidade nitrificante no meio. Segundo Ragusa et al. (2004), bactérias nitrificantes necessitam de aproximadamente 50 dias para se estabelecerem no meio. Esse fato ocorre devido a competição entre bactérias autotróficas e heterotróficas por oxigênio.

Em relação a fósforo total (PT), a eficiência média de remoção foi na ordem de 46 ± 20 % (Tabela 12), com concentrações de $2,62 \pm 0,58$ mg L⁻¹ da água bruta e $1,82 \pm 1,09$ mg L⁻¹ da água tratada respectivamente. Remoção na concentração de PT foram reportados em sistemas do tipo em FM de rio por Jeyakumar et al. (2017) na ordem de 0,19 mg L⁻¹ na água bruta e 0,02 mg L⁻¹ na água tratada. Em sistema de FM aplicados para o tratamento de água de lago por Dash et al. (2008) na água bruta 0,22 mg L⁻¹ e 0,03 mg L⁻¹ na água tratada, respectivamente.

Conforme apresentado na Figura 34 pode-se observar que até a 12^a semana de operação não ocorreu remoção de PT. Esse comportamento pode estar associado diretamente com o processo de adsorção, o qual pode ser considerado o principal meio de remoção desse nutriente. No início de operação do sistema de FMI pode ocorrer o carreamento de partículas do solo durante o processo de infiltração, dificultando assim o processo de adsorção. Posteriormente, após o mecanismo de lavagem do solo, ocorre equilíbrio no sistema de FMI o qual beneficia o processo de adsorção. O PT mobilizado tem sido interpretado como resultante do aumento das cargas negativas dos óxidos e da competição entre os grupos (OH⁻) e os ânions de fosfatos (H₂PO₄⁻) por sítios de adsorção (KOSKI-VÄHÄLÄ et al., 2001). Além disso, a redução e a consequente dissolução dos óxidos de ferro podem diminuir o número de sítios de adsorção de fosfato do solo durante o período inicial de inundação (MELLO et al., 1992).

Figura 34 – Concentrações de fósforo identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.

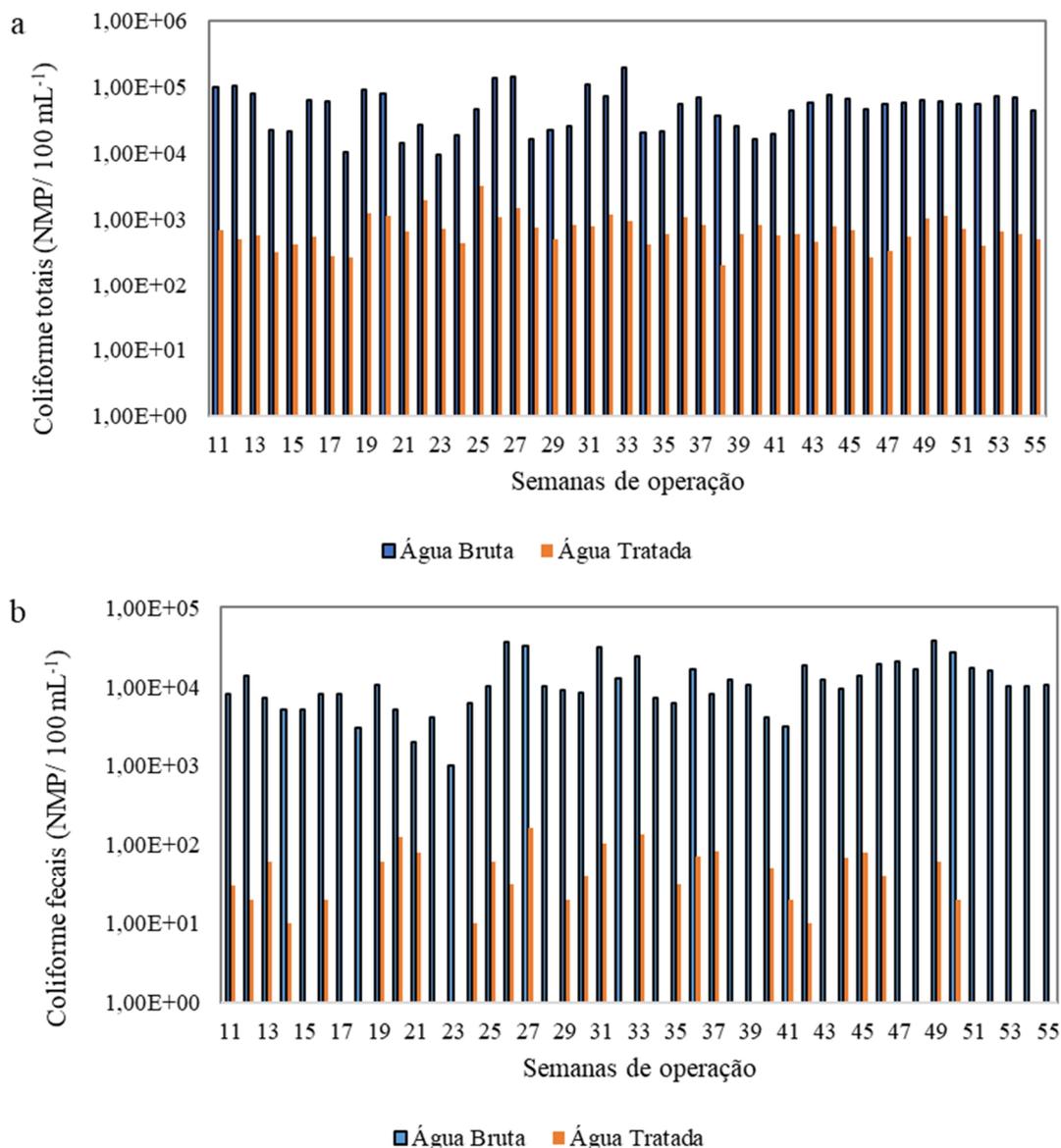


4.2.3.4 Desempenho de remoção de coliformes

Na Figura 35 a e b apresenta-se o comportamento das concentrações de coliformes ao longo do período estudado. A eficiência média de remoção de coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF) foi na ordem de $98 \pm 2 \%$ e $100 \pm 1 \%$, respectivamente. Os valores variaram entre $5,71 \times 10^{-4}$ NPM/100mL⁻¹ de CT e $1,26 \times 10^{-4}$ NPM/100mL⁻¹ de CF na água bruta, e $7,64 \times 10^{-2}$ NPM/100mL⁻¹ de CT e $3,39 \times 10^{-1}$ NPM/100mL⁻¹ de CF para a água tratada. A tecnologia de FMI proporcionou grande eficiência na remoção de CT e CF.

Outros estudos de FM apresentam eficiência similar na remoção de CT e CF (DASH et al., 2008; MICHELAN, 2010; SANDHU et al, 2011; FREITAS et al., 2012; THAKUR et al., 2013; HAMDAN et al., 2013; BLAVIER et al., 2014; ABDALLA; SHAMRUKH, 2016; GUEDES, 2018).

Figura 35 – Concentrações de coliformes identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa. a) coliformes totais; b) coliformes fecais.



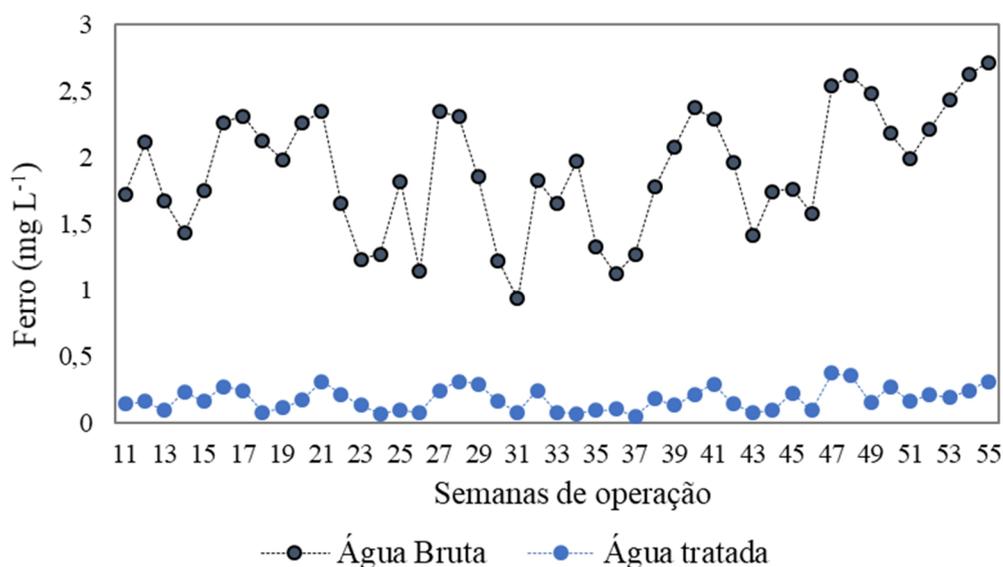
4.2.3.5 Desempenho de remoção de metais

A concentração média de ferro (Fe) na água bruta e tratada foi de $1,90 \pm 0,46$ mg L⁻¹ e $0,18 \pm 0,09$ mg L⁻¹ respectivamente. A eficiência média de remoção de ferro foi de $91 \% \pm 3$, conforme apresentado na Tabela 12 e na Figura 36. A presença de Fe na água se torna indesejada apesar de os valores acima reportados serem aceitáveis comparados a resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). O ferro está presente no meio filtrante (solo) na forma insolúvel como óxido férrico, hidróxido de ferro ou carbonato de Fe. Alguns fatores contribuem para que a solubilização do ferro ocorra, ou

seja, que passe da forma insolúvel (Fe^{+3}) para a forma solúvel (Fe^{+2}), tais como a baixa concentração de oxigênio dissolvido, alta concentração de gás carbônico ou baixo pH no meio.

A solubilização do ferro proporciona mobilidade ao longo do perfil do solo, sendo que esse elemento tende a acompanhar as argilas em sua migração. (MELFI, et al., 1979; BOYD, 1990; KUEHN e MULLER, 2000; RICHTER; AZEVEDO NETO, 2007; MORUZZI E REALI, 2012; GUEDES, 2018). Remoções similares foram identificados por Michelan, (2010) e Guedes, (2018), em estudos sobre a FM.

Figura 36 – Concentrações de ferro identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.

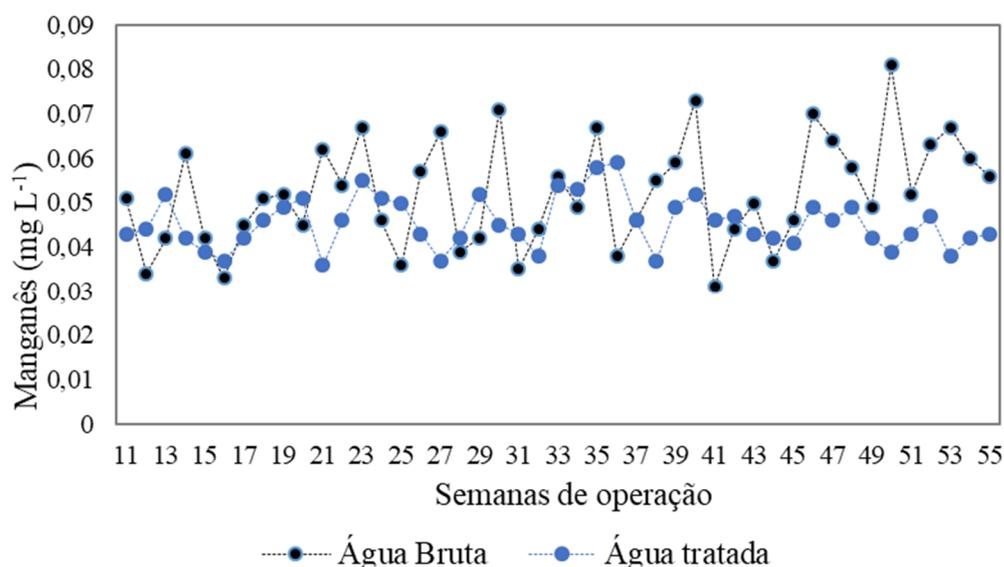


Em relação ao manganês (Mn) a concentração média na água bruta foi de $0,054 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que na água tratada foi de $0,05 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$, o que corresponde a uma remoção média de apenas $8 \pm 25\%$, demonstrado na Tabela 12 e na Figura 37. O comportamento das concentrações de Mn na água bruta e na água tratada se mostrou oscilante e com baixa remoção média ao longo do período de operação da estrutura. De certa forma, esse comportamento é esperado pois na constituição do meio filtrante que é formado pelo solo existe a presença desse elemento.

Outro fator que corrobora para a baixa remoção de Mn e que muitas vezes ocorre um acréscimo nas concentrações na água tratada, pode ser explicado por Kuehn; Mueller, (2000), mostrando que baixas concentrações de OD fazem com que o Mn se torne solúvel, o que ocasiona o processo de liberação desse elemento na água, uma vez em contato com

oxigênio precipitam. Paiva et al., (2010) obtiveram resultados similares em estudo sobre FM. No entanto Soares, (2009), também em estudo com FM, em um lago de piscicultura encontrou valores maiores de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ na concentração de Mn da água tratada em relação a água bruta. HOPPE-JONES, et al (2010), obtiveram valores semelhantes em seus estudos.

Figura 37 – Concentrações de manganês identificadas na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa.



4.2.4 Desempenho de tratamento do sistema de filtração ao longo da distância de filtração

Diferenças estatísticas ($p < 0,05$) entre as distintas distâncias de filtração (2 m, 5,5 m e 8 m) foram identificadas para todos os parâmetros avaliados, com exceção apenas para os valores de pH, indicando, portanto, que a distância de filtração influenciou no desempenho de tratamento do sistema de FMI (Tabela 13). Além disso, na Tabela 14 apresenta-se os valores médios e desvio padrão dos resultados obtidos referente ao período de monitoramento (julho de 2019 a agosto de 2020) dos parâmetros físico-químicos e biológicos identificados em diferentes distâncias de filtração do sistema de FMI.

Tabela 13 – Resultados estatísticos realizados a um nível de significância de $p= 0,05$, identificados em diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.

Parâmetros	Valor de p
Turbidez (uT)	0,0345
Cor aparente (uH)	0,0234
Cor verdadeira (uH)	0,0123
Temperatura (°C)	0,0324
pH	1,2341
OD (mg L ⁻¹)	0,0214
Eh (mV)	0,0321
CE (µS cm ⁻¹)	0,0213
Clorofia <i>a</i> (ug L ⁻¹)	0,0123
SSD (mg L ⁻¹)	0,0234
SST (mg L ⁻¹)	1,32x10 ⁻⁶
COT (mg L ⁻¹)	1,862x10 ⁻⁶
COD (mg L ⁻¹)	2,72x10 ⁻⁸
DQO (mg L ⁻¹)	3,42x10 ⁻⁸
NT (mg L ⁻¹)	5,32x10 ⁻⁶
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	2,52x10 ⁻⁶
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	4,12x10 ⁻⁶
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	7,33x10 ⁻⁶
PT (mg L ⁻¹)	3,32x10 ⁻⁶
Fe (mg L ⁻¹)	8,92x10 ⁻⁶
Mn (mg L ⁻¹)	7,52x10 ⁻⁶
CT (NPM / 100 mL ⁻¹)	0,0674
CF (NPM / 100 mL ⁻¹)	0,0874

O desempenho de tratamento do sistema de FMI variou ao longo do percurso de filtração (Figura 38). De forma geral, quanto maior a distância de filtração ou maior o tempo de contato entre a água e o meio filtrante maior foi o desempenho de tratamento.

Ocorreu redução da turbidez e da cor, tanto aparente como verdadeira, ao longo do percurso de filtração (Figura 39). Concentrações médias de turbidez, na ordem de 21,0, 20,2, 15,8 e 12,4 uT foram identificadas na água bruta, aos 2 m, 5,5 m e 8 m de filtração, respectivamente. Já em relação a cor aparente, os valores médios foram de 250,33 uH na água bruta, 230,13 uH aos 2 m, 188,93 uH aos 5,5 m e finalmente 162,09 uH aos 8 m de filtração. Enquanto isso, os valores médios da cor verdadeira foram ainda menores, na ordem de 40,38 uH na água bruta, 29,04 uH aos 2 m, 25,0 uH aos 5,5 m e 23,07 uH aos 8 m de filtração.

Figura 38 – Eficiência de remoção média de poluentes identificados em diferentes pontos de distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa. a) fração de sólidos. b) matéria orgânica carbonácea. c) nutrientes. d) patógenos. e) metais.

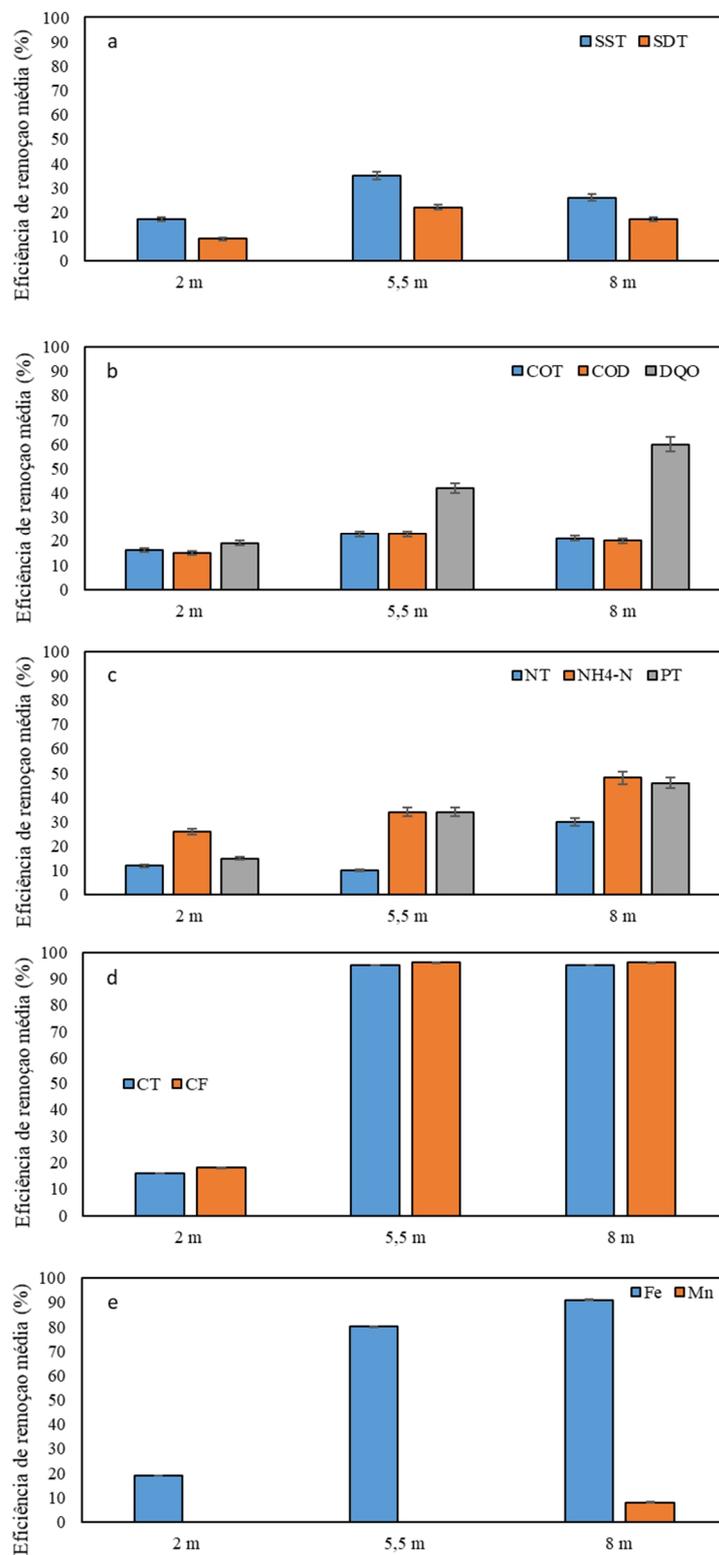
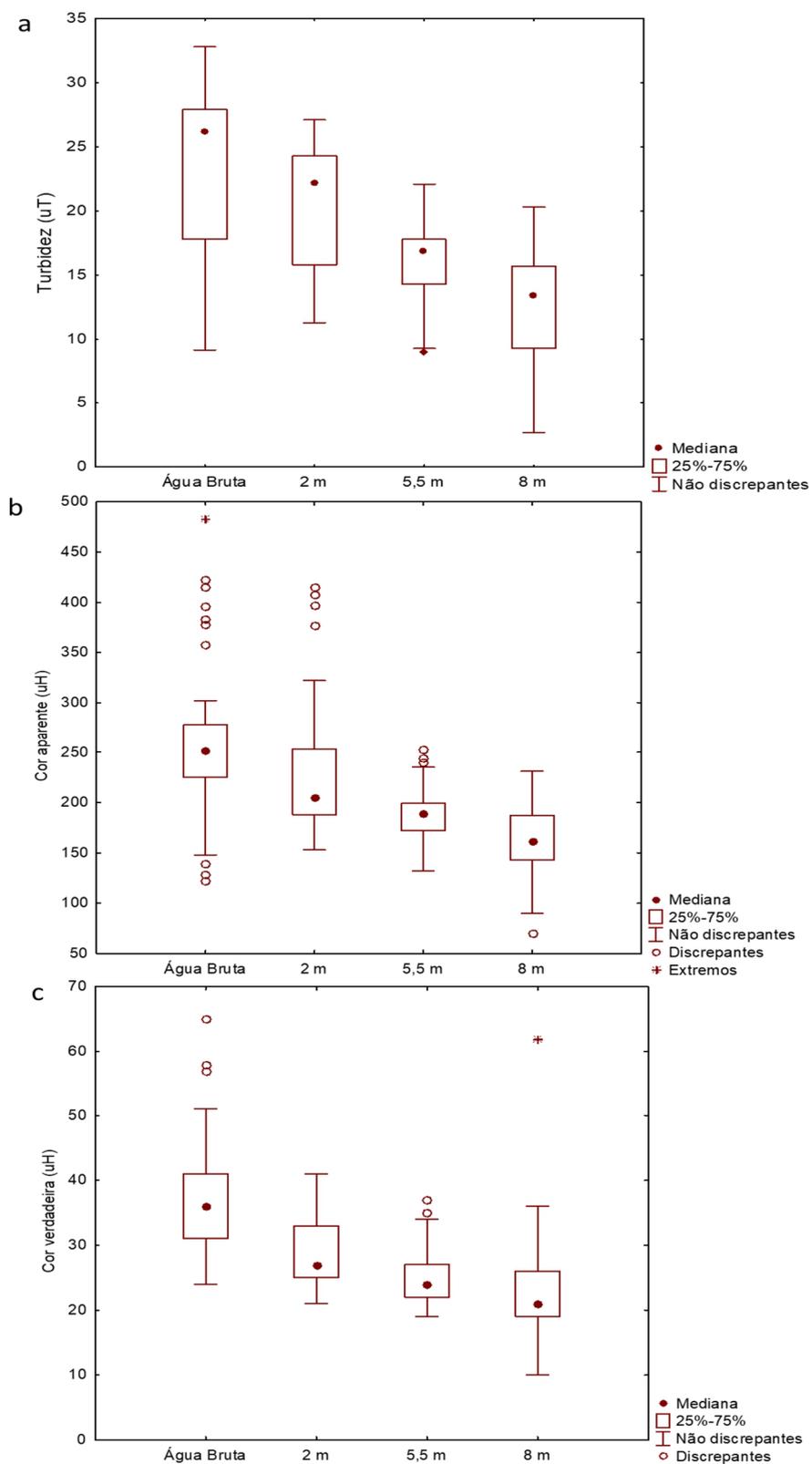


Tabela 14 – Valores médios e desvio padrão identificados em diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I.

Parâmetros n= 55	Água bruta Valores médios Desvio padrão	2 m de filtração Valores médios Desvio padrão	5,5 m de filtração Valores médios Desvio padrão	8 m de filtração Valores médios Desvio padrão
Turbidez (uT)	21,02 (7,41)	20,22 (4,65)	15,8 (3,10)	12,44 (3,92)
Cor aparente (uH)	250,33 (75,88)	230,13 (66,78)	188,93 (27,91)	162,09 (33,12)
Cor verdadeira (uH)	40,38 (14,59)	29,04 (5,13)	25,0 (4,33)	23,07 (7,40)
Temperatura (°C)	21,04 (4,57)	22,27 (4, 88)	22,49 (4,66)	21,93 (4,43)
pH	6,59 (0,64)	6,29 (0,39)	6,41 (0,42)	6,25 (0,40)
OD (mg L ⁻¹)	4,07 (2,16)	0,98 (0,39)	1,1 (0,41)	1,55 (0,71)
Eh (mV)	62,20 (6,02)	123,7 (9,0)	-136,5 (8,5)	-117,44 (8,75)
CE (µS cm ⁻¹)	211,17 (24,04)	232,02 (28,04)	226,8 (26,11)	249,23 (47,11)
Clorofia <i>a</i> (ug L ⁻¹)	198,47 (64,80)	97,55 (16,87)	29,4 (6,0)	7,89 (4,04)
SSD (mg L ⁻¹)	92,00 (37,50)	71,51 (19,55)	61,0 (13,2)	75,98 (49,84)
SST (mg L ⁻¹)	154,82 (53,91)	111,53 (29,34)	86,7 (22,6)	118,11 (107,85)
COT (mg L ⁻¹)	17, 44 (2,93)	14,85 (3,26)	13,5 (3,5)	12,61 (6,89)
COD (mg L ⁻¹)	16,70 (2,96)	14,29 (3,19)	12,9 (3,3)	12,17 (7,06)
DQO (mg L ⁻¹)	60,04 (12,67)	47,04 (10,75)	32,9 (9,4)	26,70 (12,77)
NT (mg L ⁻¹)	8,32 (4,56)	6,00 (1,14)	5,01 (2,0)	3,98 (1, 87)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	4,86 (1,85)	3,36 (1,56)	3,0 (1,3)	3,11 (2,58)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,06 (0,03)	0,05(0,01)	0,04 (0,01)	0,05 (0,04)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,33(0,57)	1,25 (0,30)	0,89 (0,29)	0,73 (0,35)
PT (mg L ⁻¹)	2,62 (0,58)	2,29 (0,46)	1,7 (0,4)	1,82 (1,09)
*Fe (mg L ⁻¹)	1,90 (0,46)	1,57 (0,57)	0,38 (0,16)	0,18 (0,09)
*Mn (mg L ⁻¹)	0,05 (0,01)	0,06 (0,01)	0,06 (0,06)	0,05 (0,01)
*CT (NPM / 100 mL ⁻¹)	5,71 x 10 ⁻⁴ (5,71 x 10 ⁻⁴)	4,85 x 10 ⁻⁴ (3,45 x 10 ⁻⁴)	2,23 x 10 ⁻³ (1,40 x 10 ⁻³)	7,64x 10 ⁻² (5,05 x 10 ⁻²)
*CF (NPM / 100 mL ⁻¹)	1,26 x 10 ⁻⁴ (8,84 x 10 ⁻³)	1,02 x 10 ⁻⁴ (6,92 x 10 ⁻³)	2,57 x 10 ⁻² (2,51 x 10 ⁻²)	3,39 x 10 ⁻¹ (4,17x 10 ⁻¹)

Nota: * 45 amostragens validas ao longo do período de monitoramento.

Figura 39 – Comportamento de poluentes ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa. a) turbidez. b) cor verdadeira. c) cor aparente.



Conforme o aumento do percurso de filtração ou o tempo percorrido, menores foram os valores de turbidez (remoção médias na ordem de $5 \pm 12 \%$, $25 \pm 13 \%$ e $41 \pm 17 \%$ aos 2, 5,5 e 8 m de filtração, respectivamente), cor aparente (remoção médias na ordem de $8 \pm 17 \%$, $25 \pm 13 \%$, $35 \pm 27 \%$ aos 2, 5,5 e 8 m de filtração) e cor verdadeira (remoção médias na ordem de $28 \pm 37 \%$, $38 \pm 23 \%$, $43 \pm 17 \%$ aos 2, 5,5 e 8 m de filtração). Além disso, a CE aumentou ao longo do percurso, principalmente após 5,5 m de filtração (valores médios de $211,17 \mu\text{S cm}^{-1}$ na água bruta, $232,02 \mu\text{S cm}^{-1}$ aos 2 m, $226,8 \mu\text{S cm}^{-1}$ aos 5,5 m e $249,23 \mu\text{S cm}^{-1}$ aos 8 m de filtração). Assim, esse comportamento, diminuição da turbidez e cor associado ao aumento dos valores de CE indicam a um bom desempenho de sedimentação e filtração durante o tratamento da água (DASH et al., 2008). Esse mesmo comportamento já foi relatado em um sistema de FM empregado para o tratamento de água da Lagoa do Peri em Florianópolis, SC (ROMERO-ESQUIVEL, 2012).

Em relação as condições oxiredutoras presentes no meio, ao mesmo tempo que os valores de pH não variaram significativamente ao longo do percurso de filtração (6,29 até 6,59), não sendo identificado diferença estatística ($p > 0,05$) entre os diferentes pontos de coleta ao longo do processo de filtração (Tabela 14), uma diminuição nas concentrações de OD ($4,07$, $0,98$, $1,10$ e $1,55 \text{ mg L}^{-1}$ na água bruta, aos 2 m, 5,5 m e 8,8 m, respectivamente) foi identificada com o aumento do percurso de filtração (Figura 40), indicando portanto, a presença de ambientes predominantes redutores com o aumento da distância de filtração devido a diminuição dos valores de Eh ($62,20$, $123,7$, $-136,5$ e $-117,44 \text{ mV}$ na água bruta, aos 2, 5,5 e 8 m de filtração, respectivamente) (Figura 41). Esse comportamento está associado principalmente ao consumo de oxigênio pelas reações bioquímicas desenvolvidas por microrganismos (WEBER, 2016). Portanto, quanto maior o percurso de filtração mais redutor se torna o meio.

Figura 40 – Concentrações de oxigênio dissolvido identificada ao longo de diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa.

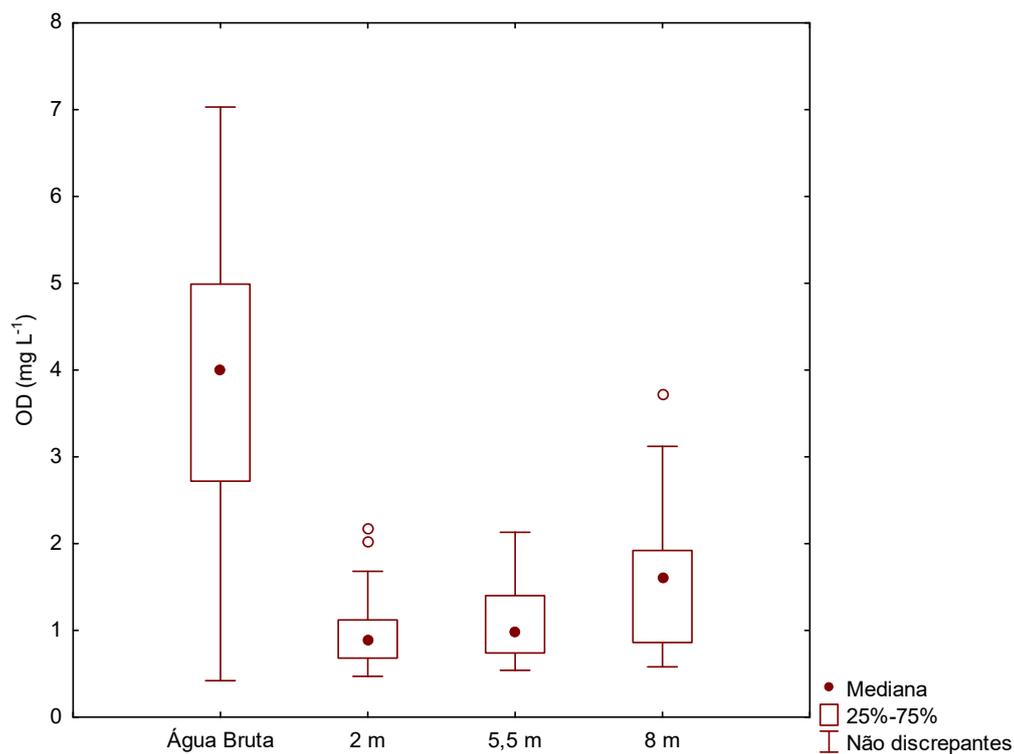
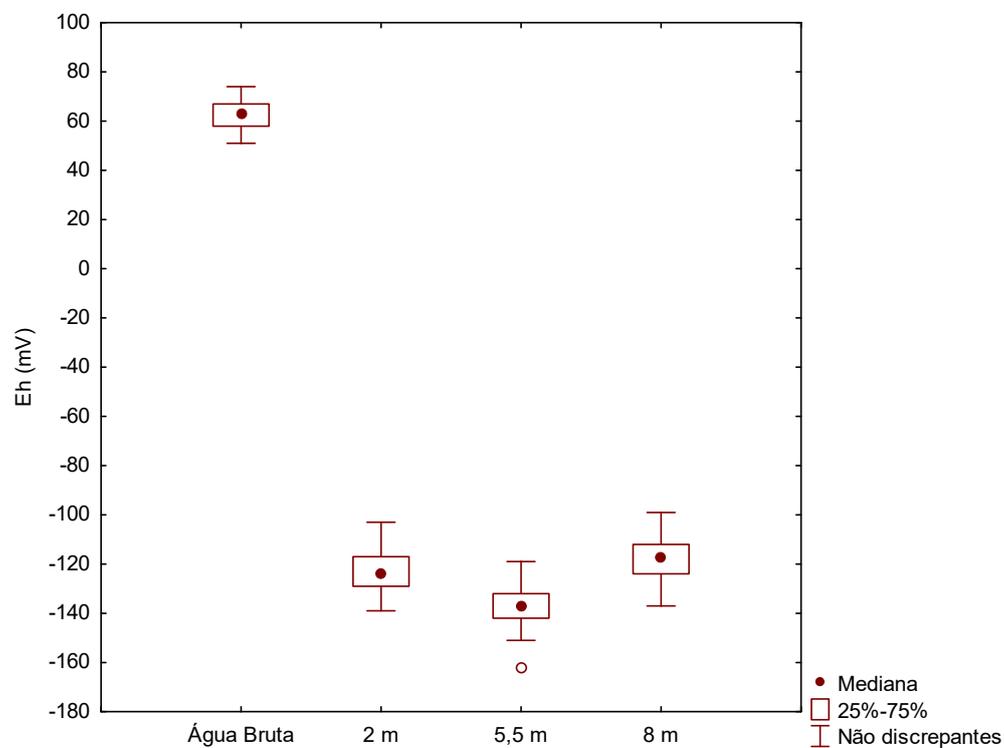
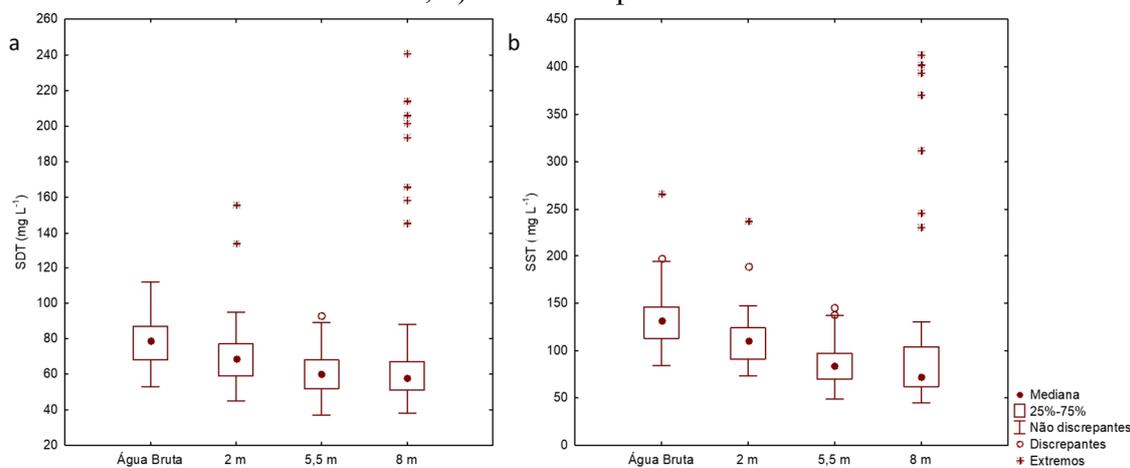


Figura 41 – Valores de potencial redox identificados ao longo de diferentes distâncias de filtração do sistema de filtração em margem inversa.



Identificou-se um comportamento interessante ao longo do percurso de filtração referente as concentrações de sólidos (Figura 42). Primeiramente, a eficiência média de remoção tanto de SST quanto de SDT aos 2 m de filtração foi de $17 \pm 10\%$ e $9 \pm 16\%$, respectivamente. Posteriormente, a eficiência de remoção aumentou gradativamente, chegando a valores médios de $35 \pm 12\%$ para SST e $22 \pm 12\%$ para SDT, aos 5,5 m de filtração. Após essa distância, aos 8 m de filtração, a eficiência de remoção média levemente diminuiu para $26 \pm 39\%$ para SST, e $17 \pm 31\%$ para SDT. Provavelmente, esse comportamento esteja associado com a diminuição da condutividade hidráulica do solo nesse percurso, influenciando diretamente no processo de filtração. A perda de condutividade hidráulica, com o aumento da distância de filtração em sistemas de FM já foi reportada pela literatura (BERTELKAMP et al., 2016). Segundo os mesmos autores, esse processo está vinculado principalmente a quantidade de SST presentes na água bruta, associado com a velocidade de fluxo.

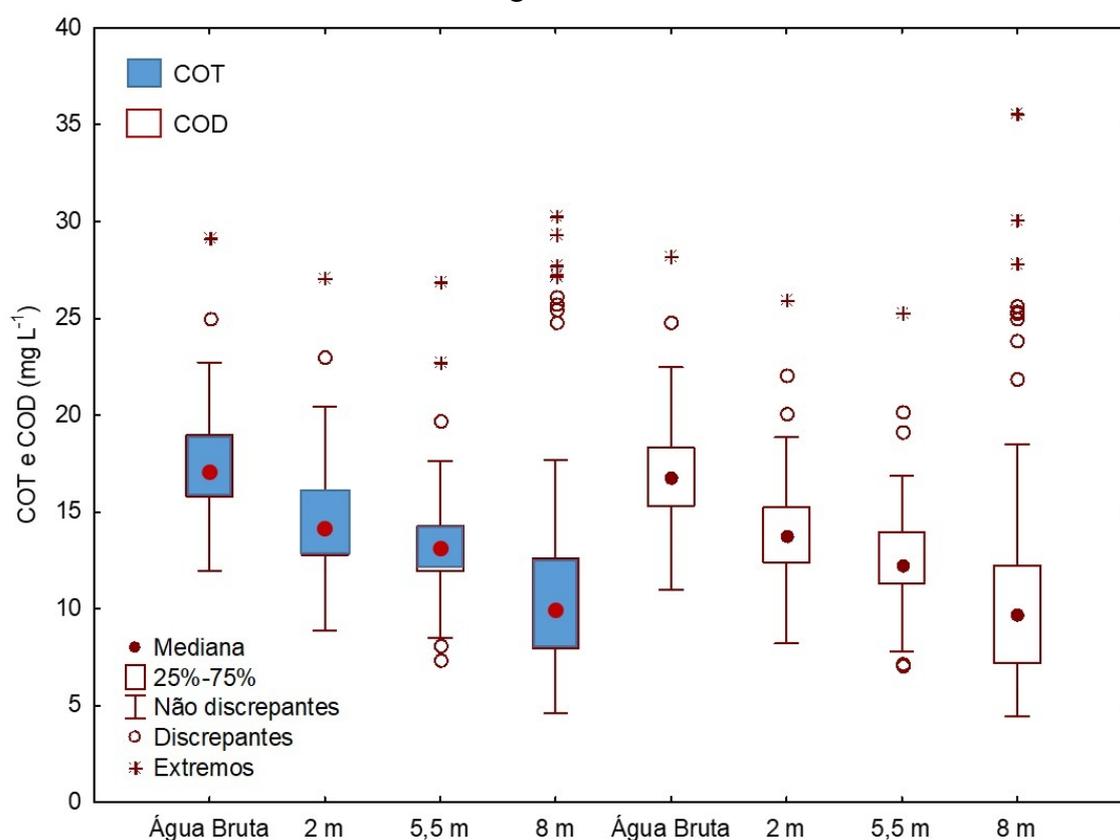
Figura 42 – Comportamento das frações de sólidos identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa. a) sólidos dissolvidos totais; b) sólidos suspensos totais.



Maior distância de filtração associado de maior tempo de contato da água dentro da vala de infiltração, favoreceu o processo de remoção de matéria orgânica carbonácea. Indiferente do tipo de fração carbonácea, as remoções desses compostos aumentaram juntamente com a maior distância de filtração. Na Figura 43 apresentam-se as concentrações de COT e COD identificadas ao longo do percurso de filtração. A eficiência de remoção média de COT foi de $16 \pm 9\%$, $23 \pm 12\%$, e $26 \pm 36\%$, para 2 m, 5,5 m e 8 m de filtração, respectivamente. Um desempenho de tratamento similar foi

identificado para COD, com remoções médias na ordem de $15 \pm 10\%$, $23 \pm 13\%$, e $20 \pm 36\%$, para 2 m, 5,5 m e 8 m de filtração, respectivamente. A remoção de COT pode estar associada principalmente com a sedimentação, e também, em um segundo momento com a atividade microbiana (MAENG et al., 2008). Já, a remoção de COD pode estar atrelada principalmente com a atividade microbiana, justificada pela redução de oxigênio dissolvido ao longo do percurso de filtração (Figura 40). Assim, a matéria orgânica de fácil biodegradação pode ser removida desde os primeiros centímetros de filtração (SCHOENHEINZ, 2011).

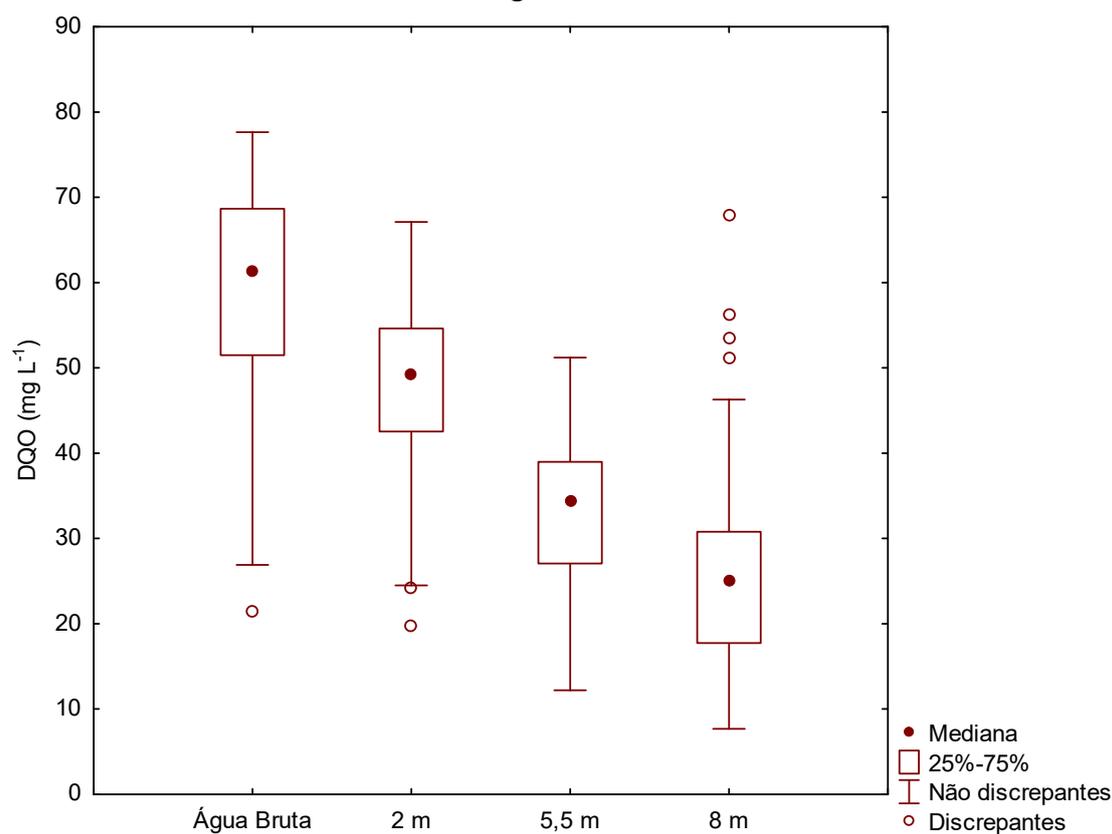
Figura 43 – Comportamento das concentrações de diferentes formas de carbono identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.



O mesmo comportamento foi identificado para DQO, remoções médias na ordem de $19 \pm 8\%$, $42 \pm 14\%$ e $60 \pm 15\%$ foram observadas para 2 m, 5,5 m e 8 m de distância, respectivamente (Figura 44). Apesar de se ter identificado um aumento gradativo na remoção de matéria orgânica carbonácea ao longo do percurso de filtração, as maiores eficiências de remoção, ocorreram até os 5,5 m de filtração. Esse mesmo desempenho de tratamento foi identificado em diferentes tipos de sistemas de FM

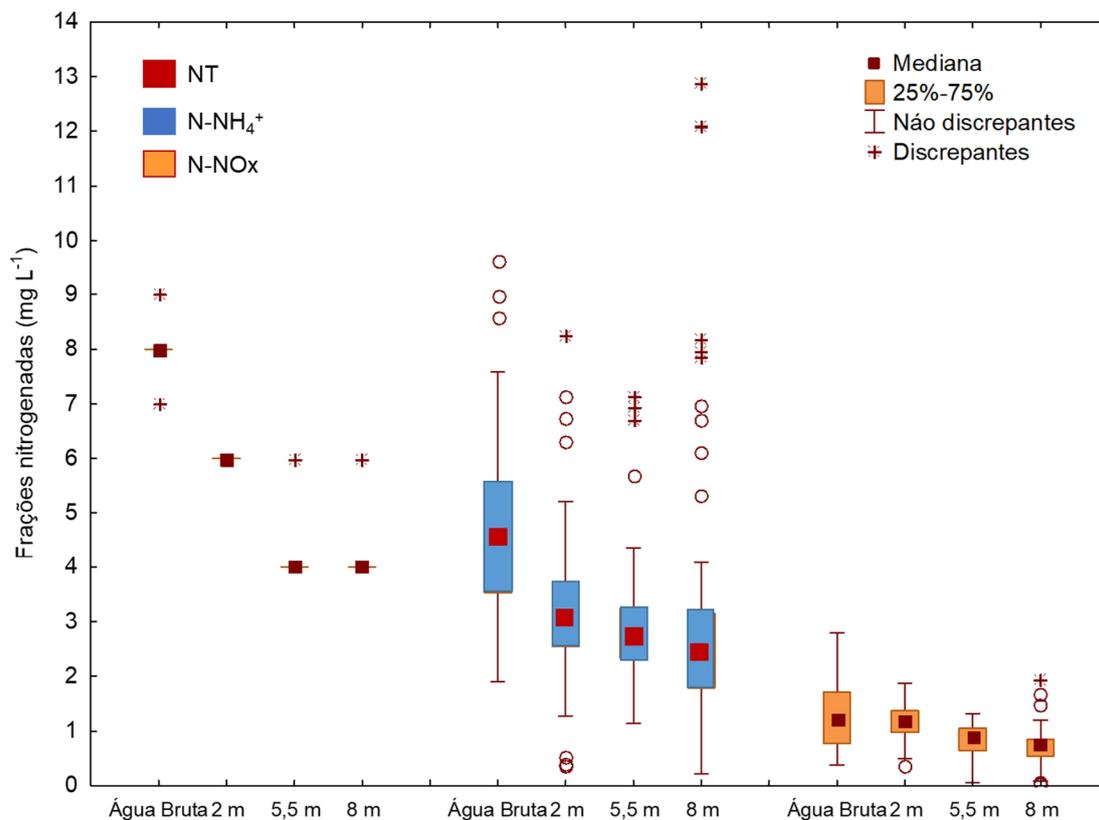
implantados no Egito, nos quais os autores mostraram que as maiores eficiências de COD e COT ocorreram até os 4,8 m de filtração (GHODEIF et al., 2016). Além disso, uma vala de filtração assemelha-se a reatores de fluxo pistonado. Em reatores de fluxo pistão, a remoção de matéria orgânica carbonácea, também ocorre nos primeiros metros do processo de filtração (Von, SPERLING, 2005). Esse fato está associado primeiramente com a cinética de remoção de matéria orgânica de primeira ordem, ou seja, quanto maior disponibilidade de matéria orgânica, maior é o desempenho de remoção, e também com a maior atividade microbiana nos primeiros metros de filtração, devido as condições ambientais presentes no meio. Portanto, esse comportamento mostrou que os primeiros metros de filtração (até os 5,5 m) foram cruciais no desempenho do tratamento do sistema de FMI, especialmente no caso da matéria orgânica carbonácea.

Figura 44 – Comportamento das concentrações de demanda química de oxigênio identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.



Além das frações carbonáceas a distância de filtração foi benéfica também, para as transformações do nitrogênio. Na Figura 45 apresenta-se a concentração das diferentes formas de nitrogênio, identificadas ao longo do percurso de filtração.

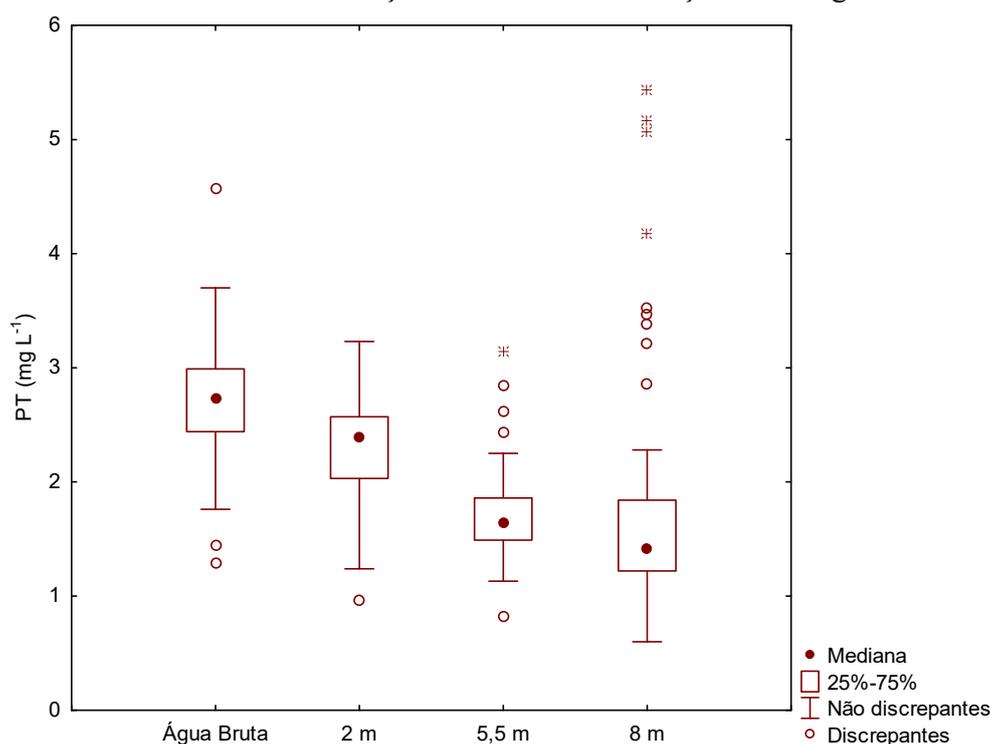
Figura 45 – Comportamento das frações nitrogenadas identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.



A eficiência de remoção média de N-NH_4^+ foi de $26 \pm 23\%$ e $34 \pm 18\%$ aos 2 e 5,5 m, respectivamente. Após esse percurso de filtração, a eficiência média de remoção de N-NH_4^+ continuou aumentando, apresentando eficiências médias na ordem de $48 \pm 20\%$ (Figura 38). Como já comentado anteriormente, a remoção de N-NH_4^+ em sistemas de FM está atrelada a dois mecanismos, sendo eles a adsorção no maciço filtrante e, também ao processo de nitrificação (MASSMAN et al., 2008). A produção de N-NO_x , a qual é indicativo da nitrificação, foi similar aos 2 e 5,5 m de distância de filtração (cerca de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$), apresentando um leve decaimento aos 8 m ($0,73 \text{ mg L}^{-1}$). Por outro lado, a remoção de NT aumentou ao longo do percurso de filtração, na ordem de $28 \pm 12\%$, $40 \pm 20\%$ e $53 \pm 18\%$ aos 2, 5,5 e 8 m de filtração, respectivamente (Figura 38). Nesse sentido, fica evidente o processo de nitrificação e desnitrificação sequencial, sobretudo após os 2 m de filtração. Portanto, quando o objetivo final é evitar a eutrofização dos corpos hídricos, advindas de nitratos, sistemas de FMI devem ser projetados com uma distância de filtração superior a 5 m.

A remoção de PT apresentou o mesmo comportamento do NT. Na Figura 46 apresentam-se as concentrações de PT identificadas em diferentes distâncias de filtração. Primeiramente, identificou-se um aumento gradativo da remoção de PT com o aumento do percurso de filtração, apresentando remoções médias de $15 \pm 14\%$ aos 2 m, $34 \pm 18\%$ aos 5,5 m e $46 \pm 20\%$ aos 8 m de filtração. Em sistemas de FM a remoção de PT está atrelada principalmente a adsorção desse nutriente no material filtrante (HU et al., 2016). Nesse sentido, quanto maior for o percurso de filtração atrelado de maior tempo de contato da água a ser tratada com o solo, maior é a eficiência de remoção deste poluente devido ao processo de adsorção (HU et al., 2016). Assim quando o objetivo final, for maximizar a remoção de PT evitando a eutrofização do corpo hídrico, distâncias de filtração superiores a 5,5 m podem favorecer o desempenho de tratamento.

Figura 46 – Comportamento das concentrações de fósforo identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.



Nas Figura 47 e Figura 48 apresentam-se as concentrações de bactérias patogênicas identificadas ao longo do percurso de filtração. Em relação a remoção de organismos patogênicos, em termos de coliformes fecais e totais identificou-se uma eficiência média de remoção de $16 \pm 13\%$, $95 \pm 2\%$ e $98 \pm 2\%$ aos 2, 5,5 e 8 m de filtração, respectivamente para CT e $18 \pm 17\%$, $97 \pm 3\%$ e $100 \pm 1\%$ aos 2, 5,5 e 8 m de

filtração, respectivamente para CF (Figura 38). Em termos de log, a remoção foi inferior a 1 (0,07 e 0,1 para CT e CF, respectivamente) aos 2 m de filtração, 1,4 para CT e 1,7 para CF aos 5,5 m e 1,87 para CT e 2,57 para CF aos 5,5 m de filtração. Esse comportamento deixou evidente a importância da distância de filtração para a remoção de CT e CF. Segundo Grünheid et al. (2005), nos sistemas de FM a remoção de patógenos está associada principalmente com a predação por outros organismos, corroborando assim com os resultados obtidos nesse estudo.

Figura 47 – Comportamento das concentrações de coliformes totais identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.

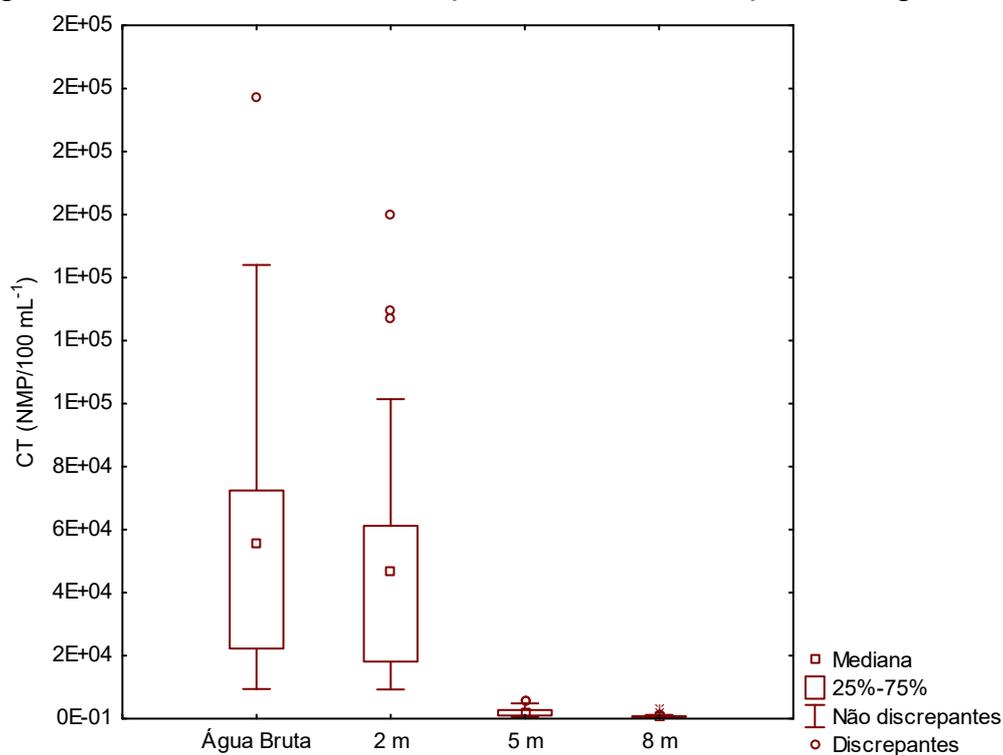
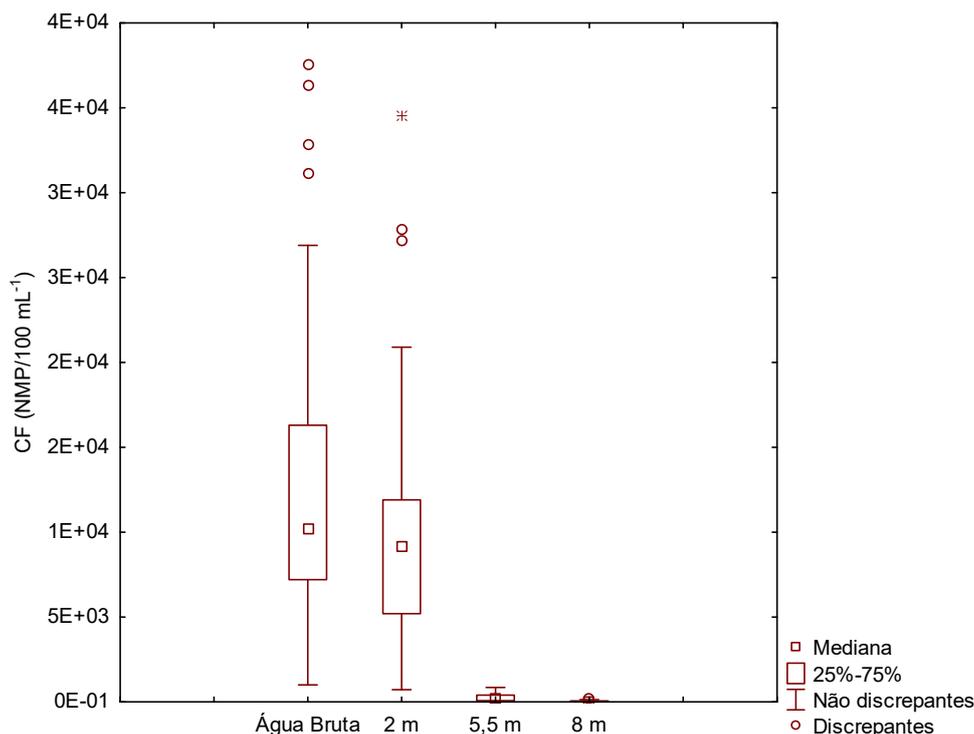


Figura 48 – Comportamento das concentrações de coliformes fecais identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.



Identificou-se uma dinâmica interessante na remoção de metais, ao longo do percurso de filtração. Nas Figura 49 e Figura 50 apresentam-se as concentrações de Fe e Mn identificadas ao longo do percurso de filtração. Para Fe remoções na ordem de $19 \pm 14\%$, $80 \pm 7\%$, $90 \pm 1\%$ aos 2, 5,5 e 8 m de filtração, respectivamente. Esse fato mostrou que a distância de filtração, principalmente, após os 2 m de filtração foi benéfica para a remoção de ferro. A remoção de ferro pode estar atrelada ao metabolismo microbiano, devido ao ferro ser utilizado como aceptor de elétrons, em ambientes redutores, para a degradação da matéria orgânica carbonácea (GRÜNHEID et al., 2005). Portanto, quanto maior é o percurso de filtração, maior é a atividade microbiana presente no solo. Além desse mecanismo, a remoção de Fe pode estar atrelada também com a formação de sulfetos insolúveis. Porém, os mesmos podem ser inibidos pela formação de subprodutos da matéria orgânica (BOURG et al., 2002).

Já em relação ao Mn, identificou-se eficiência de remoção apenas aos 8 m de distância, e mesmo assim, a eficiência de remoção foi de apenas $8 \pm 25\%$. Esse comportamento mostrou a influência das condições oxiredutoras do meio. O Mn também pode ser utilizado como aceptor de elétrons para a atividade microbiana durante o processo de remoção da matéria orgânica carbonácea. No entanto, para que isso ocorra, as condições anóxicas e ou anaeróbias devem prevalecer no meio. Segundo Bourg et al.

(2002) quanto mais redutor for o ambiente, maior será a eficiência de remoção de Mn. Portanto, esse fator pode ter influenciado no processo de remoção de Mn.

Figura 49 – Comportamento das concentrações de ferro identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.

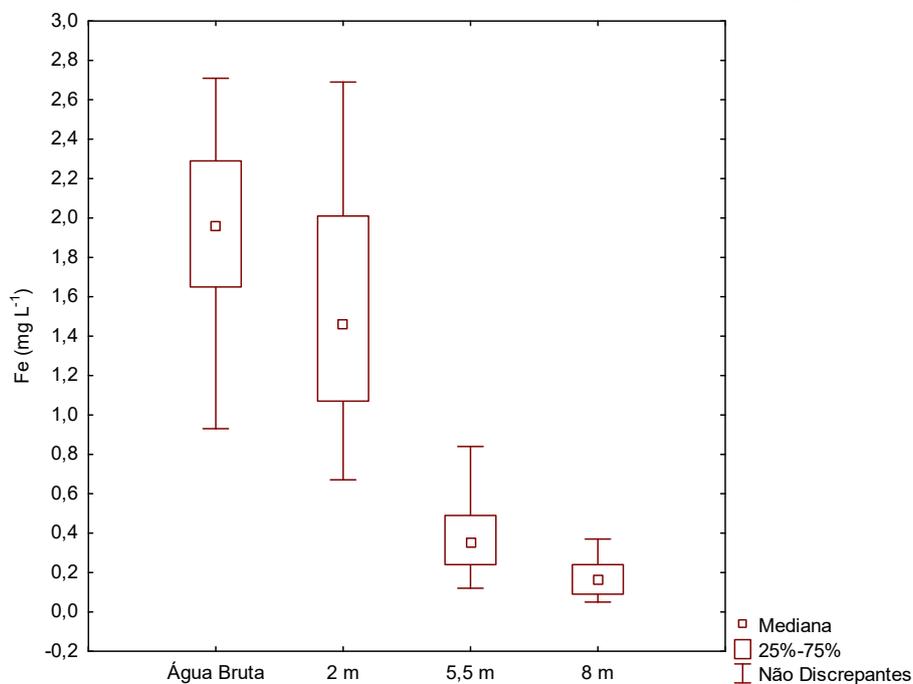
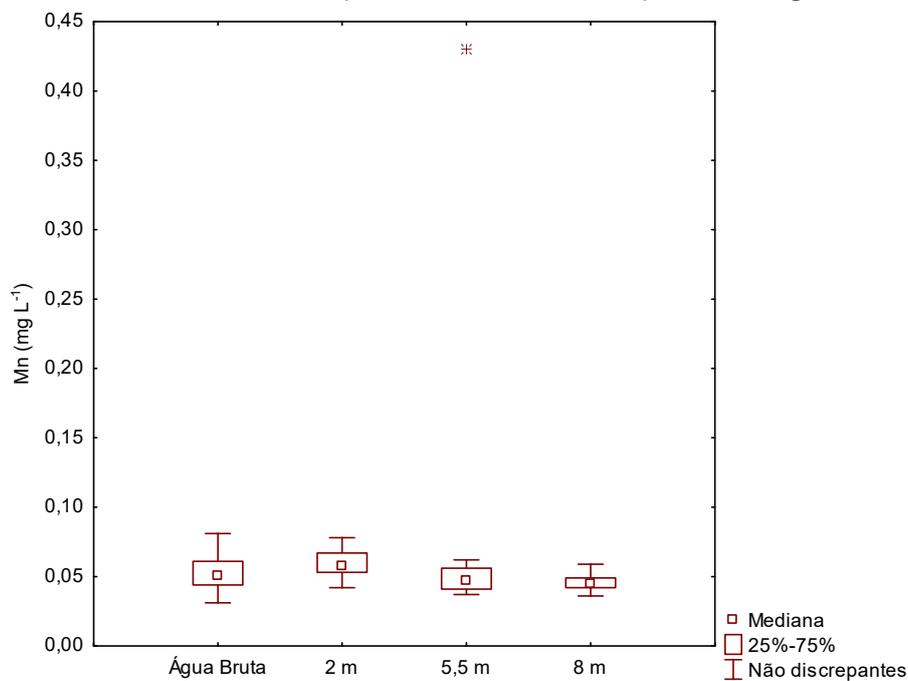


Figura 50 – Comportamento das concentrações de manganês identificadas ao longo de diferentes distâncias de filtração no sistema de filtração em margem inversa.



4.2.5 Dinâmica bacteriana identificada ao longo do período de operação do sistema de filtração em margem inversa

Baseando na dinâmica bacteriana identificada na camada da superfície (0,30 m de profundidade) e na camada do fundo (1,0 m de profundidade) ao longo de 3 amostragens vinculadas a diferentes períodos operacionais do sistema de FMI (após o 9º, 10º e 11º meses), identificaram-se mudanças na estrutura da comunidade bacteriana tanto ao longo do tempo de operação, quanto em diferentes profundidades do perfil vertical da vala de infiltração. Na Figura 51, apresenta-se a abundância relativa (AR) da comunidade bacteriana classificada em nível de família. Além disso, na Tabela 15 apresentam-se os índices de diversidade α identificados para cada amostra coletada do sistema de FMI.

Tabela 15 – Índices de diversidade α identificados nas amostras coletadas na camada da superfície e na camada do fundo ao longo do tempo de operação do sistema de filtração em margem inversa.

Índices de diversidade	9º mês de operação		10º mês de operação		11º mês de operação	
	Superfície	Fundo	Superfície	Fundo	Superfície	Fundo
Número de sequências lidas	2653	4843	1854	2367	11671	2423
Dominância	0,03	0,08	0,03	0,09	0,02	0,09
Sipson	0,82	0,78	0,89	0,79	0,91	0,82
Shanon	5,28	4,32	5,67	3,89	6,02	3,33

Dominância: Quanto mais próximo de 1, menor a diversidade da amostra

Simpson: Quanto mais próximo de 1, maior a diversidade da amostra

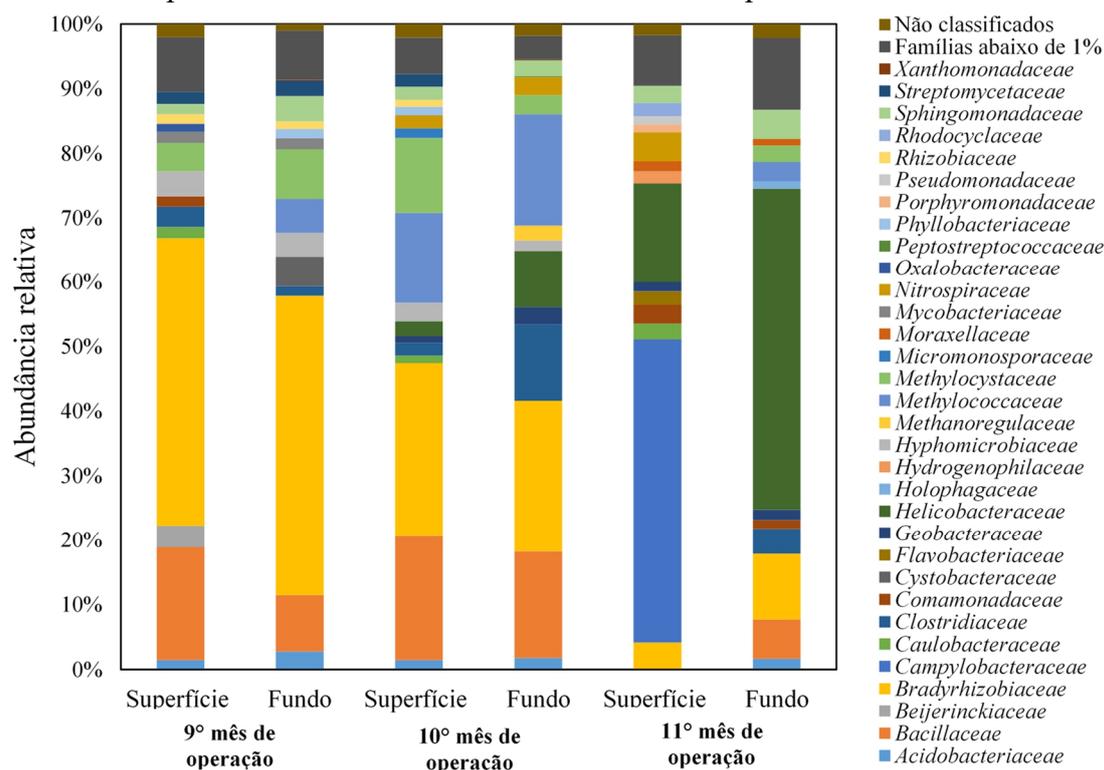
Shannon: Quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra

Primeiramente, os índices de diversidade indicaram maior diversidade bacteriana na camada da superfície do que na camada do fundo, em todas as amostras (Tabela 15). Esse comportamento está atrelado às condições ambientais presentes no meio. A maior diversidade na camada da superfície é justificada pela maior variedade e disponibilidade de substratos (oxigênio dissolvido, matéria orgânica, amônia, alcalinidade, entre outros), o que permite o desenvolvimento de microrganismos de diversos tipos metabólicos (WEBER, 2016).

De forma geral, identificou-se uma interessante dinâmica bacteriana ao longo do período operacional do sistema FMI na (Figura 51). Famílias como *Bacillaceae* (*Bacillus* gênero), *Clostridiaceae* (*Clostridium* gênero), *Methylococcaceae* (*Methylobacter* gênero), *Methylocystaceae* (*Methylocystis* gênero) apresentaram alta AR (superior a 3%) e foram

identificadas em todas as amostras, mostrando serem populações robustas dentro desses sistemas, devido a estabilidade desses grupos. Essas bactérias são conhecidas por serem patogênicas, encontradas no solo, e também no intestino humano (SHANNON et al., 2007).

Figura 51 – Classificação taxonômica de *reads* de sequenciamento (MiSeq) da comunidade bacteriana (16 S rRNA) em nível de família identificada na camada da superfície e na camada do fundo em diferentes períodos amostrais.



Nota: A abundância relativa foi definida pelo número de sequências lidas afiliadas a qualquer táxon dado, dividido pelo número total de leituras por amostra. Grupos filogenéticos com abundância relativa inferior a 1% foram categorizados como "outros".

Além desse grupo de populações citadas acima, *Bradyrhizobiaceae* (*Bradyrhizobium* gênero) foram as populações mais abundantes tanto na camada da superfície quanto do fundo, nas amostras coletadas no 9º (44,5 e 45,32 % de AR na superfície e no fundo, respectivamente) e no 10º mês (26,8 e 25,2 % de AR na superfície e no fundo, respectivamente) de operação do sistema. No entanto, após 11 meses de operação, a AR dessa comunidade diminuiu significativamente (4,25 e 10,36 % de AR na superfície e no fundo, respectivamente). Espécies do gênero *Bradyrhizobium* são conhecidas por serem bactérias heterotróficas, desnitrificantes, e sua atividade está diretamente relacionada com a disponibilidade de carbono orgânico no meio (INABA et

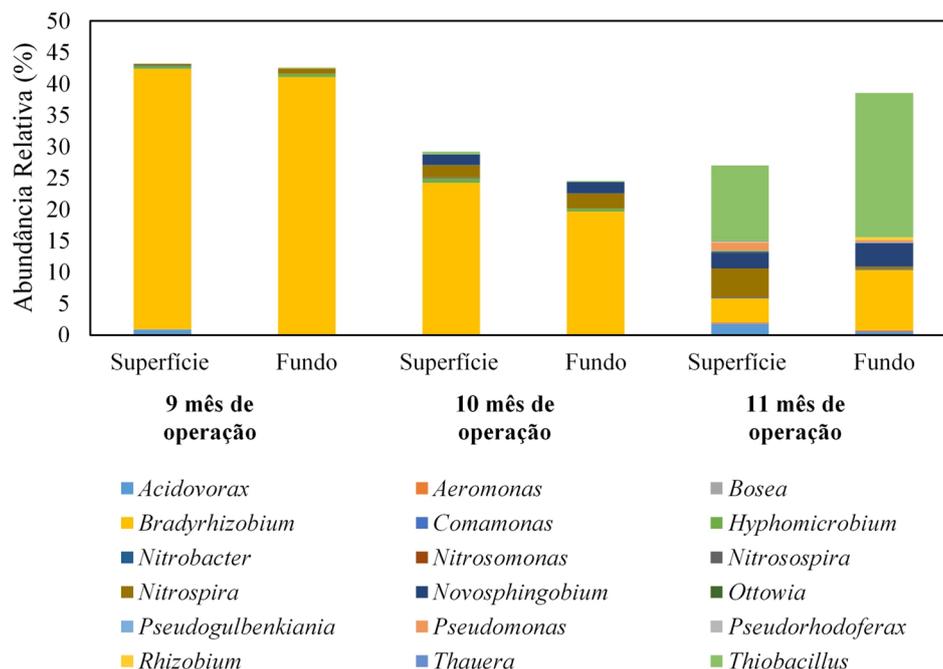
al., 2012). Portanto, esse comportamento mostrou que a disponibilidade de carbono diminuiu ao longo do período de operação, provavelmente devido ao consumo exercido pelo metabolismo bacteriano.

Ao mesmo tempo que a RA da família *Bradyrhizobiaceae* diminuiu após 10 meses de operação do sistema de FMI, nesse mesmo período identificou-se a presença da família *Campylobacteraceae* (*Arcobacter* gênero). Essas populações foram identificadas apenas na camada da superfície com uma AR de 47,7%. Essas bactérias são aeróbias estritas, e apenas sobrevivem em ambientes com concentração de oxigênio superior a 1 mg L⁻¹, além disso, são classificadas como bactérias autotróficas (MORENO, et al., 2003). Assim, essa dinâmica mostrou mais uma vez, a presença de baixas concentrações de carbono orgânico no meio, associado de ambientes oxidativos na camada da superfície, favorecendo rotas metabólicas que necessitam de oxigênio disponível no meio, como é o caso da oxidação aeróbia do carbono e a nitrificação.

Ademais, bactérias associadas ao metabolismo do enxofre e sulfatos, como a família *Helicobacteraceae* (*Sulfuricuvum* gênero) foram identificadas principalmente nas amostras coletadas após 11 meses de operação do sistema FMI. Essas bactérias foram identificadas com AR de 15, 6% na camada da superfície e 50,9% na camada do fundo (Figura 51). Condições redutoras presentes no meio, sobretudo na camada do fundo da vala de infiltração, selecionaram essas populações. *Sulfuricuvum* são anaeróbios facultativos, crescem em condições microaerofílicas, com a capacidade de oxidar enxofre e seus compostos reduzidos como sulfeto e sulfito (SAIA et al., 2016). Assim, a presença desses organismos indica que pode ter ocorrido remoção de enxofre e sulfatos, durante o processo de tratamento.

Em relação as transformações do nitrogênio, a presença de bactérias oxidantes da amônia (BOA), bactérias oxidantes de nitrito (BON) e bactérias desnitrificantes foram identificadas em todas as amostras coletadas no sistema de FMI. Na Figura 52 apresenta-se os gêneros de bactérias nitrificantes e desnitrificantes identificados nas amostras coletadas.

Figura 52 – Abundância relativa de bactérias nitrificantes e desnitrificantes em nível de gênero identificadas na camada da superfície e na camada do fundo das amostras coletadas ao longo do tempo de operação do sistema de filtração em margem inversa.



A primeira etapa da nitrificação foi conduzida pelas BOA conhecidas como *Nitrospira* e *Nitrosomonas*. Ressalta-se que ambos os gêneros foram encontrados em todas as amostras, contudo, com uma AR inferior a 1%. Enquanto isso, *Nitrobacter* e *Nitrospira* foram as BON responsáveis pela nitratação, segunda etapa da nitrificação. *Nitrobacter* apresentou sempre baixa AR (inferior a 1%). Por outro lado, *Nitrospira* foi o organismo chave no processo da nitrificação, sendo identificado com maior abundância na superfície (AR de 2% até 4%) do que na camada do fundo (1,5% de RA em todas as amostras) (Figura 52). A dinâmica das BOA e BON está vinculada principalmente com as condições do meio. *Nitrosospira* e *Nitrospira* utilizam baixas concentrações de substratos mais eficientemente que as *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (SCHRAMM et al., 1996). Conforme o modelo de Andrews; Harris (1986), *Nitrosospira* e *Nitrospira* são consideradas K-estrategistas (apresentam crescimento mais lento, porém têm maior afinidade pelo substrato), enquanto que *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são r-estrategistas (apresentam taxas de crescimento específico maiores, porém, com menor afinidade pelo substrato).

Dado a elevada eficiência de remoção de N-NH_4^+ obtida pelo sistema de FMI ($92 \pm 6\%$) conforme mostrado anteriormente, a baixa AR de BOA identificadas em todas as amostras, e também a alta AR de bactérias do gênero *Nitrospira* ($> 1\%$ para todas as

amostras), nesse estudo *Nitrospira*, foram populações chaves no processo da nitrificação. *Nitrospira* (BON) é conhecida como um gênero que possui espécies que se adaptam a diferentes condições ambientais (GRUBER-DORNINGER et al., 2015). Recentemente, identificou-se que algumas linhagens de *Nitrospira* são capazes de realizar tanto a oxidação da amônia, quanto a oxidação do nitrito (SANTORO, 2016; DAIMS, et al., 2015). Essa descoberta foi chamada de *Commamox* (do inglês *complete ammonium oxidizer*). Portanto, provavelmente a oxidação da amônia e do nitrito nesse estudo, foram derivadas do processo *Commamox*.

Bactérias desnitrificantes foram identificadas em maior diversidade e abundância quando comparadas as bactérias nitrificantes (Figura 52). *Bradyrhizobium* foi o gênero desnitrificante mais abundante (cerca de 41% de RA para as amostras da superfície e do fundo após 9 meses de operação, 19 % e 24,56% de RA para as amostras da camada da superfície e do fundo no 10º mês de operação e 3,78% e 9,53% para as amostras da camada da superfície e do fundo aos 11 meses de operação do sistema de FMI) (NASCIMENTO, 2011). Além dessas populações, o gênero *Thiobacillus*, também conhecido por ser bactérias desnitrificantes estava presente em todas as amostras até o 10º mês de operação com uma AR inferior a 1%. Após esse período, ao final dos 11 meses de operação, a AR dessas bactérias aumentaram para 12% e 23% na camada da superfície e do fundo, respectivamente (Figura 52).

Baseado nesse comportamento da comunidade desnitrificante, a diminuição da AR de *Bradyrhizobium* após 10 meses de operação, e ao mesmo tempo o aumento da AR de *Thiobacillus* nesse período, mostrou que a disponibilidade de carbono orgânico selecionou organismos desnitrificantes. *Bradyrhizobium* são bactérias heterotróficas clássicas, ou seja, utilizam fonte de carbono orgânico, enquanto membros do gênero *Thiobacillus* são conhecidos por realizarem a desnitrificação autotrófica, não sendo necessário carbono orgânico disponível no meio (CHEN et al., 2019). Portanto, desnitrificação tanto autotrófica, quanto heterotrófica pode ter ocorrido ao longo do processo de tratamento.

No entanto, indiferente desse fato, graças as condições redutoras mostradas pelos valores do potencial redox, bactérias desnitrificantes sempre foram identificadas presentes no meio, sendo responsáveis pela redução do N-NO_x, corroborando assim com a remoção de NT do sistema. Assim, baseado na ecologia bacteriana identificada nesse

estudo, nitrificação e desnitrificação simultâneas ocorrem ao longo do processo de tratamento.

4.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL II

4.3.1 Parâmetros de projeto

Com a finalidade de se obterem dados consistentes e auxiliares foi proposto um piloto de bancada com as mesmas características da estrutura em escala real no PE-II, Assim na Tabela 16 apresentam-se os parâmetros de projetos adquiridos para esse sistema.

Tabela 16 – Parâmetros de projeto identificados para o sistema de filtração em margem inversa.

Parâmetros de projeto	Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4
Diâmetro interno da coluna (mm)	145	145	145	145
Comprimento da coluna (m)	3,50	2,20	2,20	2,20
Espessura do meio filtrante (solo) (m)	1,70	2,00	2,00	2,00
Espessura da camada suporte (m)	0,05	0,05	0,05	0,05
Porosidade efetiva do solo (%)	0,335	0,335	0,335	0,335
Coefficiente de uniformidade do solo	2,03	2,03	2,03	2,03
Tempo de detenção hidráulica (dia)	4,67	5,50	5,50	5,50
Vazão (m ³ dia ⁻¹)	0,0021	0,0021	0,0021	0,0021
Taxa de filtração (m dia ⁻¹)	0,127	0,127	0,127	0,127

O diâmetro interno das colunas (0,0145m) foi adotado buscando uma área de filtração maior, para minimizar e evitar possíveis caminhos preferências que a água busca quando percola pelo meio filtrante. Assumiu-se então o comprimento de filtração nas colunas C1, C2, C3 e C4, espessura do meio filtrante 7,70 m, mais a camada suporte de 0,2 m, distância total de 7,90 m próxima da distância de filtração da estrutura em escala real do PE-I. Em relação ao meio filtrante foi utilizado solo semelhante ao da área em estudo, onde através de ensaio granulométrico foi caracterizada a porosidade efetiva do solo 0,335% e o coeficiente de uniformidade 2,03.

Foi aferida de forma direta através de medições semanais na saída do piloto ao longo do tempo de operação a vazão de 0,0021 m³ dia⁻¹, onde a partir dela obteve-se o tempo de detenção hidráulica 21,17 dias utilizado para a compilação dos resultados tanto no piloto como no procedimento experimental I. A taxa de filtração ficou em 0,127 m dia⁻¹

¹. Esses valores obtidos corroboram com outros estudos também em piloto de bancada como o de Jekel et al. (2002). Na Tabela 17 apresentam-se estudos comparativos realizados em sistemas em pilotos.

Tabela 17 – Comparação com outros estudos realizados em bancada.

Autores	Taxa de filtração (m d-1)	Diâmetro (mm)	Altura (m)	Objetivo	Sentido do fluxo	Material filtrante
Chorus et al., (2003)	2,4	86 e 400	2 e 5	Algas cianobactérias	Ascendente	Sedimento virgem
Bouwer et al. (2002)	0,03	-	-	Qualidade da água	Descendente	Sedimento natural
Jekel et al., (2002)	0,10 a 0,30	140 e 400	1 e 5	Substâncias orgânicas	-	Areia fina natural
Choi et al., (1998)	2,93	25	0,218	Adsorção e transporte de nutrientes	Ascendente	Solo natural do aquífero
Worch et al., (2002)	0,5 a 0,8	74	2	Processos de sorção	-	Areia natural do aquífero

4.3.2 Perda de carga do sistema de filtração em margem inversa em escala piloto

O sistema piloto do PE-II operou com vazão constante e variações de carga unitária ao longo de todo o período de estudo conforme demonstrado na Figura 53. As variações nas perdas de carga hidráulica em todas as colunas se mostraram crescentes até o final do monitoramento. Foram observados valores médios mais altos da perda de carga nas colunas C1 (0,66 m/m) e C2 (0,62 m/m) respectivamente, e valores médios menores de perdas de carga nas C3 (0,58 m/m) e C4 (0,59 m/m).

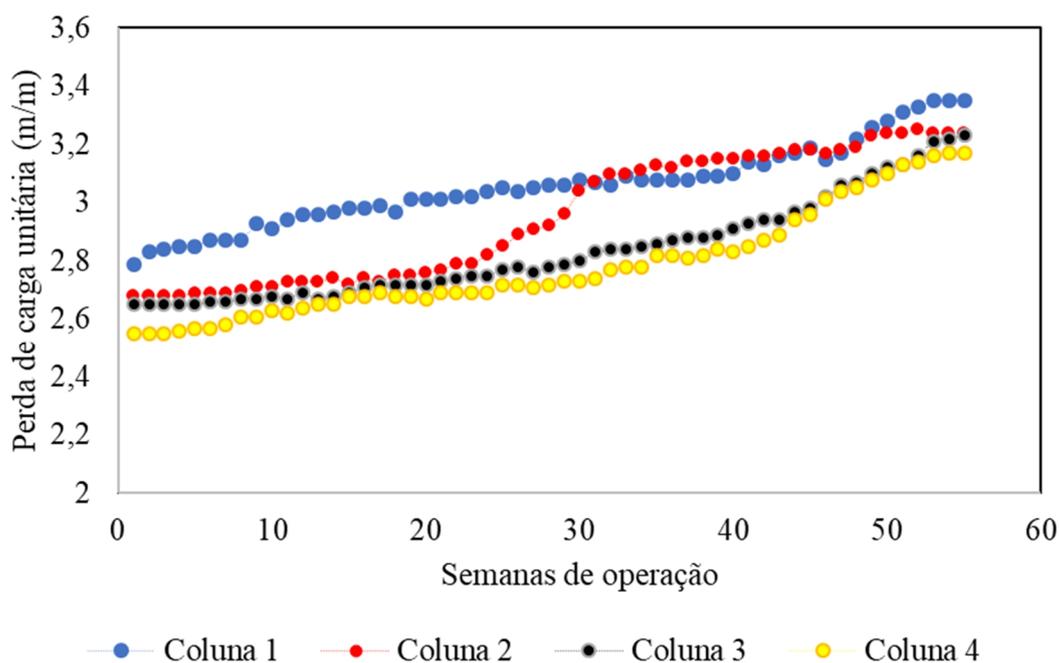
Isso ocorreu devido ao material filtrante das primeiras colunas reterem a maior parte do material particulado, principalmente na C1. Da semana 31^a até a semana 47^a constatou-se um crescimento menor da curva referente as perdas de carga hidráulica da C1, isso deve-se a atuação bacteriana e a degradação biológica estabilizando em parte a perda de carga hidráulica, pode-se afirmar que de forma similar posteriormente esse fato ocorreu na C2 a partir da 45^a semana.

No que se refere as C3 e C4 houveram crescimentos nas perdas de carga hidráulica de forma constante e semelhantes ao longo das 55^a semanas. Isso

provavelmente ocorreu devido a maior retenção de particulados no meio filtrante nos primeiros metros de filtração do piloto (C1 e C2). Resultados semelhantes em um piloto de bancada com solo natural como meio filtrante foram obtidos por (RABELO, 2006).

Fato a observar que todas as colunas tendem ao final da 55ª semana de operação a valores médios de perda de carga próximos (Figura 53), ou seja, para continuar os ensaios com vazão constante seria necessário o aumento na altura da C1 para o sistema funcionar com maior carga hidráulica.

Figura 53 – Perda de carga identificada no sistema de filtração em margem inversa.



4.3.3 Desempenho de tratamento do sistema de filtração em margem inversa

Na Tabela 18 apresentam-se os valores médios, desvio padrão, juntamente com a eficiência de remoção dos resultados obtidos referente ao período de monitoramento (julho de 2019 a agosto de 2020) dos parâmetros físico-químicos e biológicos conduzidos no sistema de FMI do PE-II em escala piloto. De forma geral, identificou-se um desempenho de tratamento superior no sistema de FMI do PE-II, quando comparado ao desempenho de tratamento do sistema de FMI do PE-I. Provavelmente esse fato esteja associado ao sistema de FMI do PE-II não sofrer interferências climáticas devido ao mesmo estar instalado dentro do laboratório e operar sobre condições controladas.

Tabela 18 – Valores médios, desvio padrão e a eficiência de remoção média identificados na água bruta e na água tratada do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental II.

Parâmetros n= 55	Água bruta Valores médios Desvio padrão	Água tratada Valores médios Desvio padrão	Eficiência de remoção média (%)
Turbidez (uT)	21,02 (7,41)	0,79 (0,46)	96 (3)
Cor aparente (uH)	250,33 (75,88)	9,52 (3,18)	96 (1)
Cor verdadeira (uH)	40,38 (14,59)	5,93 (2,08)	84 (7)
Temperatura (°C)	21,04 (4,47)	22,52 (3,95)	-
pH	6,59 (0,64)	6,73 (0,32)	-
OD (mg L ⁻¹)	4,07 (2,16)	3,34 (0,90)	-
Eh (mV)	62,20 (6,02)	-103,93 (7,45)	-
CE (µS cm ⁻¹)	211,17 (24,04)	221,85 (15,04)	-
Clorofila <i>a</i> (ug L ⁻¹)	198,47 (64,80)	0,95 (0,47)	99 (1)
SSD (mg L ⁻¹)	92,00 (37,50)	53,38 (28,07)	41 (20)
SST (mg L ⁻¹)	154,82 (53,91)	75,07 (49,92)	51 (28)
COT (mg L ⁻¹)	17,44 (2,93)	8,32 (1,76)	51 (13)
COD (mg L ⁻¹)	16,70 (2,96)	7,82 (1,66)	52 (13)
DQO (mg L ⁻¹)	60,04 (12,67)	3,45 (1,81)	94 (3)
NT (mg L ⁻¹)	8,32 (4,56)	4,12 (2,34)	37 (12)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	4,86 (1,85)	0,38 (0,33)	92 (6)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,06 (0,03)	0,02 (0,02)	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,33 (0,57)	0,46 (0,23)	-
PT (mg L ⁻¹)	2,62 (0,58)	1,00 (0,39)	61 (16)
*Fe (mg L ⁻¹)	1,90 (0,46)	0,14 (0,06)	93 (3)
*Mn (mg L ⁻¹)	0,05 (0,01)	0,05 (0,01)	9 (23)
*CT (NPM / 100 mL ⁻¹)	5,71 x 10 ⁻⁴ (5,71 x 10 ⁻⁴)	2,74 x 10 ⁻² (1,92 x 10 ⁻²)	99 (1)
*CF (NPM / 100 mL ⁻¹)	1,26 x 10 ⁻⁴ (8,84 x 10 ⁻³)	6,04 x 10 (9,64 x 10)	100 (1)

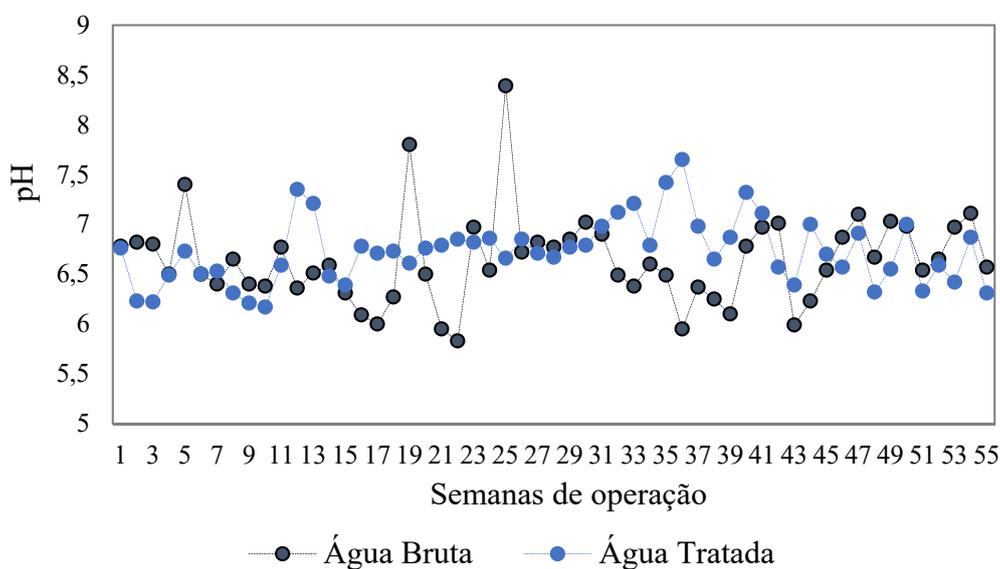
Nota: * 45 amostragens válidas ao longo do período de monitoramento.

A remoção média de turbidez foi de 96 ± 3 %, tendo a água tratada com valores na ordem de $0,79 \pm 0,46$ uT (Tabela 18). Esse parâmetro normalmente está relacionado como um indicador da quantidade de material suspenso na água, podendo indicar uma medida indireta de remoção do fitoplâncton (RAY et al., 2002). Concomitantemente, remoções médias de 96 ± 3 % e 84 ± 7 % foram identificadas para cor verdadeira e cor aparente, respectivamente. Esse desempenho de tratamento, proporcionou para a água tratada valores de cor na ordem de $9,52 \pm 3,18$ uH para cor verdadeira e $5,93 \pm 2,08$ uH para cor aparente. Provavelmente a redução de cor aparente esteja associada com o consumo de matéria orgânica dissolvida, o qual é um parâmetro diretamente vinculado a cor. Um estudo conduzido no Egito com sistema tipo FM aplicado ao tratamento de água para abastecimento público mostrou remoções na ordem de 90% para turbidez e 80% para

cor aparente (GHODEIF et al., 2016). Portanto, esses resultados mostraram desempenho similar entre as tecnologias de FM e FMI.

Em relação ao pH (Figura 54), os valores mantiveram-se próximos da neutralidade tanto na água bruta ($6,59 \pm 0,59$) quanto na água tratada ($6,73 \pm 0,32$). Esse comportamento pode ter favorecido a atividade microbiana presente no meio, principalmente o processo de nitrificação e desnitrificação (JARAMILLO et al., 2012). Além disso, concentrações de OD foram sempre positivas tanto na água bruta ($4,07 \pm 2,16$ mg L⁻¹) quanto na água tratada ($3,34 \pm 0,90$ mg L⁻¹), favorecendo assim, reações bioquímicas de oxirredução (Figura 55).

Figura 54 – Valores de pH identificados na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa.

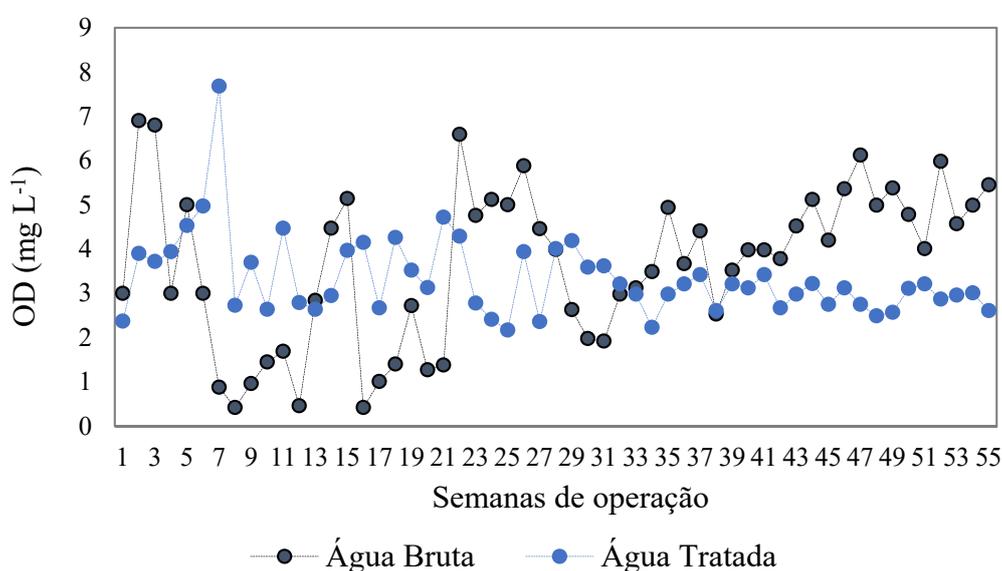


Por outro lado, observando os valores de Eh identificados na água bruta ($62, 20 \pm 6,02$ mV) e na água tratada ($-103,03 \pm 7,45$ mV), verificou-se uma diminuição dos valores de Eh ao longo do processo de tratamento indicando, a presença de ambientes redutores no meio. Além disso, baseado em correlações de Pearson conduzidas entre a temperatura da água e valores de Eh, um interessante comportamento ao longo do tempo foi observado.

Durante os meses de inverno (julho a setembro) a temperatura média da água bruta e tratada variou entre 17 e 19 C°, e conseqüentemente, valores oxidativos de Eh foram predominantes. Nesse período, correlações inversamente proporcionais entre temperatura e Eh foram identificados (-0,865). Com o aumento da temperatura da água

(23 a 24 °C) em função da chegada da primavera e do verão, identificou-se uma tendência dos valores de Eh serem mais redutores, indicando novamente correlações inversamente proporcional entre temperatura e Eh (-0,877), favorecendo assim a atividade bacteriana desnitrificante, e conseqüentemente, implicando em uma maior taxa de desnitrificação. Um comportamento similar entre temperatura da água e Eh foi relatado em um sistema de FM implantando na Lagoa do Peri, em Florianópolis (ROMERO-EZEQUÍVEL, 2012).

Figura 55 – Concentrações de oxigênio dissolvido identificados na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa.

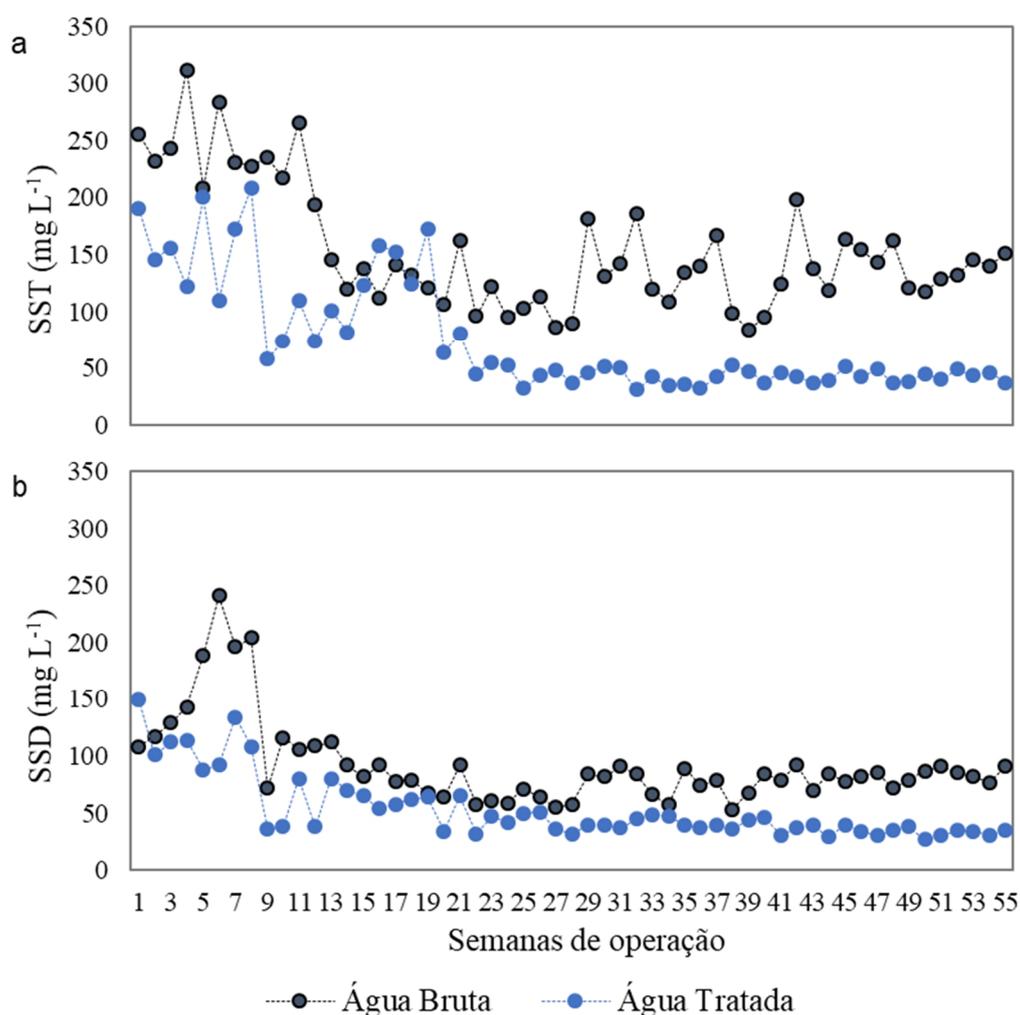


4.3.3.1 Desempenho de remoção de sólidos

Identificou-se um interessante comportamento na remoção de sólidos ao longo do período do monitoramento (Figura 56). Primeiramente, até a 10ª semana de operação, a eficiência média de remoção foi de apenas 28% para SSD e 37% para SST, liberando a água tratada com concentrações na ordem de 165 mg L⁻¹ de SSD e 249, 25 mg L⁻¹ de SST. Posteriormente a esse período, a eficiência média de remoção de SSD e SST aumentou significativamente, apresentando valores médios de 44% e 57% para SSD e SST, respectivamente com concentrações média de 43 mg L⁻¹ de SSD e 60 mg L⁻¹ de SST (Figura 56). Além disso, destaca-se que após esse período as concentrações de SSD e SST mantiveram-se estáveis ao longo do tempo. Esse mesmo desempenho de tratamento foi

identificado no sistema de FMI do PE-I. Provavelmente esse comportamento pode estar associado ao processo de lixiviação de partículas presentes no solo utilizado como material filtrante, influenciando diretamente no desempenho de tratamento da unidade. Esse mesmo comportamento, já foi relatado em sistemas do tipo FM, principalmente em solos com altas concentrações de partículas de grandes diâmetros (GHODEIF et al., 2016).

Figura 56 – Concentrações de sólidos identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) sólidos suspensos totais; b) sólidos dissolvidos totais.

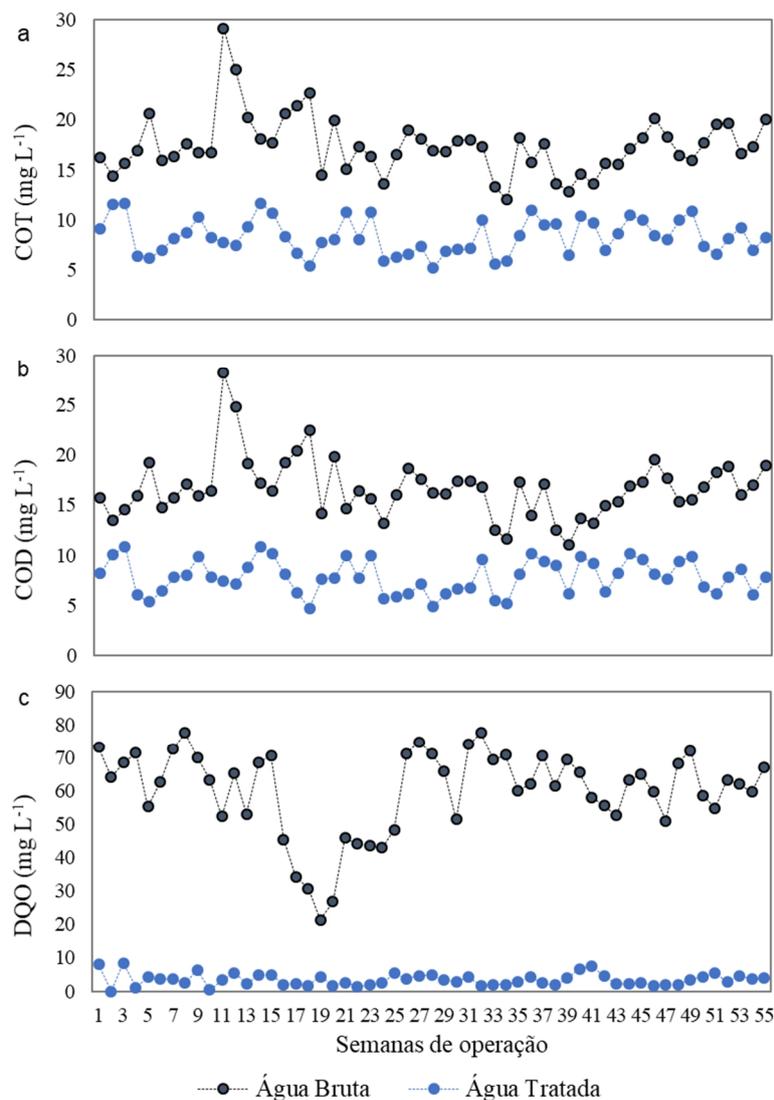


4.3.3.2 Desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea

Em relação a matéria orgânica carbonácea, observou-se uma estabilidade de remoção de compostos orgânicos ao longo do tempo (Figura 57). A remoção média de

COT foi de $51 \pm 13\%$, com concentrações médias de COT na água tratada de $8,32 \pm 1,76$ mg L^{-1} .

Figura 57 – Concentrações de diferentes frações de matéria orgânica carbonácea identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) carbono orgânico total; b) carbono orgânico dissolvido; c) demanda química de oxigênio.



Desempenho similar foi identificado para COD, com remoções médias na ordem de $51 \pm 13\%$, liberando a água tratada com concentrações de $7,82 \pm 1,66$ mg L^{-1} . Assim como na tecnologia de FM, provavelmente a remoção de COT e COD está vinculada com a distância de filtração (AHMED; MARHABA1, 2016). Além disso, o desempenho de tratamento identificado nesse estudo, está dentro da faixa de eficiência de remoção (20 a 90%) de COT e COD identificados em sistemas tipo FM (BERTELKAMP et al., 2016).

Em um estudo desenvolvido na Lagoa do Peri em Florianópolis, com um sistema do tipo FM foram identificadas remoções médias de 45% para COT e 35% para COD (ROMERO-EZEQUIVEL, 2012).

Já em relação a DQO (Figura 57), a eficiência de remoção média foi de $94 \pm 3\%$, com concentrações médias na água tratada de $3,45 \pm 1,81 \text{ mg L}^{-1}$. Além do excelente desempenho de remoção de DQO do sistema de FMI, as concentrações de DQO mantiveram-se sempre abaixo de 10 mg L^{-1} , ao longo de todo o período de monitoramento. Um comportamento similar na remoção de DQO foi identificado por Ahmed; Marhabal (2016), em um sistema de FM. Ao estudar as mudanças de materiais húmicos ao longo da margem de um lago, os autores demonstraram que onde as concentrações de OD eram superiores a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, as remoções de DQO atingiram valores próximos a 100%. Por outro lado, à medida que as concentrações de OD diminuíram, a eficiência de remoção de DQO também diminuía.

4.3.3.3 Desempenho de remoção de nutrientes

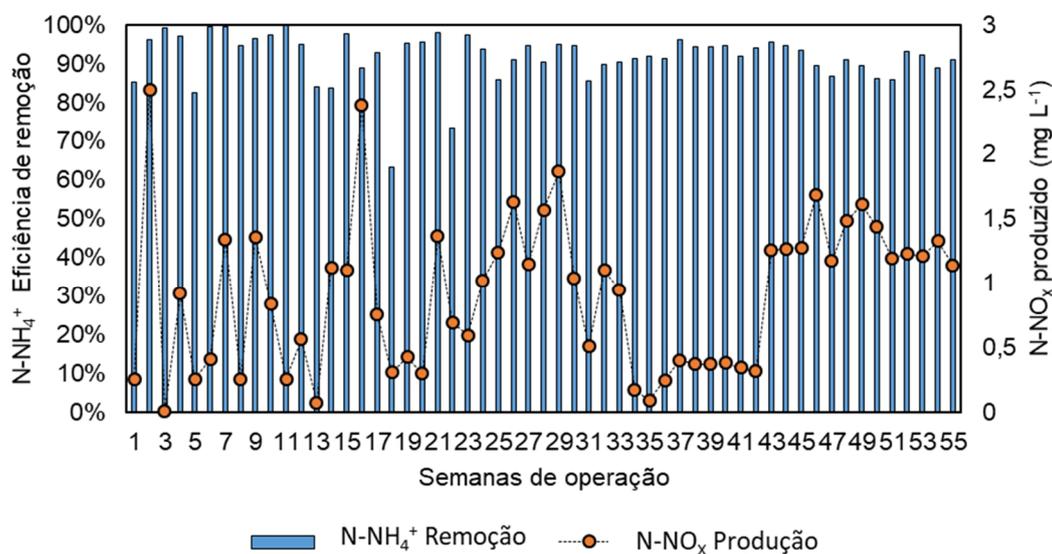
Identificou-se uma interessante dinâmica nas transformações das séries nitrogenadas (Figura 58). Primeiramente, devido a capacidade de trocas catiônicas do solo, parte da remoção de N-NH_4^+ pode estar vinculada ao processo de adsorção desse íon no material filtrante. Essa via de remoção de N-NH_4^+ já foi reportada por outras tecnologias de tratamento de água, que utilizam do processo de filtração em solo, como o sistema de FM (Massman et al., 2008), e também por tecnologias aplicadas para o tratamento de esgoto, como é o caso dos wetlands construídos (SAEED; SUN, 2012). Massman et al. (2008) identificaram uma diminuição na remoção de N-NH_4^+ na ordem de 84% nos 8 primeiros meses de operação de um sistema de FM. Posteriormente a esse período, ocorreu um decaimento na eficiência de remoção para 35%. Segundo os autores, esse fato deu-se devido a capacidade de saturação do solo, diminuindo assim o mecanismo de adsorção, e ocorrendo, também em alguns casos a liberação desse íon para a fração líquida. Ressalta-se que nesse estudo, para a tecnologia de FMI, não se

Elevada eficiência de remoção média de N-NH_4^+ foi observada ao longo de todo o período de monitoramento ($92 \pm 6\%$). Junto desse comportamento, baixas concentrações de nitrogênio oxidado (N-NO_x) foram produzidas, liberando a água tratada

com valores médios abaixo de 1 mg L^{-1} de N-NO_x ($0,91 \text{ mg L}^{-1}$). Esses resultados mostraram que a remoção de N-NH_4^+ pode estar associada a dois mecanismos.

Primeiramente, devido a capacidade de trocas catiônicas do solo, parte da remoção de N-NH_4^+ pode estar vinculada ao processo de adsorção desse íon no material filtrante. Essa via de remoção de N-NH_4^+ já foi reportada por outras tecnologias de tratamento de água, que utilizam do processo de filtração em solo, como o sistema de FM (Massman et al., 2008), e também por tecnologias aplicadas para o tratamento de esgoto, como é o caso dos wetlands construídos (SAEED; SUN, 2012). Massman et al. (2008) identificaram uma diminuição na remoção de N-NH_4^+ na ordem de 84% nos 8 primeiros meses de operação de um sistema de FM. Posteriormente a esse período, ocorreu um decaimento na eficiência de remoção para 35%. Segundo os autores, esse fato deu-se devido a capacidade de saturação do solo, diminuindo assim o mecanismo de adsorção, e ocorrendo, também em alguns casos a liberação desse íon para a fração líquida. Ressalta-se que nesse estudo, para a tecnologia de FMI, não se identificou decaimento na remoção de N-NH_4^+ ao longo de 1 ano de monitoramento.

Figura 58 – Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal associada a produção de nitrogênio oxidado, identificado ao longo do período de monitoramento.

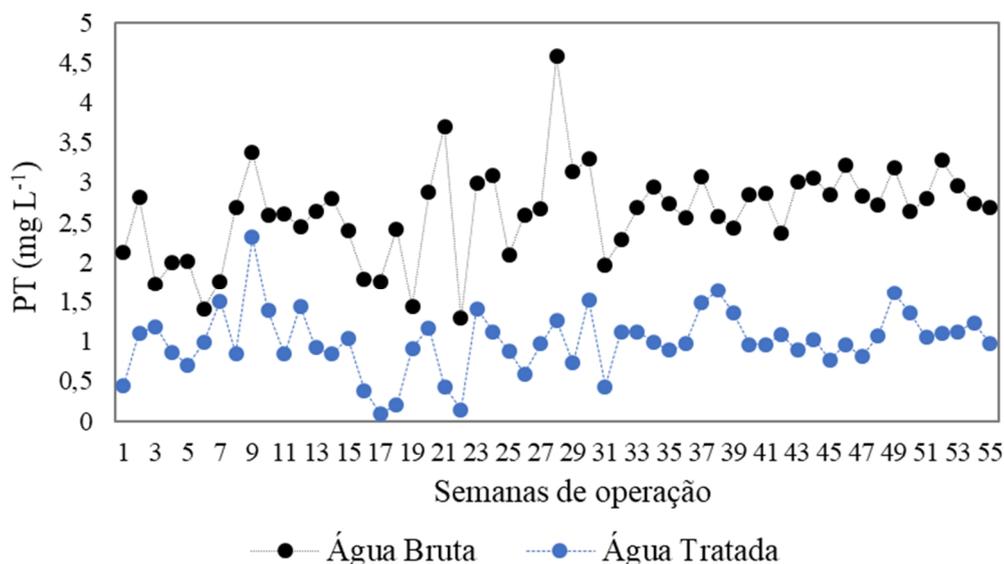


Além do processo de adsorção da N-NH_4^+ no solo, identificou-se uma eficiência média de remoção de nitrogênio total de $37 \pm 12 \%$. Esse comportamento associado a baixas concentrações de N-NO_x identificadas na água tratada, podem indicar o processo de nitrificação e desnitrificação sequencial. A desnitrificação pode ter sido favorecida principalmente pelas condições redutoras no meio evidenciado pelos valores de Eh.

Massman et al. (2008) mostraram que as condições de oxirredução ao longo do percurso de filtração de sistemas tipo FM variam em função do perfil vertical, tornando-se cada vez mais redutores à medida que a profundidade aumenta. Ademais, a disponibilidade de carbono orgânico no meio devido a presença de sedimentos, também beneficia o processo da desnitrificação devido ao favorecimento da atividade de bactérias heterotróficas.

Na Figura 59, apresentam-se as concentrações de PT identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período monitorado. Identificou-se uma eficiência média de remoção de $61 \pm 16\%$, liberando a água tratada com concentrações finais de $1 \pm 0,39$ mg L⁻¹ de PT. O principal mecanismo de remoção de PT em sistemas do tipo FM é adsorção desse nutriente no solo. No entanto, cabe ressaltar que não é um processo de remoção, é apenas um mecanismo temporário de armazenamento. A medida que ocorre a saturação do material filtrante, ocorre a liberação de PT novamente no meio (HU et al., 2016). Ressalta-se que durante 1 ano de monitoramento do sistema de FMI, não se identificou esse fenômeno.

Figura 59 – Concentrações de fósforo identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa.

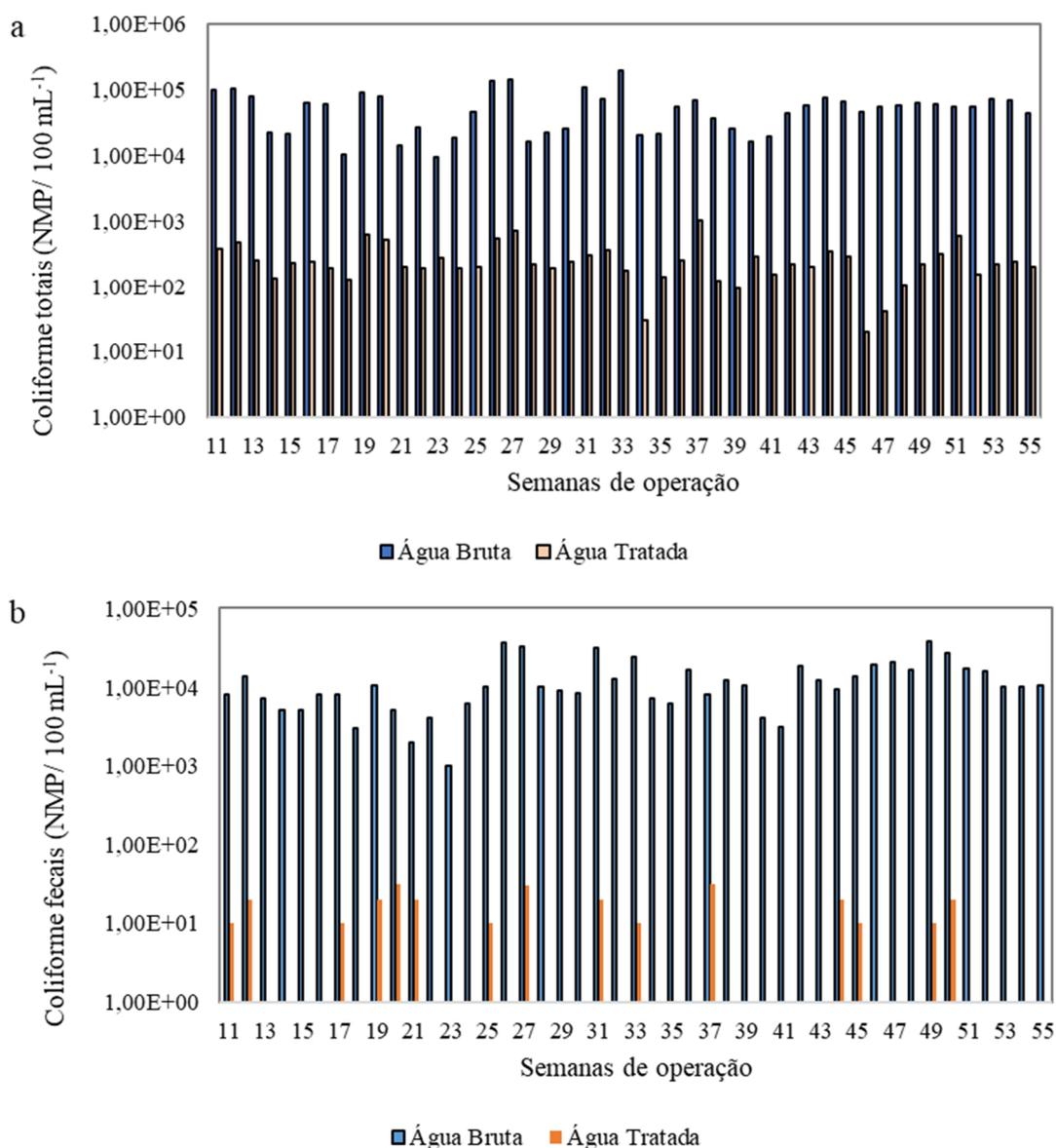


4.3.3.4 Desempenho de remoção de coliformes

Na Figura 60, apresentam-se as concentrações identificadas na água bruta e na água tratada de coliformes totais e coliformes fecais. Verificou-se um excelente desempenho de remoção, tanto de coliformes totais (99 ± 1 %) quanto de coliformes

fecais ($100 \pm 1\%$), resultando em uma eficiência de remoção de 2,4 e 3,3 logs para coliformes totais e fecais, respectivamente. Provavelmente esse bom desempenho de tratamento esteja atrelado ao mecanismo biológico de predação que ocorre no solo. Esse desempenho de tratamento, está associado aos mecanismos de remoção que ocorrem nos sistemas tipo FM, onde o sistema de FM mostrou ser uma tecnologia eficaz para a eliminação de patógenos (AHMED; MARHABA, 2016).

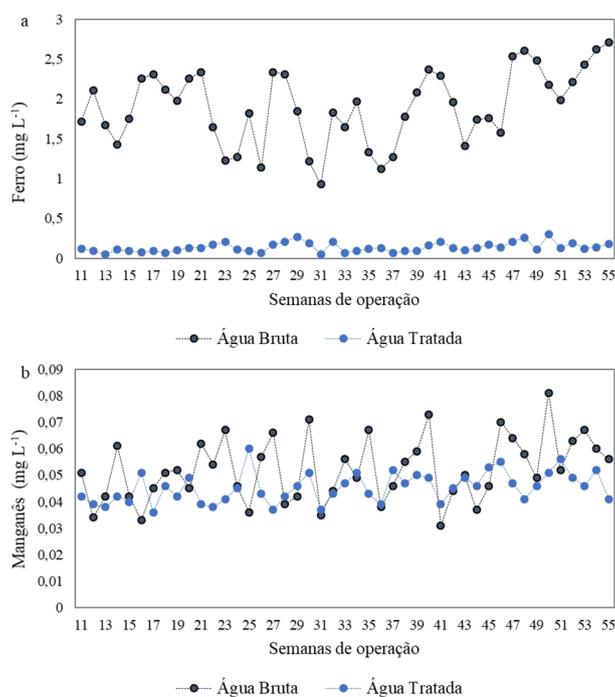
Figura 60 – Concentrações de coliformes identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) coliformes totais; b) coliformes fecais.



4.3.3.5 Desempenho de remoção de metais

Na Figura 61 apresentam-se as concentrações de ferro e manganês identificadas na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento. Em relação ao ferro, observou-se remoções na ordem de $93 \pm 3\%$, liberando a água tratada com concentrações médias de $0,14 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, o desempenho de remoção para manganês foi de apenas $9 \pm 23\%$, e concentrações na ordem de $0,05 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ foram identificadas na água tratada. Durante a biodegradação da matéria orgânica os microrganismos consomem primeiramente oxigênio e posteriormente outros receptores de elétrons como o nitrato, manganês, ferro e sulfato (GRÜNHEID et al., 2005). Nesse sentido, devido as condições redox serem preferencialmente redutoras, bem como as concentrações de nitrato serem baixas (Tabela 18), provavelmente a redução de ferro esteja associada ao metabolismo microbiano. Quanto à remoção do manganês, a precipitação do sulfeto de manganês pode ser descartada devido à alta solubilidade deste sal (APPELO; POSTMA, 2010).

Figura 61 – Concentrações de diferentes metais identificados na água bruta e na água tratada ao longo do período de monitoramento do sistema de filtração em margem inversa. a) ferro; b) manganês.



4.4 SÍNTESE DOS RESULTADOS OBTIDOS

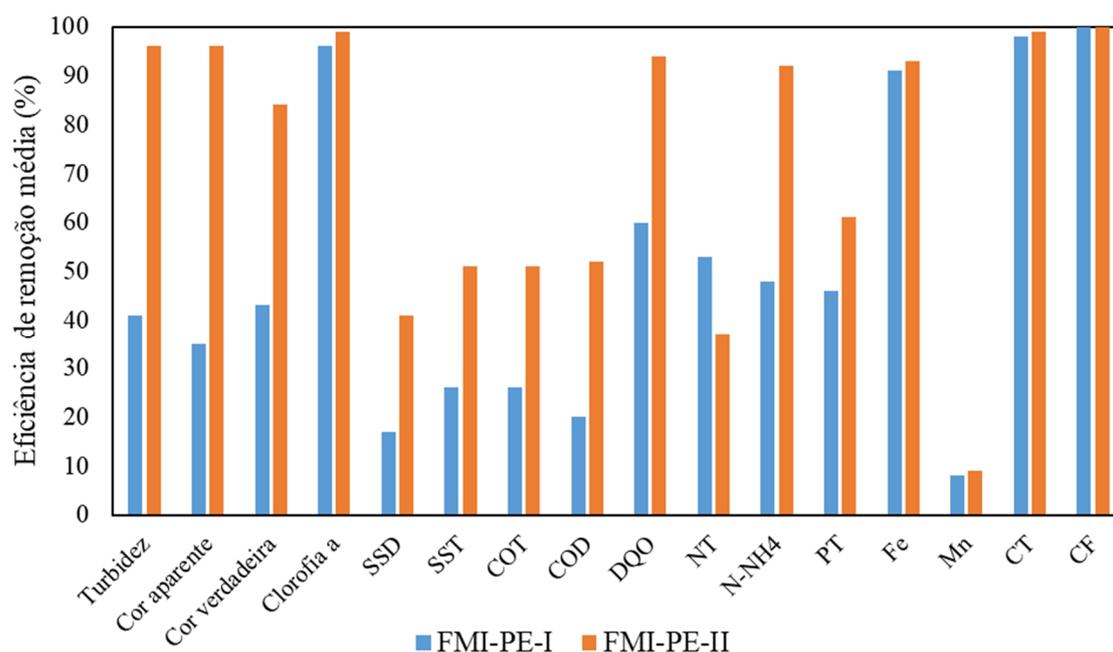
4.4.1 Quanto ao desempenho de tratamento do sistema de filtração em margem inversa

Na Tabela 19 – Valores médios identificados na água tratada do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I e II Tabela 19 são apresentados os valores médios de concentração identificados na água tratada pelo sistema de FMI do PE-I e do PE-II para diferentes parâmetros, juntamente com os valores indicados na Resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005). Pode-se observar que o desempenho de tratamento do sistema de FMI, tanto do PE-I quanto do PE-II, proporcionou um nível de tratamento para a água do lago compatível com a Classe 3, da Resolução Conama 357/2005. Esse mesmo comportamento apenas não foi identificado para PT, indicando, portanto, a necessidade de um tratamento adicional, principalmente quanto busca-se evitar a eutrofização. Além disso, os sistemas de ambos os PE proporcionaram melhoria na qualidade da água do lago (Figura 62).

Tabela 19 – Valores médios identificados na água tratada do sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I e II juntamente com os valores de referência da resolução Conama 357/2005.

Parâmetros	Água bruta	FMI PE-I	FMI PE-II	Conama 357/2005 Classe 3
Cor verdadeira (uH)	40,38	23,07	5,93	75
Turbidez (uT)	21,02	12,44	0,79	100
pH	6,59	6,25	6,73	6,0
SST (mg L ⁻¹)	154,82	118,11	75,07	500
OD (mg L ⁻¹)	4,07	1,55	3,34	4,0
Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹)	198,47	7,89	0,95	60
CF (NMP mL ⁻¹)	1,26 x 10 ⁻⁴	39,33	6,04	2500
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	4,86	3,11	0,38	13,3
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	1,33	0,73	0,46	10,0
N-NO ₂ (mg L ⁻¹)	1,33	0,05	0,02	1,0
PT (mg L ⁻¹)	2,62	1,82	1,00	0,05
Fe (mg L ⁻¹)	1,90	0,18	0,14	5,0
Mn (mg L ⁻¹)	0,05	0,05	0,05	0,5

Figura 62 – Eficiência média de remoção de diferentes poluentes identificados para o sistema de filtração em margem inversa do procedimento experimental I e II.



Baseado nos resultados obtidos ao longo desse estudo, o sistema de FMI apresentou ser uma tecnologia aplicável para o contexto da revitalização de ambientes lênticos.

4.4.2 Quanto a influência da distância de filtração no desempenho de tratamento do sistema de filtração em margem inversa

Evidentemente, a distância de filtração influenciou diretamente no desempenho de tratamento do sistema de FMI. Conforme os resultados obtidos, elucidou-se que a distância de filtração favoreceu a remoção de poluentes. Maior desempenho de remoção de poluentes ocorreu especialmente após os 2 m de filtração. Além disso, destaca-se que até o percurso de filtração de 5,5 m, foi onde ocorreu o maior desempenho de remoção de poluentes.

Outro ponto que merece ser destacado, é que com o aumento do percurso de filtração, e conseqüentemente com o aumento do tempo de contato da água, condições anóxicas anaeróbias foram favorecidas no meio, beneficiando assim, o processo de remoção de NT, devido a presença de nitrificação e desnitrificação sequencial, e também a remoção de Mn.

4.4.3 Quanto a dinâmica bacteriana identificada ao longo do tempo no sistema de filtração em margem inversa

Baseando na dinâmica bacteriana identificada na camada da superfície (0,30 m de profundidade) e na camada do fundo (1,0 m de profundidade) ao longo de 3 amostragens vinculadas a diferentes períodos operacionais do sistema de FMI (após o 9º, 10º e 11º meses), identificou-se maior diversidade bacteriana na camada da superfície do que na camada do fundo, em todas as amostras.

Bactérias associadas ao metabolismo do enxofre e sulfatos, foram identificadas principalmente nas amostras coletada após 11 meses de operação do sistema FMI. Condições redutoras presentes no meio, sobretudo na camada do fundo da vala de infiltração, selecionaram essas populações, indicando a predominância de ambientes anaeróbios e anóxicas no meio.

Em relação as transformações do nitrogênio, a presença de BOA, BON e bactérias desnitrificantes foram identificadas em todas as amostras coletadas no sistema de FMI. Além disso, a predominância do processo comammox pode ter sido a principal rota de conversão da amônia. Bactérias desnitrificantes foram identificadas em maior diversidade e abundância quando comparadas as bactérias nitrificantes. Inclusive, desnitrificação tanto autotrófica, quanto heterotrófica pode ter ocorrido ao longo do processo de tratamento. Nesse sentido, baseado na ecologia bacteriana identificada nesse estudo, nitrificação e desnitrificação simultâneas ocorreu ao longo do processo de tratamento.

4.4.4 Quanto a indicação de parâmetros de projeto para a aplicação do sistema de filtração em margem inversa

Levando em consideração as condições operacionais testadas nesse estudo, as características do solo, do lençol freático, da água bruta do lago, da bacia hidrográfica onde o lago estava inserido, indica-se como principais parâmetros de projeto identificados para um sistema de FMI, as dimensões adotadas da vala de infiltração com uma seção de 1 m² e comprimento linear de 5 m. Esses parâmetros de projeto proporcionaram uma vazão de infiltração e conseqüentemente um tratamento para água bruta de 2,5 m³ dia⁻¹ e

uma taxa de filtração de $0,147 \text{ m dia}^{-1}$. Ressalta-se que esses valores são válidos para aplicação do sistema FMI em solos saturados com características franco-arenosos.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostraram, para as condições operacionais testadas na pesquisa, que a hipótese formulada para este estudo foi confirmada. Com base nessa hipótese, têm-se as seguintes conclusões:

- O sistema de filtração em margem inversa apresentou melhoria significativa na qualidade da água do lago, apresentando eficiências médias de remoção na ordem de 41% para turbidez, 26% para SST e COT, 53 % para NT, 46% para PT e 100% para CT;

- A distância do percurso de filtração, e conseqüentemente, o tempo de contato da água com o solo influenciou diretamente na performance de tratamento do sistema de filtração em margem inversa. A eficiência de remoção de todos os parâmetros avaliados aumentou significativamente após os 2 m de filtração, indicando, portanto, que uma distância de filtração de até 5,5 m foi fundamental no processo de tratamento. Nesse sentido, indica-se uma distância de filtração mínima de 5,5 m;

- Maior diversidade bacteriana foi identificada nos primeiros 30 cm do sistema de filtração inversa ao longo do tempo. Portanto, os primeiros centímetros da unidade de tratamento foram fundamentais no desempenho de tratamento. Por outro lado, bactérias desnitrificantes foram identificadas em maior abundância nos últimos centímetros do sistema, indicando que a desnitrificação foi predominante nessa profundidade;

- Parâmetros de projetos são válidos para aplicação do sistema FMI em solos saturados com características franco-arenosos, com frações granulométricas específicas do local de estudo, representados junto à curva granulométrica (porcentagem retida das frações distribuídas, porosidade efetiva, diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade). Como parâmetros de projeto para o sistema de FMI, indica-se a confecção de uma vala de infiltração com uma seção de 1 m² e comprimento linear de 5 m, uma vazão de infiltração de 2,5 m³ dia⁻¹ e uma taxa de filtração de 0,147 m dia⁻¹.

- O sistema de filtração em margem inversa apresentou ser uma tecnologia passível de ser aplicada para o tratamento de água de ambientes lênticos, melhorando

significativamente a qualidade do corpo hídrico, conferindo uma qualidade final a água tratada compatível com a Classe 3 da Resolução Conama 357/2005.

6 RECOMENDAÇÕES

Deve-se ressaltar que esse é um estudo preliminar de uma nova tecnologia denominada como FMI, por isso há a necessidade de novas investigações para avaliar a eficiência e locais apropriados para a implantação do sistema. Nesse sentido, tendo em vista os resultados obtidos com a presente pesquisa, recomenda-se:

Avaliar o volume de água a ser tratado, projetar e operar uma estrutura com essas dimensões para viabilizar a recuperação do manancial;

Em local com potencial aplicar a técnica de FMI e avaliar sua possível eficiência em canais e rios;

Avaliar a eficiência do sistema de FMI para solos com potencial, porém com características diferentes;

Utilizar a técnica de FMI para uma distância de filtração superior a 8 m, e avaliar o desempenho ao longo do percurso e estimar a distância adequada do manancial para a sua aplicação.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, F.; SHAMRUKH, M. Quantification of River Nile/Quaternary aquifer exchanges via riverbank filtration by hydrochemical and biological indicators, Assiut, Egypt. **Journal of Earth System Science**. v.125, n.8, p.1697-1711, 2016.
- AGÊNCIA BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15495-1/2007**: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados Parte 1: Projeto e Construção. Rio de Janeiro, 2007. 25 p.
- AGÊNCIA BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457/1986**: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986. 9 p.
- AGÊNCIA BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181/1984**: Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, 1984. 13 p.
- AHMED, Ahmed Khaled Abdella; MARHABA, Taha F.; Review on river bank filtration as an in situ water treatment process. **Clean Technologies And Environmental Policy**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 349-359, 19 ago. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-016-1266-0>.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. New York, John Wiley, 1977. 472p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. Standard methods for the examination of water wastewater. 23. ed. Washington: APHA, 2017.
- ANA, Agência Nacional de Águas – **Monitoramento da qualidade da água em rios e reservatórios**. 2013. Disponível em: <https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/handle/ana/76>. 2013. Acesso em: 18 jul. 2020.
- APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. 2th. ed. London: CRC Press, 2010. p. 649.
- ARANTES, E. J. **Emprego de infiltrômetros na caracterização da interação entre rio e aquífero**. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos SP. 2003.
- BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. Belo Horizonte: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2005. 266p.
- BARISON, M. R. **Ciências Ambientais para Engenharia**. Rio de Janeiro: Ed. Elsevier. p. 122-126; 2015.
- BENOTTI, Mark J.; SONG, Rengao; WILSON, Doyle; SNYDER, Shane A. Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds through pilot- and full-scale

riverbank filtration. **Water Supply**, v. 12, n. 1, p. 11-23, 1 fev. 2012. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2011.068>.

BERTELKAMP, C.; VERLIEFDE, A.r.d.; SCHOUTTETEN, K.; VANHAECKE, L.; BUSSCHE, J. Vanden; SINGHAL, N.; HOEK, J.p. The effect of redox conditions and adaptation time on organic micropollutant removal during river bank filtration: a laboratory-scale column study. **Science Of The Total Environment**, v. 544, p. 309-318, fev. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.035>.

BLAVIER, J.; VERBANCJ, M. A. CRADDOCK, F.; LOÉGEOIS, S.; LATINIS, D.; GARGOURI, L.; FLORES RUA, G.; DEBASTE, F.; HAUT, B. Investigation of riverbed filtration systems on the Parapeti river, Bolívia. **Journal of Water Process Engineering**. v.1, p.27-36, 2014.

BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A.; BETTIOL, W.; COSTA, V. L. Variação do balanço de cargas superficiais ao longo do perfil do solo e sua influência na mobilidade de ânions (NO₃, SO₄, Cl) na zona não saturada. In: **X Congresso Brasileiro de Geoquímica**. Porto de Galinhas, Pernambuco, 2005.

BOURG, A.C.M.; DARMENDRAIL, D.; RICOUR, J. Geochemical filtration of riverbank and migration of heavy metals between the Deûle River and the Anseruilles alluvion-chalk aquifer (Nord, France). **Geoderma**, v. 44, n. 2-3, p. 229-244, ago. 1989. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061\(89\)90032-3](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(89)90032-3).

BOURG, A. C. M.; KEDZIOREK, M. A. M.; DARMENDRAIL, D. Organic matter as the driving force in the solubilization of Fe and Mn during riverbank filtration. In: **Riverbank Filtration: Understanding contaminant biogeochemistry and pathogen removal**. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 2002. p. 43-54.

BOUWER, H. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 121-142, 26 jan. 2002.

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, 1 jul. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2175/106143013x13596524516428>.

BOYD, C. **Water Quality in Ponds Aquaculture**. Alabama: Alabama Agricultural Experimental Station. Auburn University. 482p. 1990.

BRASIL. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resolução CONAMA 357**. Brasília, 18 mar.2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em 28 set. 2020.

BRASIL. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. **Lei Nº 14.026**. Brasília, 15 jul. 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm. Acesso em: 29 set. 2020.

BROWNE, D.; DELECTI, A.; MUDD, G.; FLETCHER, T. A two-Dimensional Model of Hydraulic Performance of Stormwater Infiltration System. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 19, p. 2785-2799, 2013.

CAMARGO, F. A.O.; SANTOS, G.A.; ZONTA, E.; Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 171-180, 1999.

CAPORASO, J.G.; KUCZYNSKI, J.; STOMBAUGH, J.; BITTINGER, K.; BUSHMAN, F.D.; COSTELLO, E.K. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature Methods**, v.7, p.335-336, 2010.

CAPUTO, H. P.; **Mecânica dos solos e suas aplicações**. 6. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1996. 226 p.

CASAGRANDE, A; R. E. FADUM. Notes on soil testing for engineering purposes. Harvard University Graduate. **School of Engineering**. Publ. 268. p.74. 1940.

CASTRO, G. C. **Carbono orgânico nas frações granulométricas e húmicas em solos de diferentes texturas sob floresta da região noroeste mato-grossense**. 2008. 45f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, 2008.

CAVALCANTE, E. A. **Caracterização física química do solo sob dois castanhais nativos e variabilidade espacial de atributos físicos e químicos de um solo sob floresta ombrófila densa**. 2017. 48f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia. Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém – PA, 2017.

CHAHAR, Bhagu R.; GRAILLOT, Didier; GAUR, Shishir. Storm-Water Management through Infiltration Trenches. **Journal Of Irrigation And Drainage Engineering**, [S.L.], v. 138, n. 3, p. 274-281, mar. 2012. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ir.1943-4774.0000408](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ir.1943-4774.0000408).

CHEN, Man; ZHOU, Xiao-Fang; YU, Yu-Qing; LIU, Xing; ZENG, Raymond Jian-Xiong; ZHOU, Shun-Gui; HE, Zhen. Light-driven nitrous oxide production via autotrophic denitrification by self-photosensitized *Thiobacillus denitrificans*. **Environment International**, [S.L.], v. 127, p. 353-360, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.045>.

CHOI, H. C.; KIM, K.S. and KIM, I.S. Characteristics of contaminants transport in bank filtration through dunes. **Water Science Technology**. v. 38, p.97-103, 1998.

CHORUS, I.; BARTEL, H. & GRÜTZMACHER, G. Retention and elimination of cyanobacterial toxins (microcystins) through bank filtration. NASRI Workshop december 2003. Disponível em:http://Kompetenz-wasser.de/engl/downloads/NASRI-workshop/algae_ws03.pdf.

DAIMS, H.; ELENA, V.; PALATINSZKY, M.; VIERHEILIG, J.; BULAEV, A.; KIRKEGAARD, R.H.; BERGEN, M. VON; RATTEI, T. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. **Nature Reviews Microbiology**, v.528, p.504-509, 2015.

DASH, R. R.; MEHROTRA, I.; KUMAR, P.; GRISCHEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. **Hydrogeology Journal**, v. 16, n. 6, p. 1089-1099, 2008.

DÍAZ, M.; MANUEL, J.; GÓMEZ, O.; CACHEIRO, J. A.; CACHERO, A.; CASTAÑO, J. L. **Recarga artificial de acuíferos. Síntesis metodológica. Estudios y actuaciones realizadas en la provincia de alicante**. Alicante: IGME, 2000. 112 p. Disponível em: https://www.igme.es/actividadesIGME/lineas/HidroyCA/publica/libros2_TH/libro36/lib36.htm. Acesso em: 18 jul. 2020.

DILLON, P. Future management of aquifer recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 13, n. 1, p. 313-316, 25 fev. 2005. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997. 27p.

ESTEVES, F.A.; **Fundamentos de Limnologia**, Editora Interciências, FINEP, Rio de Janeiro, 2011. 575 p.

FEITOSA, F. A.C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A.; **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2008. 835 p.

FITTS, C. R.; **Águas Subterrâneas**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. 432 p.

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

FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; ROCHA, F. J. S.; PAIVA, A. L. R.; SENS, M. L.; VERAS, T. B.; *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. removal by bank filtration at Beberibe River, Brazil. **River Research And Applications**, v. 33, n. 7, p. 1079-1087, 17 maio 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.3151>.

FREITAS, J. B. A.; CABRAL, J. J.S. P.; PAIVA, A. L. R.; SANTOS, S. N.; SILVA, N. B. N. A técnica de Filtração em Margem: histórico de aplicação no mundo e experiências brasileiras. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, Porto Alegre, v. 4, n. 1, p. 165-175, 2018.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; RHEINHEIMER, D. S.; KAMINSKI, J. Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: usos e limitações. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.8, p.141-187, 2013.

GHODEIF, K; GRISCHEK, T.; BARTAK, R.; WAHAAB, R.; HERLITZIUS, J. Potential of river bank filtration (RBF) in Egypt. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 8, p. 2-13, abr. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-016-5454-3>.

GRAHAM, R. D.; HANNAM, R. J.; UREN, C. N.; **Manganese in Soils and Plants. Held at the Waite Agricultural Research Institute.** The University of Adelaide, Glen Osmond, South Australia. 80-82p. 1988.

GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; JASPERSE, J. L.; STOWE, S. M.; COLLINS, M.R. What is an appropriate site for RBF? In: **Management of Aquifer Recharge for Sustainability.** USA: Acacia Publishing Incorporated. 2007.

GRISCHEK, T.; RAY, C.; Bank filtration as managed surface-groundwater interaction. **International Journal Of Water**, v. 5, n. 2, p. 125, 2009. Inderscience Publishers. <http://dx.doi.org/10.1504/ijw.2009.028722>.

GRUBER-DORNINGER, Christiane; PESTER, Michael; KITZINGER, Katharina; SAVIO, Domenico F; LOY, Alexander; RATTEI, Thomas; WAGNER, Michael; DAIMS, Holger. Functionally relevant diversity of closely related Nitrospira in activated sludge. **The Isme Journal**, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 643-655, 22 ago. 2014.

GRÜNHEID, Steffen; AMY, Gary; JEKEL, Martin. Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. **Water Research**, [S.L.], v. 39, n. 14, p. 3219-3228, set. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.030>.

GUEDES, Tiago Lemos. **Avaliação do desempenho de um sistema de filtração em margem de rio com bombeamento fotovoltaico.** 2018. 207 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

HAMDAM, A. M., SENSOY, M. M., MANSOUR, M S. Evaluating the effectiveness of bank infiltration process in New Aswan, Egypt. **Arabian Journal of Geosciences.** v.6 p.4155-4165, 2013.

HISCOCK, K.M.; GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal Of Hydrology**, v. 266, n. 3-4, p. 139-144, set. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(02\)00158-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(02)00158-0).

HOPPE-JONES, Christiane; OLDHAM, Gretchen; DREWES, Jörg E. Attenuation of total organic carbon and unregulated trace organic chemicals in U.S. riverbank filtration systems. **Water Research**, [S.L.], v. 44, n. 15, p. 4643-4659, ago. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.022>.

HU, B.; TENG, Y.; ZHAI, Y.; ZUO, R.; LI, J.; CHEN, H. Riverbank filtration in China: a review and perspective. **Journal Of Hydrology**, v. 541, p. 914-927, out. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.004>.

HÜLSHOFF, I.; GRÜTZMACHER, G. **Relevance and opportunities of bank filtration to provide safe water for developing and newly industrialised countries.** Techneau Report 5.2.9, 2009. 120 p.

HYPOLITO, R.; ANDRADE, S.; EZAKI, S. Solo. IN: **Geoquímica da Interação Água/Rocha/Solo: Estudos Preliminares.** São Paulo, 450p. 2011.

INABA, Shoko; IKENISHI, Fumio; ITAKURA, Manabu; KIKUCHI, Masakazu; EDA, Shima; CHIBA, Naohiko; KATSUYAMA, Chie; SUWA, Yuichi; MITSUI, Hisayuki; MINAMISAWA, Kiwamu. N₂O Emission from Degraded Soybean Nodules Depends on Denitrification by Bradyrhizobium japonicum and Other Microbes in the Rhizosphere. **Microbes And Environments**, [S.L.], v. 27, n. 4, p. 470-476, 2012. Japanese Society of Microbial Ecology. <http://dx.doi.org/10.1264/jsme2.me12100>.

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

JEKEL, M. ; GRÜNHEID, S. Organic substances in bank filtration and groundwater recharge-process studies. **NASRI Workshop**, June 2002. Disponível em: [http://Kompetenz-wasser.de/engl/downloads/NASRI Workshop/organics_ws03.pdf](http://Kompetenz-wasser.de/engl/downloads/NASRI%20Workshop/organics_ws03.pdf)

JEKEL, M.; GRUENHEID, S. Bank filtration and groundwater recharge for treatment of polluted surface waters. **Water Supply**, v. 5, n. 5, p. 57-66, 1 dez. 2005. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2005.0039>.

JEYAKUMAR, R.; PARIMALARENGANAYAKI, S.; ELANGO, L. River bank filtration for natural treatment of water in India: A review r. **International Journal of Civil Engineering and Technology**. (IJCIET), v.8, n.8, p.1203-1212. August 2017. <http://http://www.iaeme.com/ijciyet/issues.asp>.

KEDZIOREK, M. A. M.; GEOFFRIAU, S.; BOURG, A. C. M. Organic Matter and Modeling Redox Reactions during River Bank Filtration in an Alluvial Aquifer of the Lot River, France. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 8, p. 2793-2798, abr. 2008. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es702411t>.

KISS, S.; DRĂGAN-BULARDA, M.; RĂDULESCU, D.. Biological Significance of Enzymes Accumulated in Soil. **Advances In Agronomy**, [S.L.], p. 25-87, 1975. Elsevier. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(08\)70007-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(08)70007-5).

KUEHN, Wolfgang; MUELLER, Uwe. Riverbank Filtration: an overview. **Journal - American Water Works Association**, [S.L.], v. 92, n. 12, p. 60-69, dez. 2000. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1551-8833.2000.tb09071.x>.

KUMAR, C.P.; CHACHADI, A.G.; PURNDARA, B.K.; KUMAR, S., VARADARAJAN, N.; JUYAL, R. **Modelling of a coastal aquifer using Feflow**. Usa: National Institute Of Hydrogeology, 2007. 47 p.

LEITE, N. F.; **Formas orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo em função de plantas de cobertura e de adubação nitrogenada**. 2015. 21-44f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Agrônômica, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 2015.

LIMA, H. N.; MELLO, J. W. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; KER, J. C. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **ACTA Amazonica**. v. 35, n 3, p.317-330. 2005.

MACHADO, A. F. L.; FERREIRA, L. R.; SANTOS, L. D. T.; FERREIRA, F. A.; VIANA, R. G.; MACHADO, M. S.; FREITAS, F. C. L.; Eficiência fotossintética e uso da água em plantas de Eucalipto pulverizadas com Glyphosate. **Planta Daninha**, v. 28, n. 2, p. 319-327, 2010.

MAENG, S. K.; SHARMA, S. K.; MAGIC-KNEZEV, A.; AMY, G. Fate of effluent organic matter (EfOM) and natural organic matter (NOM) through riverbank filtration. *Water science and technology*, v. 57, n. 12, p. 1999-2007, 2008.

MARTINAZZO, R.; RHEINHEIMER, D. S.; GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.563-570,

MARTINS, M. A. **Microbiologia dos Solos**. UENF- Laboratório de solos. 2017. Disponível em www.uenf.br/Uenf/Downloads/LSOL. Acesso em 14 out. 2020.

MASSMANN, G.; GRESKOWIAK, J.; DÜNNBIER, U.; ZUEHLKE, S.; KNAPPE, A.; PEKDEGER, A. The impact of variable temperatures on the redox conditions and the behaviour of pharmaceutical residues during artificial recharge. **Journal Of Hydrology**, v. 328, n. 1-2, p. 141-156, ago. 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.12.009>.

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, 30 maio 2008. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00254-007-0792-9>.

MELFI, A. J.; PEDRO, G.; VOLKOFF, B. Natureza e distribuição dos compostos férricos nos solos do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.3, p. 47-54. 1979.

MELLO, J.W.V.; FONTES, M.P.F.; RIBEIRO, A.C.; ALVAREZ, V. Inundação e calagem em solos de várzea: I. alterações em pH, Eh e teores de Fe^{2+} e Mn^{2+} em solução. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. Campinas, v.16, p.309-317, 1992.

MELO, V. F.; CASTILHOS, R. M. V.; PINTO, L. F. S. **Reserva Mineral do Solo, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. (Química e Mineralogia do Solo- Parte II), f 252, 2009.

MELO, T. A.T.; COUTINHO, A. P.; SANTOS, J. B. F.; CABRAL, J.J. S. P.; DANTAS, A. C.D.; LASSABATERE, L. Trincheira de infiltração como técnica compensatória no manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 16, n. 3, p. 53-72, set. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212016000300092>.

MEURER, E. J. (Ed.) **Fundamentos de Química do Solo**. 3ª ed. Evangraf. Porto Alegre. 2006, 285p.

MICHELAN, D. C. G. DOS S. **Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo**

humano. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

MISSIMER, T. M.; GHAF FOUR, N.; DEEWAH, A. H. A.; RACHMAN, R.; MALIVA, R. G.; AMY, R. Subsurface intakes for seawater reverse osmosis facilities: Capacity limitation, water quality improvement, and economics. **Desalination**, v. 322, p. 37-51, 2013.

MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas**. 2009. 291 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

MONTEIRO, R. D. **Avaliação de recursos hídricos e viabilidade da recarga artificial de aquíferos na bacia hidrográfica dos engenhos na ilha de Santiago - cabo verde**. 2013. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia e Gestão da Água, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Nova Lisboa, Lisboa, 2013.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Lavras: Editora UFLA, 2006. 163-201p.

MORENO, Yolanda; BOTELLA, Salut; ALONSO, 1 Jose' Luis; FERRU'S, María A.; HERNANDEZ, Manuel; HERNA'NDEZ, Javier. Specific Detection of Arcobacter and Campylobacter Strains in Water and Sewage by PCR and Fluorescent In Situ Hybridization. **Applied And Environmental Microbiology**, F, Caracas, v. 1, p. 1181-1186, 2003.

MORUZZI, R. B., REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v.4, n.1, p.29-43, 2012.

NASCIMENTO, E. C. do. **Potencial desnitrificador de estirpes de Bradyrhizobium recomendadas para a cultura da soja**. 2011. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Fitotecnia, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011.

PAIVA, A.L.R.; CABRAL, J. J. S. P.; DEMÉTRIO, J. G. A.; SOBRAL, M. C. M. Filtração em margem para indução de recarga e melhoria da qualidade de água – estudo de caso: rio Beberibe. **Águas Subterrâneas**, Pernambuco, v. 24, n. 1, p. 103-114, 13 set. 2010. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v24i1.20094>.

PELCZAR JUNIOR, J. M.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. L R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. São Paulo: Makron Books, 2005.

PEZESHKI, S.R.; DELAUNE, R.D. Soil Oxidation-Reduction in wetlands and its Impact on Plant Functioning. **Biology**, v1, p. 196-221, 2012. 10.3390/biology1020196.

PONNAMPERUMA, F.N. The Chemistry of Submerged Soils. **Advances In Agronomy**, p. 29-96, 1972. Elsevier. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(08\)60633-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(08)60633-1).

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

RAGUSA, S.R; MCNEVIN, D; QASEM, S; MITCHELL, C. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. **Water Research**, [S.L.], v. 38, n. 12, p. 2865-2873, jul. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.03.039>.

RAY, C.; GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; WANG, J. Z.; SPETH, T. F. A Perspective of Riverbank Filtration. **Journal - American Water Works Association**, v. 94, n. 4, p. 149-160, abr. 2002. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1551-8833.2002.tb09459.x>.

RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. **Riverbank Filtration Improving Source-Water Quality**. Usa: Water Science And Technology Library, 2003. 183 p.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORRÊA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 4º ed. Viçosa: NEPUT. 2002. 338p.

RHODEN, A. C.; RIGHES, A. A.; GUBIANI, E. I. Potencial Redox e pH do Solo no Sistema Mix de Pré-Germinado em Arroz Irrigado. In: **Jornada Acadêmica Integrada**, 2000, Santa Maria. XV Jornada Acadêmica Integrada, 2000.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETO, J. M. **Tratamento de Água: Tecnologia Atualizada**. 7ed. São Paulo: Ed Edgard Blücher Ltda, 332p. 2007.

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

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

ROMERO-ESQUIVEL, L. G.; GRISCHEK, T.; PIZZOLATTI, B. S.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; Bank filtration in a coastal lake in South Brazil: water quality, natural organic matter (nom) and redox conditions study. **Clean Technologies And Environmental Policy**, v. 19, n. 8, p. 2007-2020, 30 jun. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-017-1382-5>.

ROSEIRO, C. M. S. D. **Recarga artificial de aquíferos Aplicação ao Sistema Aquífero da Campina de Faro**. 2009. 351 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geologia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2009.

SAEED, Tanveer; SUN, Guangzhi. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 112, p. 429-448, dez. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>.

SAIA, Flavia Talarico; SOUZA, Theo S. O.; DUARTE, Rubens Tadeu Delgado; POZZI, Eloisa; FORESTI, Eugenio; FONSECA, Debora. Microbial community in a pilot-scale bioreactor promoting anaerobic digestion and sulfur-driven denitrification for domestic sewage treatment. **Bioprocess Biosyst Eng**, Florianopolis, n. 39, p. 341-352, 2016.

SANDHU, C.; GRISCHEK, T.; SCHOENHEINZ, D.; PRASAD, T.; THAKUR, A. K. Evaluation of Bank Filtration for Drinking Water Supply in Patna by the Ganga River. India. In: RAY, C. and SHAMRUKH, M. (eds.). **Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries**. Springer Science, p. 203-22. 2011.

SANTORO, Alyson E.. The do-it-all nitrifier. **Science**, v. 351, p. 342-345, 2016.

SANTOS, J. P. Hidráulica de Poços I. In: BRASIL. Gerência de Apoio A Treinamento e Divulgação. CETESB. **Construção, operação e manutenção de poços**. São Paulo: CETESB, 1977, p.56-62.

SANTOS, E. dos. **Carbono, nitrogênio e relação C/N em gleissolo e cambissolo, sob diferentes tipologias vegetais, na área de ocorrência da floresta ombrófila densa, Antonina – PR**. 2007. p52-79. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007.

SCHIJVEN, J.; BERGER, P.; MIETTINEN, I.; Removal of Pathogens, Surrogates, Indicators, and Toxins Using Riverbank Filtration. **Riverbank Filtration**, p. 73-116, 2002. Kluwer Academic Publishers. http://dx.doi.org/10.1007/0-306-48154-5_7.
SCHMIDT, C. K.; SACHER, F.; BAUS, CH. Assessing the fate of organic micropollutants during riverbank filtration utilizing field studies and laboratory test systems. **Environmental Science**, n. 5, p. 85-95, 2003.

SCHOENHEINZ D. Dissolved Organic Carbon as an Indicator Parameter for Groundwater Flow and Transport. In: Shamrukh M. (eds) **Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries**. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Springer, Dordrecht, p. 151-168, 2011. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0026-0_10

SCHRAMM, Andreas; BEER, Dirk de; HEUVEL, Johan C. van Den; OTTENGRAF, Simon; AMANN, Rudolf. Microscale Distribution of Populations and Activities of *Nitrosospira* and *Nitrosospira* spp. along a Macroscale Gradient in a Nitrifying Bioreactor: quantification by in situ hybridization and the use of microsensors. **Applied And Environmental Microbiology**, [S.L.], v. 65, n. 8, p. 3690-3696, 1 ago. 1999.

SCHUBERT J. Significance of Hydrologic Aspects on RBF Performance. In: Hubbs S.A. (eds) **Riverbank Filtration Hydrology**. Nato Science Series: IV: Earth and

Environmental Sciences, v 60. Springer, Dordrecht. 2006, p 1-20.
https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3938-6_1

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; MELO FILHO, L. C.; Filtração em margem. In: PROSAB, Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. 4. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2006. p. 504

SEWRPC, STATE-OF-THE-ART OF WATER SUPPLY PRACTICES. SOUTHEASTERN WISCONSIN REGIONAL PLANNING COMMISSION (SEWRPC). **Artificial Groundwater Recharge and Management**, Technical Report, n. 43, 2006. 115 p.

SHAMSUDDIN, Mohd Khairul Nizar; SULAIMAN, Wan Nor Azmin; SURATMAN, Saim; ZAKARIA, Mohamad Pauzi; SAMUDING, Kamarudin. Conjunctive use of surface water and groundwater via the bank infiltration method. **Arabian Journal Of Geosciences**, [S.L.], v. 7, n. 9, p. 3731-3753, 24 ago. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-013-1036-9>.

SHANNON, K.e.; LEE, D.-Y.; TREVORS, J.T.; BEAUDETTE, L.A.. Application of real-time quantitative PCR for the detection of selected bacterial pathogens during municipal wastewater treatment. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 382, n. 1, p. 121-129, 15 ago. 2007. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.02.039>.

SOARES, M. B. D. **The influence of high infiltration rates, suspended sediment concentration and sediment grain size on river and lake bed clogging**. 143p. Thesis (Doctorate in Engineering) Technische Universität Berlin. Berlin, 2015.
 STATSOFT INC. **STATISTICA**. Data Analysis Software System, Version 7. 2004.

STUYFZAND, Pieter J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, Maria H. A.; LANGE, Willem J. de. Riverbank Filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions. **Nato Science Series: IV**, [S.L.], p. 119-153, 2004. Springer Netherlands.
http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-3938-6_6.

STUYFZAND, Pieter J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, Maria H. A.; LANGE, Willem J. de. Riverbank Filtration in the Netherlands: Well Fields, Clogging and Geochemical Reactions. In: Hubbs S.A. (eds) **Riverbank Filtration Hydrology**. Nato Science Series: IV: Earth and Environmental Sciences, v 60, Springer, 2006. p. 223.

TEDESCO, Marino Jose; GIANELLO, Clesio; BISSANI, Carlos Alberto; BOHNEN, Humberto; VOLKWEISS, Sergio Jorge. **Análise de solo, plantas e outros materiais**: boletim técnico n.5. 2. ed. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia, 1995. 170 p.

TELLES, D. D' A.; COSTA, R. H. P.; **Reúso da água: Conceitos, Teorias e práticas**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2007. 311 p.

- THAKUR, A. K.; OJHA, C. S.; SINGH, V. P.; GURJAR, B. R.; SANDHU, C. Removal of Pathogens by River Bank Filtration at Haridwar. India. **Hydrological Process**. V.27, p.1535-1542, 2013.
- TODD, D. K.; MAYS, L. W. Groundwater Hydrology. Third ed. [S.l.]: John Wiley & Sons, Inc., 2005. p. 652.
- TOMÁZ, P.; **Manejo de águas pluviais**. Guarulhos: Plínio Tomáz, 2010. 65 p. Disponível em: <https://www.pliniotomaz.com/>. Acesso em: 18 jul. 2020.
- TUNDISI, G. J., TUNDISI, M.T. **Limnologia**, Editora: Oficina de textos, 632 p. Rio de Janeiro, RJ, 2008.
- VANEK, V. Heterogeneity of groundwater-surface water ecotones. **Groundwater/surface Water Ecotones**, [S.L.], p. 151-161, 28 fev. 1997. Cambridge University Press. <http://dx.doi.org/10.1017/cbo9780511753381.020>.
- VEIGA, B. V. **Fatores intervenientes na dinâmica do fósforo em ambientes lênticos- Investigação sobre o reservatório de Alagados no estado do Paraná**. 2010. p 111-146. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- VIEIRA, C. R.; WEBER, O. L. dos S.; JARDINI, D. C.; Distribuição do carbono orgânico e do nitrogênio total nas frações granulométricas de um latossolo sob diferentes tipos de vegetações, **Revista de estudos ambientais**, v.17, n.1, p. 43-53, 2015.
- VON ROHR, Matthias Rudolf; HERING, Janet G.; KOHLER, Hans-Peter E.; VON GUNTEN, Urs. Column studies to assess the effects of climate variables on redox processes during riverbank filtration. **Water Research**, [S.L.], v. 61, p. 263-275, set. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.018>.
- Von SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.
- WALSH, Chistopher. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. **Hydrobiologia**. v.107, p. 107-114p, 2000.
- WANG, Jack. Riverbank Filtration Case Study at Louisville, Kentucky. In: C., Ray; G., Melin; R.B., Linsky. **Riverbank Filtration**. 43. ed. Eua: Water Science And Technology Library, 2002. p. 36.
- WEBER, Kela. Microbial Community Assessment in Wetlands for Water Pollution Control: past, present, and future outlook. **Water**, [S.L.], v. 8, n. 11, p. 503, 2 nov. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w8110503>.
- WETZEL, R.G. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, S.A., 1981.
- WORCH, Eckhard; GRISCHEK, Thomas; BÖRNICK, Hilmar; EPPINGER, Petra. Laboratory tests for simulating attenuation processes of aromatic amines in riverbank

filtration. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 266, n. 3-4, p. 259-268, set. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(02\)00169-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(02)00169-5).

WORCH, Eckhard; GRISCHEK, Thomas; BÖRNICK, Hilmar; EPPINGER, Petra. Laboratory tests for simulating attenuation processes of aromatic amines in riverbank filtration. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 266, n. 3-4, p. 259-268, set. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(02\)00169-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(02)00169-5).

ZAKRZEWSKI, Martha; GOESMANN, Alexander; JAENICKE, Sebastian; JÜNEMANN, Sebastian; EIKMEYER, Felix; SZCZEPANOWSKI, Rafael; AL-SOUD, WALEED Abu; SØRENSEN, Søren; PÜHLER, Alfred; SCHLÜTER, Andreas. Profiling of the metabolically active community from a production-scale biogas plant by means of high-throughput metatranscriptome sequencing. **Journal Of Biotechnology**, [S.L.], v. 158, n. 4, p. 248-258, abr. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiotec.2012.01.020>.

APÊNDICE A – PLANILHA DO ENSAIO DE PENEIRAMENTO DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO.

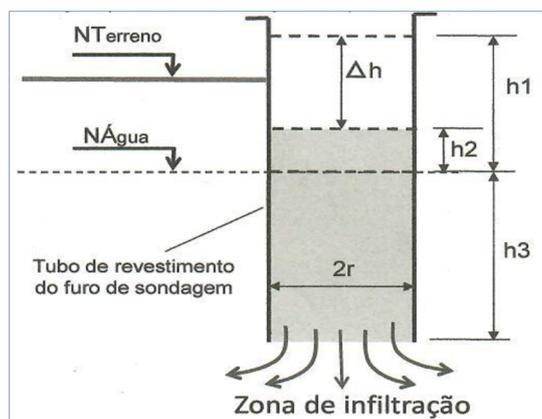
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA										
CENTRO TECNOLÓGICO										
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental										
LABORATÓRIO DE POTABILIZAÇÃO DAS ÁGUAS										
ANÁLISE GRANULOMÉTRICA (PENEIRAMENTO SIMPLES)										
Amostra: sedimento						Execução: Sergio Luiz Belló				
Data: 23/11/2018										
Teor de Umidade da Amostra					Determinação da Amostra Total Seca					
Cápsula N°	60		49		Peso da Amostra Úmida (g): 1149,17					
Peso da Cápsula (g)	14,70		17,00		Peso da Amostra Retida na # 10 (g): 0					
Cápsula + Solo Úmido (g)	130,80		146,10		Peso da Amostra Passante na # 10, Úmida (g): 1149,17					
Cápsula + Solo Seco (g)	130,70		146,00		Peso da Amostra Passante na # 10, Seca (g): 1.148,23					
Teor de Umidade	0,09%		0,08%		Peso da Amostra Total Seca (g): 1.149,17					
Teor de Umidade Médio	0,08%				Mh (Peneiramento Fino) (g): 1149,17					
Dados de Ensaio										
PENEIRAMENTO	FRAÇÃO GROSSA	Peneira		Peso da Peneira (g)	Peneira + Material (g)	Material Retido (g)	PORCENTAGEM			FRAÇÃO GROSSA
		N°	# (mm)				RETIDA		PASSANTE	
				Fração Fina	Fração Grossa	Acumulada	Fração Fina	Fração Grossa		
		3"	76,2			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		2"	50,8			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		1,5"	38,1			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		1"	25,4			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		3/4"	19,1			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		3/8"	9,5			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		1/4"	6,4			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		4	4,8			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		8	2,4			0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		10	2	387,00	387,00	0,00	0,00%	0,00%		100,00%
		16	1,19	380,20	630,99	250,79	21,84%	21,84%	78,16%	78,16%
		30	0,59	348,30	505,20	156,90	13,66%	35,51%	64,49%	64,49%
		40	0,42	281,00	521,70	240,70	20,96%	56,47%	43,53%	43,53%
		50	0,3	361,20	620,10	258,90	22,55%	79,02%	20,98%	20,98%
		60	0,25	332,20	452,90	120,70	10,51%	89,53%	10,47%	10,47%
		100	0,15	329,75	409,12	79,37	6,91%	96,44%	3,56%	3,56%
		200	0,074	317,92	340,03	22,11	1,93%	98,37%	1,63%	1,63%
		Fundo		317,3	337	19,70	1,72%	100,08%	-0,08%	-0,08%

Argila + Silte = 1,63%	Areia Média = 54,02%	Pedregulho Médio = 0,00%
Areia Fina = 8,8%	Areia Grossa = 35,51%	Pedregulho Grosso = 0,00%
	Pedregulho Fino = 0,00%	Pedra Mão = 0,00%

Diametro efetivo (D10)	0,085 mm
D60	0,31 mm
Coefficiente de uniformidade (Cu)	1,5

APÊNDICE B – MEDIÇÕES NO REBAIXAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO DURANTE O ENSAIOS DE CONDUTIVIDADE HIDRAÚLICA E A DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE NO PIEZÔMETRO 5.

Tempo	Leitura (cm)	Diferença (cm)	Somatório (cm) Δh
5 (s)	24,5	24,5	24,5
15(s)	26,5	2,0	26,5
30(s)	28,5	2,0	28,5
1(min)	39	10,5	39,0
2(min)	46,5	7,5	46,5
3(min)	52,5	6,0	52,5
4(min)	57	4,5	56,5
5(min)	61	4,0	60,5
10(min)	72	11,0	71,5
15(min)	77	5,0	76,5
20(min)	81	4,0	80,5
25(min)	85	4,0	84,5
30(min)= 1800(s)	89	4,0	88,5



$$N_A(h1) = (107,0\text{m});$$

$$\text{Condição } 30\text{min} = 88,5\text{cm ou } 20\% (0,2 \cdot 107) = 21,4\text{cm}$$

Deu 20% então

$$\Delta h = 107 - 21,4 = 85,6$$

$$\Delta t = \text{interpolar tempo entre 25 e 30 minutos. } T = 25,32 \text{ Para } \Delta h = 85,6 \Delta t = 1800\text{s} - 28\text{s} = 1772\text{s}$$

$$r1 = \text{raio interno do piezômetro (cm/s)} = 5,7\text{cm}$$

$$h1 = \text{altura da coluna d'água sobre } N_A = 107,0\text{cm}$$

$$h2 = \text{diferença de } h1 \text{ e } \Delta h \text{ dentro} = 107,0\text{cm} - 85,6 = 21,4\text{cm}$$

Para o piezômetro P4

$$k = \frac{r1}{4 \cdot h} \cdot \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad K = \frac{7,5}{4 \cdot 107} \cdot \frac{85,6}{1772}$$

$$K = 6,43 \cdot 10^{-4}$$

ANEXO A – LAUDOS DOS ENSAIOS QUÍMICOS DO SOLO



Governo do Estado de Santa Catarina
Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca
Epagri Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina



Laboratório de Análise de Solos
Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solos
e de Tecido Vegetal dos Estado do RS e SC - Rolas

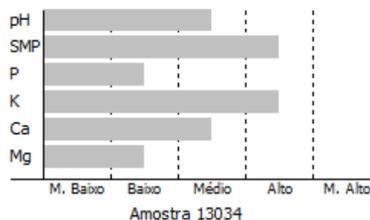
Relatório de Análise Química de Solo

Produtor...: Sérgio Luiz Bello - 422.135.179-91 N° do Relatório: 111738
Localidade.: Trindade Data Entrada: 09/09/2020
Município..: FLORIANÓPOLIS/SC Data Análise: 16/09/2020
Remetente..: Sérgio Luiz Bello Data Emissão: 18/09/2020
Município..: FLORIANÓPOLIS/SC Cópias.....: 2
Matrícula..:

N° da Amostra	Ref.	Área (ha)	% Argila m/v	pH-Água 1:1	Índice SMP	P mg/dm ³	K mg/dm ³	M.O. %	Al cmolc/dm ³	Ca cmolc/dm ³	Mg cmolc/dm ³
13034	01 - Solo SLB/UFSC	--	31	5,9	6,5	11,7	95,0	1,6	0,0	3,9	0,5

N° da Amostra	Ref.	H + Al cmolc/dm ³	CTC pH7.0 cmolc/dm ³	% Saturação na CTC		Soma Bases S	Relações		
				Al	V		Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
13034	01 - Solo SLB/UFSC	2,3	6,89	0,00	66,68	4,59	7,93	15,90	2,01

Interpretação dos Resultados das Análises para Culturas do Grupo 2



Cristiano Mora
QUÍMICO CRQ XIII 13100823
Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
8992BF83-D125-40CA-AFD0-3A04E45719D8
Confira os dados do laudo em:
<http://solosit.epagri.sc.gov.br/>



Laboratório de Análise de Solos
 Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solos
 e de Tecido Vegetal dos Estado do RS e SC - Rolas

Nitrogênio Total em Solos

Produtor...: Sérgio Luiz Bello - 422.135.179-91 N° do Relatório: 111738
 Localidade..: Trindade Data Entrada: 09/09/2020
 Município...: FLORIANÓPOLIS/SC Data Análise: 15/09/2020
 Remetente...: Sérgio Luiz Bello Data Emissão: 18/09/2020
 Município...: FLORIANÓPOLIS/SC
 Matrícula...:

N° da Amostra	Ref.	Área (ha)	Mat.Org.	NH3-total g/Kg
13034	01 - Solo SLB/UFSC	--		0,4

Nitrogênio total obtido por destilação Kjeldahl após abertura e extração da amostra em



Cristiano Mora
 QUÍMICO CRQ XIII 13100823
 Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
36D0F392-6D9F-4423-8678-1A01106A99B7
 Confira os dados do laudo em:
<http://solosit.epagri.sc.gov.br/>



Laboratório de Análise de Solos
 Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solos
 e de Tecido Vegetal dos Estados do RS e SC - Rolas

Enxofre

Produtor...: Sérgio Luiz Bello - 422.135.179-91	Nº do Relatório: 111738
Localidade..: Trindade	Data Entrada: 09/09/2020
Município...: FLORIANÓPOLIS/SC	Data Análise: 15/09/2020
Remetente...: Sérgio Luiz Bello	Data Emissão: 18/09/2020
Município...: FLORIANÓPOLIS/SC	Cópias.....: 2
Matrícula...:	

Nº da Amostra	Ref.	Área (ha)	Mat.Org.	S mg/dm ²
13034	01 - Solo SLB/UFSC	--		36,6

O sulfato foi extraído com íons fosfato (500ppm P/L em HOAc 2M) e



Cristiano Mora
 QUÍMICO CRQ XIII 13100823
 Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
3F3E55F3-818E-4D9B-8D24-47BC11828F2C
 Confira os dados do laudo em:
<http://solosit.epagri.sc.gov.br/>



Governo do Estado de Santa Catarina
Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca
Epagri Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina



Laboratório de Análise de Solos
Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solos
e de Tecido Vegetal dos Estado do RS e SC - Rolas

Micronutrientes (CuZnFeMn)

Produtor...: Sérgio Luiz Bello - 422.135.179-91 N° do Relatório: 111738
Localidade.: Trindade Data Entrada: 09/09/2020
Município...: FLORIANÓPOLIS/SC Data Análise: 18/09/2020
Remetente...: Sérgio Luiz Bello Data Emissão: 16/10/2020
Município...: FLORIANÓPOLIS/SC Cópias.....: 2
Matrícula...:

N° da Amostra	Ref.	Área (ha)	Cu mg/dm ³	Zn mg/dm ³	Fe mg/dm ³	Mn mg/dm ³
13034	01 - Solo SLB/UFSC	--	1,5	3,8	456	7,9

O cobre, o zinco e ferro foram determinado a partir do extrato Me-1.

Cristiano Mora
QUÍMICO CRQ XIII 13100823
Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
88539E48-0DD1-4D1A-AAF3-260FEB00A1B0
Confira os dados do laudo em:
<http://solosit.epagri.sc.gov.br/>



Governo do Estado de Santa Catarina
 Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca
Epagri Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina



Laboratório de Análise de Solos
 Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solos
 e de Tecido Vegetal dos Estado do RS e SC - Rolas

C org%

Produtor...: Sérgio Luiz Bello - 422.135.179-91
 Localidade..: Trindade
 Município...: FLORIANÓPOLIS/SC
 Remetente...: Sérgio Luiz Bello
 Município...: FLORIANÓPOLIS/SC
 Matrícula...:
 N° do Relatório: 111738
 Data Entrada: 09/09/2020
 Data Análise: 21/09/2020
 Data Emissão: 16/10/2020
 Cópias.....: 2

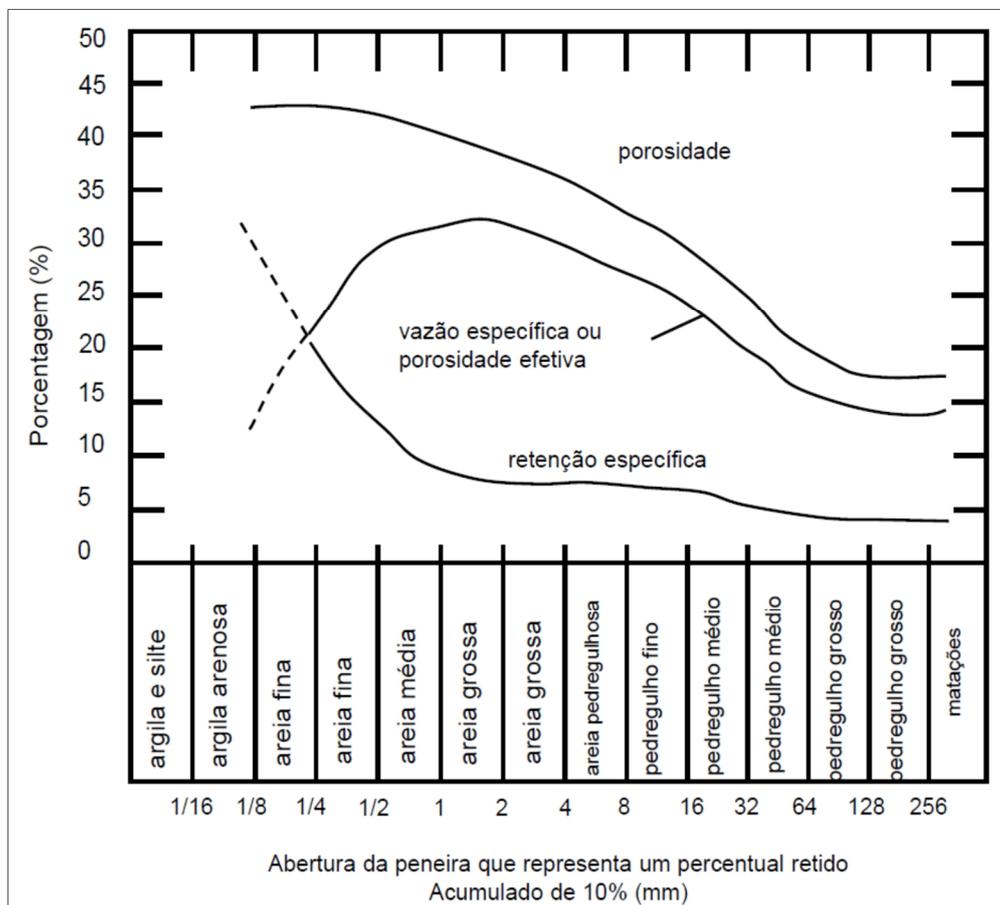
N° da Amostra	Ref.	Área (ha)	Mat.Org.	C.org.% %
13034	01 - Solo SLB/UFSC	--		0,9

Valor obtido através da determinação da matéria orgânica dividido por 1,724. Só tem

Cristiano Mora
 QUÍMICO CRQ XIII 13100023
 Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
89D829FC-881A-4906-9C7F-B5A2F1D5D107
 Confira os dados do laudo em:
<http://solosit.epagri.sc.gov.br/>

ANEXO B – ÁBACO DA VARIAÇÃO DA POROSIDADE EFETIVA E A VAZÃO ESPECÍFICA EM RELAÇÃO A GRANULOMETRIA.



Fonte: Adaptado (SANTOS, 1977).

ANEXO C – CLASSIFICAÇÃO DAS CLASSES E PARÂMETROS SEGUNDO A RESOLUÇÃO CONAMA 357/05.

Parâmetro	Aguas doces						Aguas salinas			Aguas salobras				
	Classe 1		Classe 2		Classe 3		Classe 4		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3
	≤0,50 $\frac{1}{10}$		Não verificado efeito crônico		Não verificado efeito agudo		Não verificado efeito crônico		Não verificado efeito crônico	Não verificado efeito agudo	Não verificado efeito crônico	Não verificado efeito crônico	Não verificado efeito agudo	Não verificado efeito agudo
Salinidade	≤10		≤30		≤60		-		-	-	-	-	-	-
Efeito tóxico	-		-		-		-		-	-	-	-	-	-
Clorofila a	-		-		-		-		-	-	-	-	-	-
Densidade de Cianobactérias	≤20.000		≤50.000		≤100.000, desidentificação de animais ≤50.000		-		-	-	-	-	-	-
pH	6 a 9		6 a 9		6 a 9		6 a 9		6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5
OO	≥6		≥5		≥4		≥2		≥6	≥5	≥4	≥5	≥4	≥3
DBO	≤3		≤5		≤10		-		-	-	-	-	-	-
Nitrogênio amoniacal total	3,7-pH<7,5 2,0-7,5<pH ≥8,0 1,0-8,0<pH ≥8,5 0,5-pH>8,5		3,7-pH<7,5 2,0-7,5<pH ≥8,0 1,0-8,0<pH ≥8,5 0,5-pH>8,5		13,3-pH<7,5 5,6-7,5<pH ≥8,0 2,2-8,0<pH ≥8,5 1,0-pH>8,5		-		-	-	-	-	-	-
Fósforo total	Métricos<0,02 intermediário e tributário de Métricos<0,025 Iônico e tributário de intermediários<0,1		Métricos<0,03 intermediário e tributário de Métricos<0,05 Iônico e tributário de intermediários<0,1		Métricos<0,05 intermediário e tributário de Métricos<0,075 Iônico e tributário de intermediários<0,15		-		-	-	-	-	-	-
Coliforme termotolerante	≤200 em 80% de 6 amostras/ano		≤1000 em 80% de 6 amostras/ano		≤2.500 contato secundário ≤1.000 animais confinados ≤4.000 demais usos		-		-	-	-	-	-	-
Sólidos totais	≤500		≤500		≤500		-		-	-	-	-	-	-
Cor	-		≤75		≤75		-		-	-	-	-	-	-
Turbidez	≤40		≤100		≤100		-		-	-	-	-	-	-
Nitrato	≤10		≤10		≤10		-		-	-	-	-	-	-
Nitrito	≤1,0		≤1,0		≤1,0		-		-	-	-	-	-	-
Ferro dissolvido	≤0,3		≤0,3		≤0,3		-		-	-	-	-	-	-
Cádmio total	≤0,001		≤0,001		≤0,001		-		-	-	-	-	-	-
Chumbo total	≤0,01		≤0,01		≤0,033		-		-	-	-	-	-	-
Cobre dissolvido	≤0,009		≤0,009		≤0,013		-		-	-	-	-	-	-
Cromo total	≤0,05		≤0,05		≤0,05		-		-	-	-	-	-	-
Manganês total	≤0,1		≤0,1		≤0,5		-		-	-	-	-	-	-
Zinco total	≤0,18		≤0,18		≤5		-		-	-	-	-	-	-
Níquel total	≤0,025		≤0,025		≤0,025		-		-	-	-	-	-	-

Fonte: Adaptado CONAMA, 2005.

ANEXO D – DADOS MICROBIOLÓGICOS (NEOPROSPECTA)

	Ordem de Recebimento	181678.1	181678.1	
Número da amostra	Total da taxonomia	200218153621.1.1.1	200218153622.1.1.1	
Local-Etapa	Total da taxonomia	1ª etapa UFSC	1ª etapa UFSC	
Nome da amostra	Total da taxonomia	SLB1SOLO	SLB1AGUA	
Total da amostra		14012	1567	12445
Archaea		32	30	2
Bacteria		13971	1537	12434
Viridiplantae		9	0	9

	Ordem de Recebimento	181678.4	181678.4	
Número da amostra	Total da taxonomia	200303165154.1.1.1	200303165155.1.1.1	
Local-Etapa	Total da taxonomia	2ª etapa UFSC	2ª etapa UFSC	
Nome da amostra	Total da taxonomia	SLB2SOLO I	SLB2SOLO	
Total da amostra		7496	2653	4843
Archaea		8	3	5
Bacteria		7486	2650	4836
Viridiplantae		2	0	2

	Ordem de Recebimento	181678.5	181678.5	
Número da amostra	Total da taxonomia	200303165156.1.1.1	200303165157.1.1.1	
Local-Etapa	Total da taxonomia	3ª etapa UFSC	3ª etapa UFSC	
Nome da amostra	Total da taxonomia	SLB3SOLO	SLB3SOLO I	
Total da amostra		4221	1854	2367
Archaea		58	1	57
Bacteria		4155	1852	2303
Viridiplantae		8	1	7

	Ordem de Recebimento	181678.6	181678.6	
Número da amostra	Total da taxonomia	200218153625.1.1.1	200303165159.1.1.1	
Local-Etapa	Total da taxonomia	4ª etapa UFSC	4ª etapa UFSC	
Nome da amostra	Total da taxonomia	SLB4SOLO	SLB4SOLO I	
Total da amostra		14094	11671	2423
Archaea		15	0	15
Bacteria		14079	11671	2408