

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

Marcelle Martins

**ESTUDO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE
ENZIMÁTICA EM COLUNAS DE SIMULAÇÃO DE SISTEMA DE
FILTRAÇÃO EM MARGEM**

Frederico Westphalen, RS
2021

Marcelle Martins

**ESTUDO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE
ENZIMÁTICA EM COLUNAS DE SIMULAÇÃO DE SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM
MARGEM**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Orientador: Dr. Marcus Bruno Domingues Soares
Coorientador: Dr. Raphael Corrêa Medeiros

Frederico Westphalen, RS
2021

Martins, Marcelle

ESTUDO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE
ENZIMÁTICA EM COLUNAS DE SIMULAÇÃO DE SISTEMA DE
FILTRAÇÃO EM MARGEM / Marcelle Martins.- 2021.
105 p.; 30 cm

Orientador: Marcus Bruno Domingues Soares
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2021

1. Filtração em margem 2. Colmatação 3. Atividade
enzimática 4. Diacetato de Fluoresceína (FDA) 5. Cloreto
de Trifeniltetrazólio (TTC) I. Soares, Marcus Bruno
Domingues II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, MARCELLE MARTINS, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Marcelle Martins

**ESTUDO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE
ENZIMÁTICA EM COLUNAS DE SIMULAÇÃO DE SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM
MARGEM**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

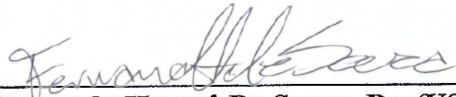
Aprovado em 09 de fevereiro de 2021:



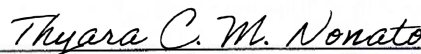
Marcus Bruno Domingues Soares, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Raphael Corrêa Medeiros, Dr. (UFSM)
(Coorientador)



Fernando Hymnô De Souza, Dr. (USP)
(Membro da Comissão Examinadora)



Thyara Campos Martins Nonato, Dra. (UFSC)
(Membro da Comissão Examinadora)

Frederico Westphalen, RS
2021

RESUMO

ESTUDO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE ENZIMÁTICA EM COLUNAS DE SIMULAÇÃO DE SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM

AUTORA: Marcelle Martins

ORIENTADOR: Marcus Bruno Domingues Soares

A filtração em margem (FM) se estabelece como um método simples e viável para o tratamento de água, contudo, apresenta condicionantes de operação que se relacionam com a qualidade e quantidade de água produzida, sendo o processo colmatativo uma delas. O estudo buscou avaliar e relacionar a colmatação biológica do meio filtrante com a atividade microbiológica em colunas de simulação de FM. Utilizou-se nove filtros preenchidos por 30 cm de areia como meio filtrante. Estes foram divididos em triplicatas e preenchidos com areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm), areia média ($d_{10} = 0,44$) e areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm). O processo de filtração foi operado por 34 dias a uma taxa de filtração inicial de $1,94E^{-4}$ m.s⁻¹, contando com análise diária de turbidez, cor aparente, cor verdadeira, pH, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido da água bruta e filtrada, além de registro de vazão e leitura de perda de carga. Após o fim da operação, as colunas foram drenadas e abertas para a coleta de meio filtrante em profundidade. Realizou-se análise enzimática do meio filtrante através da hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA) e degradação de Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC), além de análise do teor de matéria orgânica. Houve redução de K_{10} na ordem de 6% e 7% nos primeiros 5 cm de leito filtrante em todas as colunas, bem como maior teor de matéria orgânica e atividade enzimática, refletindo o processo colmatativo biológico e maior interceptação de sólidos nos primeiros centímetros do leito filtrante. A areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) apresentou maior colmatação interna se comparada com a areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) e fina ($d_{10} = 0,16$ mm), que apresentaram maior colmatação externa. A areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) evidenciou um teor acumulado de 0,37% de matéria orgânica, concentração acumulada de $12,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de fluoresceína e $2,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ de desidrogenase. A areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) correspondeu a um teor acumulado de 0,15% de matéria orgânica, concentração acumulada de $33,77 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de fluoresceína e $3,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ de desidrogenase. A areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) apresentou um teor acumulado de 0,29% de matéria orgânica, concentração acumulada de $38,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de fluoresceína e $8,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ de desidrogenase. O teor de matéria orgânica não apresentou relação proporcional à atividade enzimática. Meios filtrantes homogêneos de maior porosidade específica parecem favorecer a presença e distribuição de frações orgânicas e atividade enzimática. O processo de filtração proporcionou remoção de turbidez ($\leq 84\%$), cor aparente ($\leq 50\%$) e cor verdadeira ($\leq 27\%$) na água filtrada. Demais parâmetros físicos e químicos da água filtrada se mostraram favoráveis para a formação da colmatação biológica observada. Conclui-se que os métodos de análise enzimática e orgânica foram úteis na avaliação da colmatação biológica e sua influência sobre os parâmetros hidráulicos. Contudo, ainda existe a necessidade de determinar condicionantes à atividade enzimática como presença oxigênio dissolvido e nutrientes ao longo do meio filtrante. A determinação dessa e outras questões possibilitam a ampliação de conceitos que compreendem a colmatação biológica em sistemas de filtração em margem.

Palavras-chave: Tratamento de água. Colmatação. Atividade enzimática. Diacetato de Fluoresceína (FDA). Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC).

ABSTRACT

BIOLOGICAL CLOGGING THROUGH ENZYMATIC ACTIVITY IN BANK FILTRATION SYSTEM SIMULATION COLUMNS

AUTHOR: Marcelle Martins
ADVISOR: Marcus Bruno Domingues Soares

Bank filtration (BF) is established as a simple and viable method for water treatment, however, it presents operating conditions that are related to the quality and quantity of water produced, such as biological clogging. The study sought to evaluate and relate the biological clogging of the filter media to the microbiological activity in BF simulation columns. Nine filters filled with 30 cm of sand as filter media were used. These were divided into triplicates and filled with fine sand ($d_{10} = 0,16$ mm), medium sand ($d_{10} = 0,44$ mm) and coarse sand ($d_{10} = 1,33$ mm). The filtration system was operated for 34 days at an initial filtration rate of $1.94E-4$ m.s⁻¹, with daily analysis of turbidity, apparent color, true color, pH, electrical conductivity, temperature and dissolved oxygen from inlet and filtered water, in addition to flow and pressure loss reading. After the end of the operation, columns were drained and opened to filter media collection at different depths. Enzymatic analysis of the filter media was performed through hydrolysis of Fluorescein Diacetate (FDA) and degradation of Triphenyltetrazolium Chloride (TTC), in addition to organic matter content analysis. There was a reduction of K_{10} in the order of 6% and 7% in the first 5 cm of filter bed in all columns, as well as higher content of organic matter and enzymatic activity, reflecting the biological clogging process and greater interception of solids in the first layer of the bed filter. Coarse sand ($d_{10} = 1.33$ mm) showed greater internal clogging compared to medium ($d_{10} = 0.44$ mm) and fine sand ($d_{10} = 0.16$ mm), which presented greater external clogging. Fine sand ($d_{10} = 0.16$ mm) showed an accumulated organic matter content of 0.37%, a fluorescein accumulated concentration of $12.19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $2.37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ dehydrogenase concentration. Medium sand ($d_{10} = 0.44$ mm) corresponded to an accumulated organic matter content of 0.15%, concentration fluorescein of $33.77 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $3.50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ dehydrogenase concentration. Coarse sand ($d_{10} = 1.33$ mm) showed an accumulated organic matter content of 0.29%, an accumulated fluorescein concentration of $38.37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $8.60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ dehydrogenase concentration. The organic matter content was not proportional to the enzymatic activity. Homogeneous filter media with higher specific porosity seem to favor the presence and distribution of organic fractions and enzymatic activity. The filtration process provided removal of turbidity ($\leq 84\%$), apparent color ($\leq 50\%$) and true color ($\leq 27\%$) in the filtered water. Other physical and chemical parameters of the filtered water proved to be favorable for the biological clogging formation observed. It is concluded that the methods of enzymatic and organic analysis were useful in the evaluation of biological clogging and its influence on hydraulic parameters. However, there is still the need to determine conditions for enzyme activity such as the presence of dissolved oxygen and nutrients throughout the filter media. The determination of this and other issues allows the expansion of relevant concepts related to biological clogging in bank filtration systems.

Keywords: Water treatment. Clogging. Enzymatic activity. Fluorescein diacetate (FDA). Triphenyltetrazolium chloride (TTC).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema da técnica de filtração em margem.	14
Figura 2 – Intrusão (A) e suspensão (B) de sedimentos finos no leito poroso.	17
Figura 3 – Reação de hidrólise e desidratação do Diacetato de Fluoresceína.	21
Figura 4 – Reação de redução do Cloreto de Trifeniltetrazólio.	23
Figura 5 – Exemplo de curva granulométrica de amostra arenosa.	25
Figura 6 – Diferentes apresentações físicas do grão.	27
Figura 7 – Exemplos de formatos de esfera e grãos de areia.	28
Figura 8 – Aspectos de tortuosidade.	30
Figura 9 – Esquema de padrões porosos.	31
Figura 10 – Relação entre granulometria e porosidade.	32
Figura 11 – Esquema da presença de zonas mortas e poros fechados no leito granular.	33
Figura 12 – Local de estudo.	34
Figura 13 – Bomba de captação.	35
Figura 14 – Desenho esquemático das colunas de filtração.	36
Figura 15 – Desenho esquemático da forma de alimentação de cada trio de colunas.	37
Figura 16 – Conjunto de colunas de filtração.	38
Figura 17 – Esquema da distribuição da camada suporte conforme a granulometria de pedra britada.	40
Figura 18 – Materiais selecionados utilizados nas colunas de filtração.	41
Figura 19 – Esquema da coleta de meio filtrante em camadas.	45
Figura 20 – Visão da colmatação externa do meio filtrante.	46
Figura 21 – Rodada teste realizada previamente em amostra de solo.	48
Figura 22 – Curvas de calibração de TTC e FDA.	49
Figura 23 – Monitoramento da taxa de filtração nas colunas de filtração.	52
Figura 24 – Monitoramento de condutividade hidráulica nas profundidades de 0 a 5 cm (a), 5 a 20 cm (b) e 20 a 30 cm (c).	55
Figura 25 – Distribuição do teor de material orgânico em profundidade.	61
Figura 26 – Análise estatística de cluster hierárquico em relação ao teor de matéria orgânica em profundidade.	63
Figura 27 – Análise visual da colmatação biológica através da produção visível de fluoresceína após a degradação de FDA pelas enzimas esterases.	65
Figura 28 – Colmatação biológica conforme a atividade enzimática em profundidade de acordo com a concentração de fluoresceína, condutividade hidráulica e teor de matéria orgânica.	66
Figura 29 – Análise estatística de cluster hierárquico em relação a concentração de fluoresceína em profundidade.	69
Figura 30 – Análise visual da colmatação biológica através da produção visível de formazan após a degradação de TTC pelas enzimas desidrogenases.	70
Figura 31 – Colmatação biológica conforme a atividade enzimática em profundidade de acordo com a concentração de desidrogenase, condutividade hidráulica e teor de matéria orgânica.	71
Figura 32 – Análise estatística de cluster hierárquico em relação a concentração de desidrogenase em profundidade.	75
Figura 33 – Resultados de monitoramento de turbidez na água bruta e filtrada.	77
Figura 34 – Resultados de monitoramento de cor aparente na água bruta e filtrada.	78
Figura 35 – Resultados de monitoramento de cor verdadeira na água bruta e filtrada.	80
Figura 36 – Resultados de monitoramento de temperatura na água bruta e filtrada.	81
Figura 37 – Resultados de monitoramento de pH na água bruta e filtrada.	83

Figura 38 – Resultados de monitoramento de condutividade elétrica na água bruta e filtrada.	84
Figura 39 – Resultados de monitoramento de oxigênio dissolvido na água bruta e filtrada. ..	86
Figura 40 – Análise granulométrica da areia considerada de menor granulometria.....	103
Figura 41 – Análise granulométrica da areia de granulometria considerada intermediária...	104
Figura 42 – Análise granulométrica da areia considerada de maior granulometria.....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Análise do grão em estudo prático.	29
Tabela 2 – Dados físicos do meio filtrante.	39
Tabela 3 – Dados de preenchimento das colunas.	42
Tabela 4 – Análises de qualidade da água, equipamentos e precisão dos métodos.	44
Tabela 5 – Aspectos de qualidade da água.	76
Tabela 6 – Interpretação da curva granulométrica A – areia fina.	103
Tabela 7 – Interpretação da curva granulométrica B – areia média.	104
Tabela 8 – Interpretação da curva granulométrica C – areia grossa.	105

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	10
1.1	PROBLEMA	12
1.2	OBJETIVOS	12
1.2.1	Objetivo geral.....	12
1.2.2	Objetivos específicos.....	12
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
2.1	FILTRAÇÃO EM MARGEM.....	14
2.1.1	Processos de colmatação do meio filtrante	16
2.1.1.1	<i>Colmatação física.....</i>	<i>16</i>
2.1.1.2	<i>Colmatação mecânica</i>	<i>17</i>
2.1.1.3	<i>Colmatação química.....</i>	<i>18</i>
2.1.1.4	<i>Colmatação biológica</i>	<i>19</i>
2.1.1.4.1	Avaliação da colmatação biológica através do Diacetato de Fluoresceína (FDA)..	20
2.1.1.4.2	Avaliação da colmatação biológica através do Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC)	22
2.1.2	Fatores físicos influenciadores no processo de colmatação biológica de meios filtrantes.....	24
2.1.2.1	<i>Distribuição granulométrica e forma do grão</i>	<i>24</i>
2.1.2.2	<i>Densidade, porosidade e tortuosidade</i>	<i>28</i>
3	MATERIAIS E MÉTODOS	34
3.1	LOCAL DE ESTUDO	34
3.2	COLONAS DE SIMULAÇÃO DE FILTRAÇÃO EM MARGEM	35
3.2.1	Preparação do meio filtrante e camada suporte	38
3.2.2	Método de preenchimento das colunas.....	41
3.3	OPERAÇÃO DO SISTEMA	42
3.4	MONITORAMENTO DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	44
3.5	ANÁLISE ENZIMÁTICA E ORGÂNICA DO MEIO FILTRANTE	44
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
4.1	ASPECTOS HIDRÁULICOS DE COLMATAÇÃO	51
4.1.1	Taxa de filtração	51
4.1.2	Condutividade hidráulica	54
4.2	ANÁLISE DE COLMATAÇÃO BIOLÓGICA DOS MEIOS FILTRANTE	61
4.2.1	Teor de matéria orgânica	61
4.2.2	Avaliação da colmatação biológica pela atividade enzimática através do uso de Diacetato de Fluoresceína (FDA)	64
4.2.3	Avaliação da colmatação biológica pela atividade enzimática através do uso de Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC)	70
4.3	QUALIDADE DA ÁGUA	76
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91
	APÊNDICE A – ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DO MEIO FILTRANTE ...	103

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Um dos maiores problemas mundiais na questão ambiental e de manutenção de saúde pública se baseia na necessidade de consumo de água de alta qualidade. Com base no grande crescimento populacional e na demanda crescente por água potável para abastecimento, o mundo científico abre espaço para novas tecnologias de tratamento aplicadas a qualidades inferiores de águas encontradas nos mananciais superficiais e subterrâneos (TUFENKJI et al., 2002). Nesse cenário, insere-se a tecnologia de filtração em margem, que pode ser utilizada como pré-tratamento (MICHELAN et al., 2011; MONDARDO, 2009) ou, em alguns casos, como tratamento principal (FREITAS et al., 2012), antes da desinfecção (MONDARDO, 2009; RABELO, 2006; SENS et al., 2006).

A filtração em margem (FM) possui histórico de utilização na Alemanha, sendo que, em 2000, a técnica propiciava cerca de 16% de toda a água potabilizada e encaminhada para abastecimento no país (KUEHN; MUELLER, 2000). A FM fazia parte, em 2002, do tratamento de cerca de 80% da água utilizada para abastecimento na Suíça, também aplicada em uma escala de 50% na França, 48% na Finlândia, 40% na Hungria e 7% nos Países Baixos (TUFENKJI et al., 2002). A tecnologia é encontrada em locais como Índia e Estados Unidos, além do Brasil.

No Brasil, desde meados de 2006, existem locais que executam pesquisas relacionadas à técnica de FM através da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC (RABELO, 2006; SENS et al., 2006). A Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, também foi um dos berços da técnica no país, iniciando seus trabalhos posteriormente através de Paiva (2009).

Atualmente existem diversas pesquisas que apontam a eficiência da técnica de FM para extrair água de melhor qualidade a partir de mananciais subterrâneos que foram sujeitos à contaminação (HISCOCK; GRISCHEK, 2002), além de mananciais superficiais (FREITAS et al., 2017; FREITAS et al., 2012; ROMERO et al., 2013; ROMERO et al., 2014; SCHIJVEN et al., 2003).

O processo de filtração em margem se baseia na instalação de um poço de captação próximo a um manancial superficial, sendo que através do bombeamento e da diferença de carga hidráulica gerada em relação ao manancial, a água infiltra de maneira lenta nos sedimentos do fundo e das margens até atingir o poço de produção. Existem cenários nos quais a água subterrânea possui conexão hidráulica com o manancial, havendo ainda a diluição da água superficial na água de aquífero ao longo do bombeamento (RAY et al., 2003; SENS et al., 2006).

Os mecanismos envolvidos na FM para o tratamento de água se encontra intimamente ligada com as características hidrogeoquímicas do local, incluindo a natureza e arranjo dos sedimentos (MONDARDO, 2009; SENS et al., 2006; SOARES; PIZZOLATTI, 2020; SOARES, 2015). A perda de eficiência da técnica é atribuída ao processo colmatativo das margens, as quais são utilizadas como meio filtrante. O processo colmatativo varia de acordo com a taxa de filtração aplicada e as características dos sedimentos, além de fatores bióticos (presença microbiológica) e abióticos (como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, potencial redox e outros) (ALBUQUERQUE, 2015; HISCOCK; GRISCHEK, 2002; RABELO, 2006; RAY et al., 2003; SOARES; PIZZOLATTI, 2020; VERAS, 2011).

A colmatação interfere na eficiência de produção de água, podendo existir maior custo energético de manutenção do bombeamento conforme a evolução da redução de porosidade no sistema e o conseqüente aumento de perda de carga (RAY et al., 2003; SOARES; PIZZOLATTI, 2020). A FM não prevê a limpeza da camada colmatada, que ocorre naturalmente através do revolvimento dos sedimentos, seja por precipitação, ação dos ventos, variação de escoamento, atividade microbiológica, de organismos bentônicos e peixes (SENS et al., 2006; VERAS, 2011).

Os tipos de colmatação se dividem em: física, por partículas finas sólidas inertes; biológica, por biomassa dividida em microrganismos e partículas orgânicas; química, pela precipitação de compostos químicos conforme alterações bióticas e abióticas; e mecânica, devido à formação de gases por atividade bioquímica (BAVEYE et al., 1998; LOZADA et al., 1994; RINCK-PFEIFFER et al., 2000; ROSENBERRY; PITLICK, 2009; SOARES, 2015).

Percebe-se que a presença microbiológica se encontra ligada de forma direta e indireta aos processos de colmatação, sendo que estes processos exercem um papel importante na degradação de contaminantes, porém, podendo influenciar na diminuição de condutividade hidráulica do meio filtrante (HISCOCK; GRISCHEK, 2002). Na filtração, o processo de tratamento da água depende da ação de bactérias não patogênicas e outros microrganismos que atuam como biocatalisadores na oxidação bioquímica e realizam a degradação de poluentes (HASAN et al., 2020).

Existe uma tendência de retenção na superfície de materiais particulados de maior diâmetro, formando uma camada densa que sequencia no decréscimo de condutividade hidráulica, propiciando a colmatação externa. A densidade da camada depende do balanço entre as forças hidrodinâmicas e a força de agregação dos sólidos. Ainda, existe carreamento em profundidade de partículas menores que o leito poroso, possibilitando também a penetração nas

capilaridades porosas entre os grãos, conforme o diâmetro do material particulado, correspondendo à colmatação interna (BAVEYE et al., 1998; GRACE et al., 2016; GUNKEL et al., 2009; RICE, 1974; SOARES; PIZZOLATTI, 2020).

O reconhecimento do papel que a forma e distribuição do grão exerce no cenário de colmatação é objeto de estudo aprofundado dentro da técnica de filtração em margem (SOARES, 2015; SOARES et al., 2019; SOARES; PIZZOLATTI, 2020). Para o estudo desta e outras variantes, além de instalações piloto em escala real, é comum a utilização de sistemas de simulação no processo de filtração em margem através de colunas de sedimentos (ESQUIVEL, 2017; HORNER et al., 2007; JANGADA, 2014; MICHELAN, 2010; MONDARDO, 2009; RABELO, 2006; ROMERO et al., 2014; ROMERO-ESQUIVEL, 2012; SOARES, 2015).

Portanto, tendo em vista os processos de interação entre a água e o meio filtrante, como aspectos físicos, bióticos e abióticos, além da influência da presença biológica na colmatação, se faz necessária a avaliação de diferentes cenários aplicados ao conceito de filtração em margem. Assim, este estudo busca definir os efeitos da presença biológica em meios filtrantes com características variáveis de granulometria, utilizando colunas de simulação de filtração em margem.

1.1 PROBLEMA

Perceber de que maneira ocorre a colmatação biológica e quais os seus efeitos em diferentes granulometrias de areia como meio filtrante, tendo em vista sistemas de simulação de filtração em margem.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar e relacionar a colmatação biológica do meio filtrante com a atividade microbiológica em colunas de simulação de filtração em margem.

1.2.2 Objetivos específicos

- Relacionar o processo de colmatação em profundidade de acordo com aspectos hidráulicos e granulometrias da areia como meio filtrante;
- Avaliar a colmatação biológica considerando a atividade microbiológica em cada

granulometria e profundidade de meio filtrante através do teor de matéria orgânica e análise enzimática;

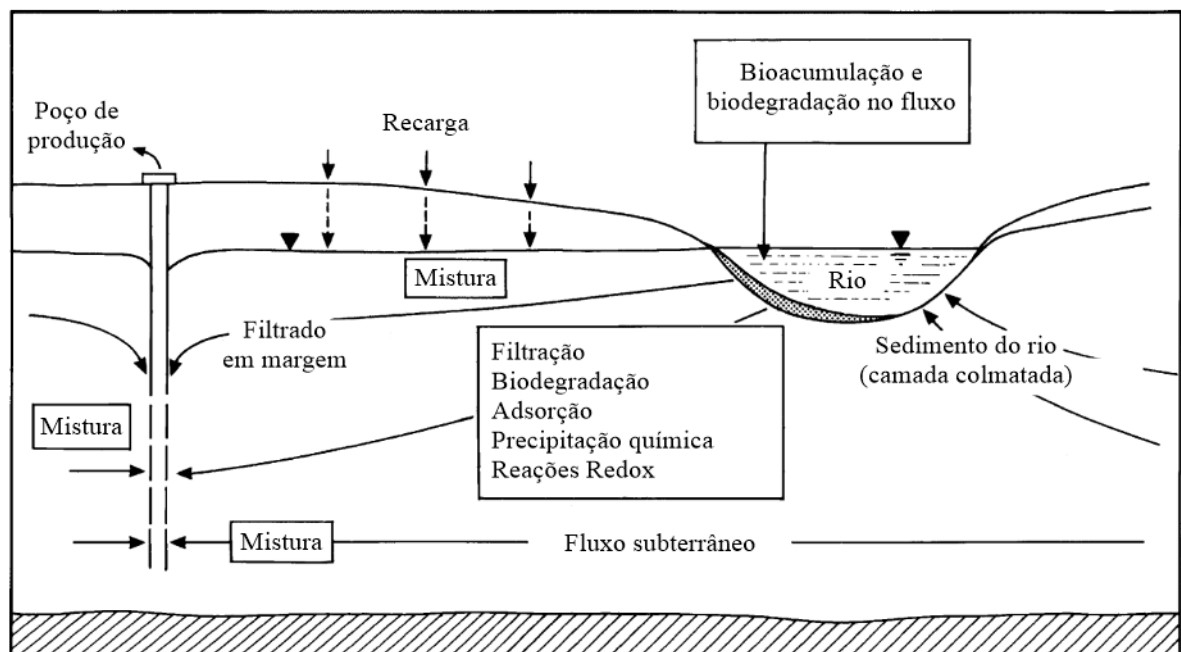
- Avaliar os resultados de aplicação dos métodos específicos de análise de atividade enzimática (Diacetato de Fluoresceína e Cloreto de Trifeniltetrazólio) como forma de determinar a eficiência de aplicação em técnicas de filtração em margem para a identificação de colmatação biológica;
- Relacionar aspectos de filtração, granulometria, presença de matéria orgânica e atividade enzimática específica com base na qualidade de água filtrada obtida.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 FILTRAÇÃO EM MARGEM

A filtração em margem (FM) é uma técnica de tratamento de água utilizada na Europa há mais de 150 anos e, de maneira mais recente, estudada em países tropicais como: Brasil, Tailândia, Índia e Colômbia (DASH et al., 2008; SOARES, 2015). O método baseia-se na filtração lenta aplicada em margens de rios e lagos, sendo capaz de remover consideravelmente frações orgânicas presentes na água superficial e no aquífero, incluindo patógenos e compostos tóxicos (RAY et al., 2003; SENS e DALSSASSO, 2007). Os materiais sedimentares das margens dos mananciais atuam como meio filtrante através da instalação de um poço próximo. A diferença de nível hidráulico entre o manancial e o lençol freático propicia o escoamento de água até o poço de sucção, sendo que, no processo, a água obtida pode possuir melhor qualidade se comparada com a água bruta do local (SENS et al., 2006). A Figura 1 exhibe os mecanismos envolvidos na técnica de tratamento de água.

Figura 1 – Esquema da técnica de filtração em margem.



Fonte: Adaptado de Hiscock e Grischek (2002).

Durante o processo de filtração, a melhoria da qualidade da água envolve a redução de contaminantes na água filtrada em margem, se relacionando com mecanismos correspondentes à filtração, biodegradação, sedimentação, adsorção, dispersão e diluição (SENS et al., 2006; RAY et al., 2003). A dispersão de contaminantes presentes nas águas superficiais em aquífero e posterior diluição na água subterrânea, que geralmente é de melhor qualidade, auxiliam na redução da concentração de contaminantes na água filtrada em margem (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

Ao longo do processo de escoamento, os sólidos são retidos na superfície dos grãos e a porosidade do leito filtrante tende a diminuir. Devido à redução do poro, a velocidade de escoamento aumenta e pode ocorrer o desprendimento e o carreamento da partícula para camadas mais profundas. Os processos de adesão e desprendimento ocorrem de forma simultânea, sendo que também podem ser acelerados pelo impacto de novas partículas. Sólidos que permanecem aderidos ao grão atuam igualmente como retentores de materiais particulados (RICE, 1974).

O processo de deposição e intrusão de partículas sólidas no meio filtrante que causam a redução dos poros, corresponde à colmatação. Esta ocorre de forma intensa nos primeiros centímetros do sedimento, atingindo camadas mais profundas conforme as características físicas do leito granular. Os efeitos são a redução de condutividade hidráulica na margem e o aumento de perda de carga no poço de produção, gerando maiores custos operacionais. Mananciais que possuem a incidência de ventos, escoamento acentuado, ou qualquer forma de revolvimento dos materiais sedimentados no leito, favorecem a limpeza das margens e a diminuição do processo de colmatação (SOARES et al., 2019).

A eficiência da técnica de tratamento depende diretamente dos processos de colmatação do leito filtrante, sendo divididos entre colmatação física, química, mecânica e biológica (SOARES, 2015). A deposição de frações orgânicas ocorre de forma intensa nas primeiras camadas de sedimentos, causando a formação de biofilme, sendo também encontradas em diferentes profundidades, de acordo com a composição do meio poroso, processos de percolação e características da água superficial (PERUJO et al., 2019).

2.1.1 Processos de colmatação do meio filtrante

2.1.1.1 Colmatação física

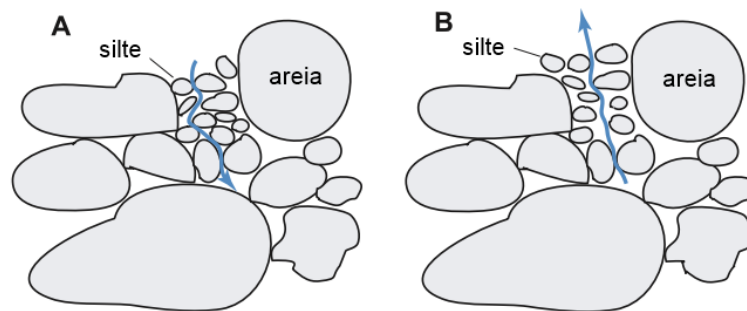
A redução de porosidade no sistema atribuída a sedimentos finos em suspensão ($\phi < 0,075$ mm) constitui a colmatação física, sendo que sua presença é capaz de reduzir a condutividade hidráulica de maneira substancial (ROSENBERRY; PITLICK, 2009; SOARES et al., 2019). Além de afetar a perda de carga, o transporte de sedimentos pode alterar a topografia e a estrutura da camada de sedimentos, afetando a porosidade, densidade, condutividade hidráulica e alterando o caminho de fluxo da água infiltrada (ROSENBERRY; PITLICK, 2009).

O acúmulo de sedimentos finos inseridos dentro e logo abaixo de biofilmes, pode reduzir tanto a condutividade hidráulica quanto a capacidade de os microrganismos se manterem e sobreviverem na camada. O processo de intrusão pode ocorrer atribuído ao fluxo de água natural passando por aglomerados de sedimentos ao longo do rio ou, de maneira mais crítica, a partir do momento em que gradientes hidráulicos conduzem o fluxo da água superficial em direção à água subterrânea, especialmente em cenários de filtração em margem (ROSENBERRY; PITLICK, 2009; SCHUBERT, 2002).

Em um experimento de colunas, Rinck-pfeiffer et al. (2000) apontam que os sólidos suspensos contidos na água de experimento aderiram aos grãos do leito poroso, formando depósitos nos vazios intersticiais que reduziram a condutividade hidráulica e a porosidade. A perda de condutividade hidráulica atribuída à colmatação física foi observada logo no início do experimento, juntamente com o aumento de perda de carga nas colunas.

A Figura 2 (A) aponta a intrusão de sedimentos finos no leito poroso de areia quando existe o efeito de indução de fluxo de água superficial em direção às águas subterrâneas, onde a redução de condutividade hidráulica é atribuída à dificuldade de passagem do fluxo na camada colmatada. Em um cenário inverso (Figura 2 B), o fluxo de água tenderia ao manancial superficial e ocorreria a suspensão dos sedimentos finos juntamente com o acréscimo de condutividade hidráulica (ROSENBERRY; PITLICK, 2009).

Figura 2 – Intrusão (A) e suspensão (B) de sedimentos finos no leito poroso.



Legenda: ação da infiltração e arraste de partículas finas conforme (A) processo de intrusão no sentido de fluxo descendente, havendo diminuição de K , e (B) processo de suspensão de partículas devido ao fluxo ascensional, havendo aumento de K . Fonte: Adaptado de (ROSENBERRY; PITLICK, 2009).

Em estudos experimentais, Rosenberry e Pitlick (2009) descrevem que em cenários de infiltração induzida, o gradiente hidráulico tende a aumentar enquanto a condutividade hidráulica tende a reduzir, em relação aos sentidos de fluxos ascendentes em areia. Durante a análise de fluxos ascendentes praticamente não houve alteração de condutividade hidráulica conforme o aumento de velocidade, sendo que a $25\text{-}30\text{ cm.s}^{-1}$ ocorreu incremento substancial de condutividade hidráulica. Em cenários de infiltração, a condutividade hidráulica foi reduzida de maneira leve à moderada conforme o aumento de velocidade de fluxo, principalmente quando havia a presença de sedimentos finos graduados.

2.1.1.2 Colmatação mecânica

A formação de gases que permanecem aprisionados no leito filtrante e que diminuem a condutividade hidráulica do meio poroso é compreendida no processo de colmatação mecânica. A saturação do solo causa a redução das forças coesivas entre as partículas, sendo que a retenção de gases pode ocasionar um aumento significativo de pressão, além de inviabilizar espaços porosos e retenção de sólidos (BAVEYE et al., 1998).

Se um leito poroso não se encontra perfeitamente saturado no início de um experimento envolvendo percolação, a dissolução e a liberação progressiva de gases anteriormente presos podem alterar significativamente os valores de condutividade hidráulica observados. Mesmo se a alimentação da coluna ocorrer de maneira ascendente, a saturação do meio pode não ocorrer de maneira completa (ALLISON, 1947; BAVEYE et al., 1998; CHRISTIANSEN, 1944; FAIBISHENKO, 1985; PILLSBURY; APPLEMAN, 1945).

Os gases podem ser gerados por processos metabólicos microbiológicos presentes na fração orgânica de interação entre fluidos e meio filtrante. Os gases de nitrogênio, por exemplo, se originam de processos de desnitrificação que dependem diretamente da ação de microrganismos específicos que realizam a degradação de compostos de nitrogênio. De maneira semelhante, observa-se a produção de metano por microrganismos que realizam a metanogênese (LOZADA et al., 1994). Portanto, a geração de gases se baseia nas interações químicas e biológicas entre o fluido e o leito filtrante, que podem variar conforme as condições do meio em que se inserem.

2.1.1.3 Colmatação química

O processo ocorre quando a passagem do fluido no meio filtrante é comprometida devido ao acúmulo de material químico precipitado no leito poroso, causando a colmatação do meio. A colmatação química pode ocorrer pela adição de compostos químicos no fluido (CHUANG; LI, 1997), pelas características naturais do fluido (YIN et al., 2019; ZHANGZHONG et al., 2019), pela interação química entre o fluido e o material filtrante (DE REPENTIGNY et al., 2019) ou ainda pela produção microbiológica de compostos químicos (SUGAI et al., 2013; WANG et al., 2014).

A colmatação química também se relaciona com a presença de microrganismos. As ferrobactérias, por exemplo, em condições favoráveis, geram a precipitação de ferro no leito poroso. Trata-se de uma colmatação que também apresenta aspectos relacionados com patógenos que podem estar presentes nos óxidos gerados (NOUBACTEP et al., 2010; WANG et al., 2014). Fatores como pH, oxigênio, temperatura, presença de carbono orgânico dissolvido (COD) e outros compostos, são influenciadores nos processos químicos que podem gerar precipitações (SOARES, 2015; WANG et al., 2014).

Conforme a análise de sedimentos do Lago Tegel (Alemanha), Soares (2015) apontou a formação de colmatação química através da presença de precipitados de ferro, manganês e cálcio nos primeiros 2 cm de profundidade. Em zonas vegetadas e não vegetadas, as concentrações encontradas apresentaram-se maiores durante o inverno.

Através de um experimento de colunas utilizando sedimento de aquífero e efluente tratado, Rinck-pfeiffer et al. (2000) apontaram a precipitação de calcita como um efeito de colmatação química, devido ao aumento na concentração de cálcio no efluente filtrado em relação ao efluente bruto, além de decréscimo de condutividade hidráulica.

2.1.1.4 Colmatação biológica

A matéria orgânica e os microrganismos encontrados no fluido e no meio granular, capazes de reduzir a condutividade hidráulica do sistema, são responsáveis pela colmatação biológica (BAVEYE et al., 1998; PAVELIC et al., 2007; RINCK-PFEIFFER et al., 2000). A medida em que a água do lago ou rio infiltra nos sedimentos, ocorrem processos de bioacumulação e biodegradação de compostos devido à presença da comunidade biológica na zona de interação entre água e sedimentos (zona hiporréica). Os processos de degradação pelos organismos aeróbios ocorrem no leito e nos primeiros centímetros de sedimentos, devido a maior disponibilidade de oxigênio dissolvido. Durante o fluxo até o poço, se intensificam os processos de filtração, biodegradação, adsorção, precipitação química e reações redox, em meio anóxico e anaeróbio (HISCOCK; GRISCHEK, 2002).

A matéria orgânica natural (MON) é descrita como uma matriz complexa de materiais orgânicos dissolvidos e particulados que ocorrem em mananciais superficiais e subterrâneos. Fontes de águas naturais podem conter grandes concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD), que faz parte da MON, o qual se configura como um material orgânico reativo, sendo responsável pela maioria das reações de degradação no meio filtrante (DREWES e SUMMERS, 2003).

Nos mananciais superficiais, particulados orgânicos oriundos da superfície da água são depositados e mantidos nos primeiros centímetros dos sedimentos, onde microrganismos degradam parcialmente a matéria orgânica, gerando carbono orgânico dissolvido (COD) conforme suas necessidades metabólicas. Quando a atividade microbiológica se encontra em baixa devido a variações sazonais de temperatura, parte das frações orgânicas facilmente degradáveis não é assimilada e lentamente migra para camadas mais profundas juntamente com o fluxo de água que infiltra na margem. Durante períodos com alta atividade microbiológica, os componentes biodegradáveis de carbono orgânico dissolvido são rapidamente assimilados por microrganismos. Processos físicos e biológicos atribuem ao primeiro metro de sedimentos adjacentes ao rio, a característica de um filtro eficiente para infiltração de matéria orgânica (MARMONIER et al., 1995).

A disponibilidade de frações orgânicas e a conseqüente atividade microbiológica geram a colmatação biológica, que por sua vez, é a forma de redução de porosidade mais comum em leitos filtrantes. Esta geralmente ocorre em maior escala nos primeiros centímetros do meio granular, nos quais existe maior retenção e acúmulo de sólidos (GRACE et al., 2016; PAGE et

al., 2014). A formação da camada biológica ocorre na região de interação entre o manancial e o aquífero e é decisiva para a degradação de compostos (SOARES, 2010). Contudo, a atividade bacteriana e de outros microrganismos, que possibilitam a degradação de compostos, também são observadas ao longo do meio filtrante (BRITO et al., 2005).

Em casos de baixa taxa de filtração aplicada no sistema, geralmente associada à filtração em margem, a atividade microbiológica no leito poroso é responsável pela eliminação de patógenos e contaminantes que melhoram a qualidade da água filtrada (BRITO et al., 2005; DASH et al., 2008; SCHIJVEN et al., 2003).

As bactérias são comumente encontradas em meios saturados e aquíferos. Estão presentes as bactérias aeróbicas, anaeróbicas facultativas e anaeróbicas estritas. Monitoramentos *in situ* de meios filtrantes naturais permitiram a identificação de atividade de bactérias denitrificadoras, acetogênicas, redutoras de sulfato, metanogênicas e fotossintetizadoras de enxofre. Apesar de a ausência de oxigênio reduzir a presença de seres eucarióticos, algas, fungos e protozoários também são encontrados em sistemas sedimentares (BAVEYE et al., 1998).

As bactérias e os fungos compõem grande parte do biofilme formado na superfície dos grãos e permanecem aderidos e atuantes na degradação e transformação da matéria orgânica, fornecendo nutrientes para todos os níveis tróficos do sistema. (HAIG et al., 2014; WAKELIN, et al., 2011; LIU et al., 2019). Nos biofilmes encontram-se diversos pontos de fixação para substâncias poliédricas extracelulares (EPS), polissacarídeos, proteínas e lipídeos, que permanecem agrupados, podendo acumular partículas orgânicas e inorgânicas. (MORITZ et al., 2010).

Ao longo da passagem no leito poroso, microrganismos podem ser removidos da água através de mecanismos como filtração, biodegradação, inativação, aderência aos grãos, sedimentação e, em sistemas de filtração em margem com conexão hidráulica a aquíferos, diluição em águas subterrâneas (RAY et al., 2002; SENS et al., 2006).

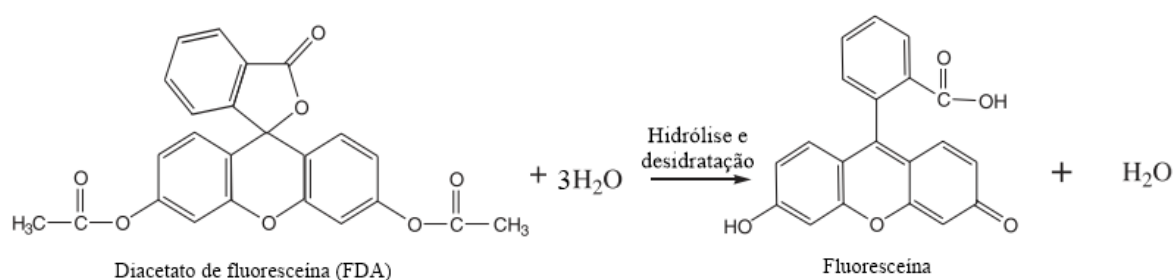
2.1.1.4.1 Avaliação da colmatação biológica através do Diacetato de Fluoresceína (FDA)

O método teve sua primeira aplicação para mensuração de atividade microbiológica em 1980, com o objetivo de analisar a ligação entre a presença microbiana na superfície de uma folhagem (*Douglas fir*) e a degradação do FDA, que se mostrou proporcional (SWISHER;

CARROLL, 1980). Mais tarde, o método foi utilizado para análise de presença microbiológica em solos de agricultura e palha (SCHNÜRER; ROSSWALL, 1982).

O Diacetato de Fluoresceína (3',6'-diacetilfluoresceína [FDA]) corresponde a um composto formado por dois radicais de acetato, ausente de coloração, que é hidrolisado por enzimas livres e enzimas ligadas à membrana celular dos microrganismos (Figura 3). Após a hidrólise, ocorre o processo de desidratação, sequenciando na geração de água e fluoresceína, um produto final com cor amarelada e visível (ADAM; DUNCAN, 2001; JIANG et al., 2016).

Figura 3 – Reação de hidrólise e desidratação do Diacetato de Fluoresceína.



Fonte: Adaptado de Green et al. (2006).

A atividade microbiológica se encontra diretamente ligada à presença enzimática, sendo que a habilidade de hidrólise de substratos é comum entre uma gama de decompositores, como bactérias e fungos. No grupo das enzimas hidrolases, que utilizam a água para a quebra de compostos, existem as esterases que são capazes de quebrar ligações de éster. Ésteres de fluoresceína, como o FDA, são hidrolisados por uma grande variedade de enzimas, como lipases, acilases, nucleases e proteases. As esterases são enzimas que podem ser encontradas dentro e fora da célula microbiana, sendo que podem transportar o substrato de FDA através de membranas celulares (ADAM; DUNCAN, 2001; GREEN et al., 2006; GUMPRECHT et al., 1995; SCHNÜRER; ROSSWALL, 1982).

O processo de hidrólise do composto acontece de forma rápida, sendo necessária a adição de uma solução de acetona para o término da reação, tornando possível a análise por espectrofotometria (SCHNÜRER; ROSSWALL, 1982). A metodologia sofreu adaptações para amostras de solo (GREEN et al., 2006), e sedimentos (BATTIN, 1997), assim como adaptações para o uso de uma solução de clorofórmio e metanol para a terminação de hidrólise, uma vez que acetona apresenta influência na absorvância final da fluoresceína obtida por espectrofotometria (ADAM; DUNCAN, 2001). O uso da nova solução trouxe a possibilidade

de verificar atividade em amostras apontadas com menor presença microbiológica (solos arenosos e/ou argilosos).

A metodologia também sofreu adaptações para sedimentos marinhos com maior presença de areia (JIANG et al., 2016), uma vez que existem diversas pesquisas em locais costeiros buscando definir o impacto de contaminações de origem antrópica (COSTA et al., 2007; EL-TARABILY, 2002; GILLAN et al., 2012; SIMPSON et al., 2004). Também foram efetuadas aplicações do método em sedimentos de rios e mangues (BATTIN, 1997; BRITO et al., 2009; MARMONIER et al., 1995).

Utilizando amostras de solo argiloso com alta carga orgânica oriunda de processos de compostagem, Perucci (1992) identificou correlação entre biomassa carbono e atividade das enzimas esterases. O autor aponta que é um método eficaz para monitoramento da fertilidade do solo, principalmente para determinar alterações na atividade biológica.

Através da aplicação do FDA em sedimentos da zona hiporréica do Rio Rhône (França) utilizado para a filtração em margem, Marmonier et al. (1995) identificaram atividade enzimática de esterases no leito do rio e nas margens, da mesma forma que Costa et al. (2007), nas margens do Estuário de Tagus (Portugal). Em análise de sedimentos da zona hiporréica, Battin (1997) aponta que o método possui sensibilidade suficiente para determinar padrões espaciais de atividade em biofilmes, além de identificar correlação com outros métodos de análise focados em biofilmes bacterianos e formados por algas. O autor conclui que o método é rápido e sensível para a determinação de atividade total de esterases e identificação de zonas biologicamente ativas nos sedimentos.

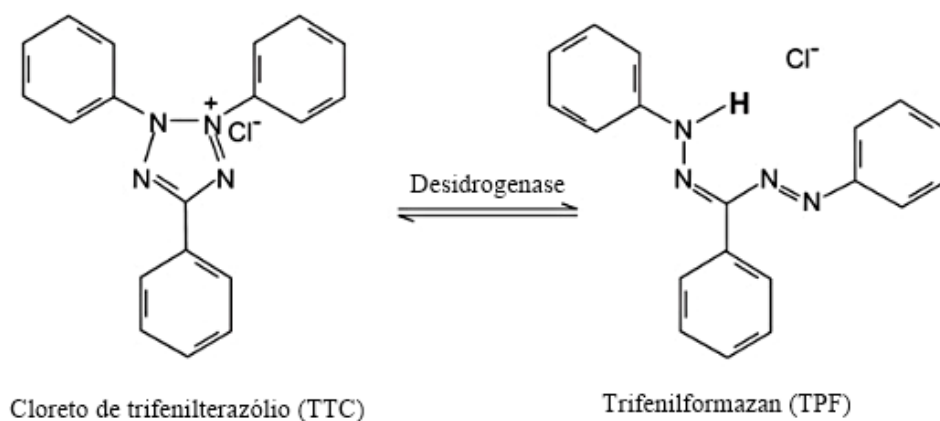
2.1.1.4.2 Avaliação da colmatação biológica através do Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC)

Grupos de enzimas como as esterases e as desidrogenases exercem um grande papel na determinação da atividade microbiológica total, sendo importantes para o metabolismo microbiano conforme a variedade de reações que catalisam. As desidrogenases pertencem ao grupo das oxidoredutases, responsáveis por catalisar reações de oxidação-redução, realizando a transferência de elétrons no processo. A nível celular, participam de processos de anabolismo e catabolismo (GUMPRECHT et al., 1995).

A atividade de desidrogenase em solos se relaciona com a ação do metabolismo microbiano oxidativo, a qual ocorre o transporte de hidrogênio e elétrons do substrato para os aceptores (CAMIÑA et al., 1998; CASIDA et al., 1964). O Cloreto de Trifeniltetrazólio (2,3,5-

trifeniltetrazólio [TTC]) é usado como acceptor alternativo de elétrons, sendo reduzido pela atividade microbiológica para 1,3,4-trifenil formazan (TPF), produto com cor avermelhada e visível (CAMIÑA et al., 1998; FRIEDEL et al., 1994). A reação de degradação do composto através das enzimas desidrogenase é apresentada na Figura 4.

Figura 4 – Reação de redução do Cloreto de Trifeniltetrazólio.



Fonte: Adaptado de Mambu (2014).

O processo é capaz de refletir a atividade enzimática das desidrogenases, indicando a existência de aspecto redox no solo, podendo ser considerado como uma forma de mensuração de atividade microbiológica oxidativa (BRZEZIŃSKA et al., 2001; CAMIÑA et al., 1998). A atividade das enzimas desidrogenases é utilizada tanto por microrganismos aeróbicos quanto anaeróbicos (BRZEZIŃSKA et al., 2001; BURNS, 1982; STEVENSON, 1959).

O método original realizou a aplicação do TTC em amostras de solo realizando a manutenção de condições anaeróbicas (LENHARD, 1962). O TTC atua como um acceptor final de hidrogênio durante a desidrogenase, produzindo TPF e cloreto de hidrogênio. Nesse cenário, as desidrogenases aeróbicas, assim como as desidrogenases anaeróbicas, utilizam o TTC como acceptor de hidrogênio (HOWARD, 1972). O método sofreu adaptações ao longo do tempo (CASIDA et al., 1964; FRIEDEL et al., 1994; MALKOMES, 1993; THALMANN, 1968), sendo também padronizado para amostras de solo conforme a natureza do grão (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARTIZATION, 2005), e utilizado em local de filtração em margem (GROß-WITTKKE et al. (2013).

O procedimento padrão de análise de TTC indica uma concentração definida de acordo com a natureza do solo. Solos arenosos, levemente húmicos e levemente argilosos necessitam de uma menor concentração aplicada do que solos argilosos e húmicos (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARTIZATION, 2005). A natureza da amostra deve ser considerada pois tanto o TTC quanto o TPF são apontados como um composto tóxico aos microrganismos, sendo o ajuste necessário (CAMIÑA et al., 1998; FRIEDEL et al., 1994).

Utilizando amostras de solos com intensidades variadas de cultivos, Bonanomi et al. (2011) avaliaram a correlação entre a atividade enzimática de desidrogenase e a concentração de biomassa carbono, além da presença de fungos. Ainda, registraram maior atividade enzimática em solos arenosos se comparado a solos argilosos.

De maneira semelhante, a fim de determinar o nível de degradação de solos, Garcia et al. (1997) identificaram correlação entre a presença de biomassa carbono e a atividade de enzimas desidrogenase através do método de TTC. Ainda, realizaram análise da respiração basal, sendo esta definida como o consumo de oxigênio ou emissão de dióxido de carbono por bactérias, fungos, algas, e protozoários, além da troca de gases através de metabolismos aeróbicos e anaeróbicos. O resultado encontrado também define correlação entre a respiração basal e a atividade de desidrogenase. Os autores concluem que a aplicação de TTC é um método favorável para a determinação de aspectos da atividade microbiológica.

2.1.2 Fatores físicos influenciadores no processo de colmatção biológica de meios filtrantes

2.1.2.1 Distribuição granulométrica e forma do grão

A capacidade de transporte de um líquido através de um meio poroso, definida como condutividade hidráulica (K), se relaciona diretamente com a distribuição dos grãos no espaço (FREEZE; CHERRY, 1979). A compreensão da dinâmica desses fatores contribui para o estudo de aquíferos, métodos de filtração, transporte de contaminantes no solo e estudos geotécnicos. Tais aspectos são analisados através de métodos a campo, laboratoriais e cálculos de métodos empíricos (ODONG, 2008).

A condutividade hidráulica (K) de um sistema depende diretamente da granulometria do material sedimentar, sendo aplicada a Lei de Darcy para a determinação (DARCY, 1856), conforme a Equação 1, utilizada para carga hidráulica constante em meios saturados.

$$K = \frac{Q}{i \cdot A} \quad (1)$$

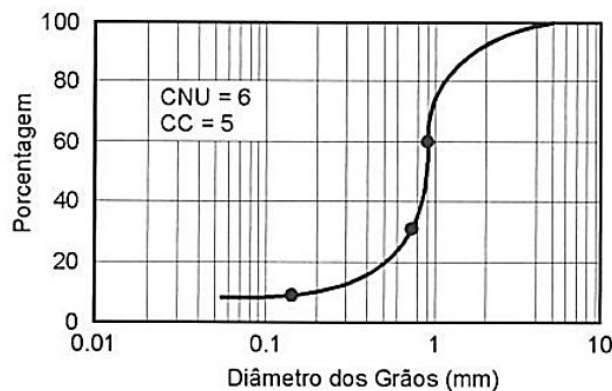
Onde a condutividade hidráulica (K) corresponde à vazão aplicada (Q) dividida pelo gradiente hidráulico (i), sendo este produto da divisão entre a carga hidráulica (h) e o comprimento do meio filtrante (L); multiplicado pela área transversal do corpo de prova (A).

Assim, sendo submetida a diferentes forças potenciais (h), a água se desloca através dos vazios do solo em uma área superficial conhecida (A) e uma profundidade (L) conhecida, gerando um escoamento (K) que corresponde a uma vazão determinada (Q). Nesse cenário, Darcy identificou como os fatores geométricos interferem na vazão de água obtida (FREEZE; CHERRY, 1979; PINTO, 2011).

Quanto menores as partículas de um meio filtrante, menores os vazios do solo e, conseqüentemente, menor a condutividade hidráulica (PINTO, 2011). Nesse sentido, se faz necessário o estudo da distribuição do grão no meio filtrante.

A análise da distribuição granulométrica ocorre por peneiramento do material sedimentar e a construção da curva granulométrica. Com base nas informações geradas, é possível obter dados como o tamanho médio das partículas (d_{50}), além dos diâmetros específicos d_{10} , d_{30} e d_{60} , utilizados para cálculos de coeficiente de curvatura (CC) e coeficiente de uniformidade, também chamado de coeficiente de não uniformidade (CNU) (VAN LOPIK et al., 2017). A identificação de cada um dos diâmetros citados corresponde à porcentagem de passantes, como indica a Figura 5.

Figura 5 – Exemplo de curva granulométrica de amostra arenosa.



O valor de CNU (Equação 2) indica a graduação da areia, sendo que $CNU < 2$ aponta uniformidade na distribuição dos grãos. O CC, por sua vez, corresponde ao formato da curva, permitindo identificar descontinuidades ou concentrações elevadas de grãos maiores (Equação 3). Considera-se que a amostra é bem graduada quando o CC se situa entre 1 e 3 (PINTO, 2011).

$$CNU = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (2)$$

$$CC = \frac{d_{30}^2}{d_{10} \cdot d_{60}} \quad (3)$$

O valor de d_{10} , também chamado de diâmetro efetivo, corresponde à porcentagem de passantes igual a 10% conforme a análise da curva granulométrica, assim como o d_{30} corresponde a 30% de passantes e o mesmo ocorre com o d_{50} e o d_{60} (Figura 5). Contudo, o diâmetro efetivo é utilizado como referência para a identificação de uma amostra (PINTO, 2011).

Para areias com $CNU < 5$, Hazen (PINTO, 2011; SOARES, 2015) indica correlação estatística entre o coeficiente de condutividade hidráulica (K) e o diâmetro efetivo (d_{10}), sendo que a condutividade hidráulica teórica pode ser obtida através da Equação 4.

$$K = C_H \cdot d_{10}^2 \quad (4)$$

Onde o coeficiente de permeabilidade (K) é definido pelo coeficiente de Hazen (C_H), normalmente igual a 0,0116, e o diâmetro efetivo (d_{10}) (PINTO, 2011; SOARES, 2015).

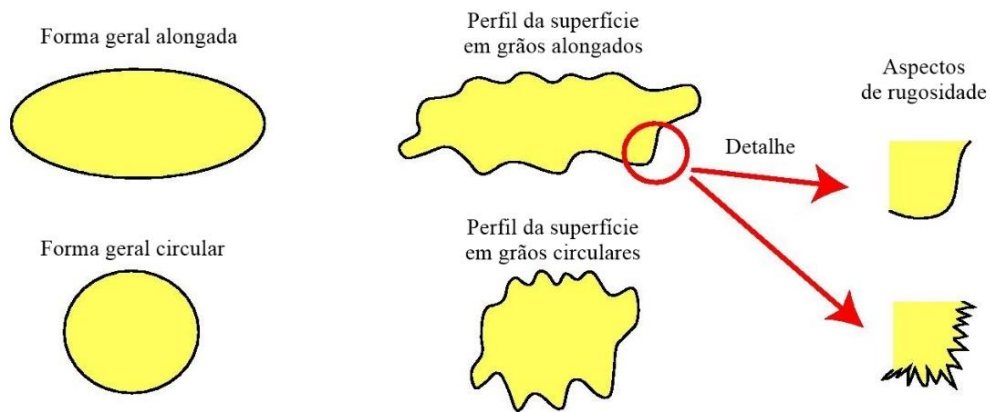
Baveye et al. (1998) apontam que leitos filtrantes com grãos de maior diâmetro específico apresentam maior condutividade hidráulica em meios saturados, enquanto o oposto ocorre com grãos de menor diâmetro específicos. Em leitos granulares nos quais têm maior homogeneidade e pouca graduação, ocorrem o transporte de partículas finas em maior profundidade (ALEM et al., 2013; SOARES, 2015; SOARES; PIZZOLATTI, 2020).

Assim como o tamanho do grão, o formato do mesmo também é um fator interveniente, uma vez que a área superficial específica possui papel determinante nos processos de interação entre partículas. A esfericidade de um grão é definida como a relação entre a área superficial de

uma esfera que detém um mesmo volume de um grão, e a área do grão em si (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; WICHTMANN et al., 2019).

A forma do grão pode variar entre esférico, arredondado, desgastado, agudo, angular e triturado (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008). Wichtmann et al. (2019) apontam as variações de características do grão como sendo o formato, superfície e a rugosidade, como apresentado na Figura 6.

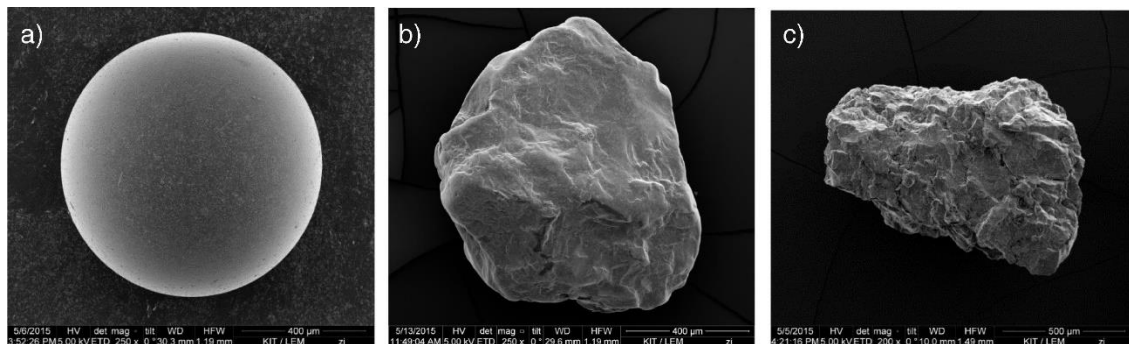
Figura 6 – Diferentes apresentações físicas do grão.



Fonte: Adaptado de Wichtmann et al. (2019).

Os sedimentos naturais não são esféricos devido ao intemperismo que proporciona a sua origem, possibilitando a existência de uma grande variedade de formas de poro e resistências hidráulicas, as quais formam uma matriz tridimensional ao longo da coluna de filtração (STEVENSON, 1996). A forma do grão exerce influência na porosidade, sendo que, em geral, as rochas possuem menor porosidade do que sedimentos como cascalho, areia e silte (formados por partículas que variam entre angulares e esféricas), havendo maior porosidade em sedimentos de argila (FREEZE; CHERRY, 1979). A comparação de formatos entre esferas de vidro (a), grão de areia natural (b) e grão de areia triturado (c) são definidos na Figura 7.

Figura 7 – Exemplos de formatos de esfera e grãos de areia.



Legenda: (a) esfera de vidro; (b) grão de areia natural; (c) grão de areia triturado. Fonte: Wichtmann et al. (2019).

No sentido de interpretação partindo da areia triturada, passando pela areia média e chegando até a esfera de vidro, o formato se torna mais compacto e mais esférico, a superfície se torna menos áspera e o aspecto de rugosidade diminui (WICHTMANN et al., 2019).

A colmatação em profundidade é notadamente maior em leitos filtrantes formados por grãos arredondados, mesmo havendo boa graduação (ALEM et al., 2013; DIPLAS, 1994; GIBSON et al., 2009). Em experimento de colunas, Soares e Pizzolatti (2020) indicam maior capacidade de retenção específica em grãos de formato angular, como a areia, do que esferas de vidro, relacionando com resultados de turbidez, porosidade e condutividade hidráulica.

Em estudos de filtração, a areia de lava com formato angular apresentou maior eficiência de remoção de coliformes totais e *Escherichia coli* se comparada à areia do Rio Rhine, a qual possuía um formato esférico. Os testes foram realizados utilizando duas granulometrias finas, sendo que quanto menor o grão, maior a remoção de bactérias observada (YOGAFANNY et al., 2014).

2.1.2.2 Densidade, porosidade e tortuosidade

A densidade se relaciona com o grau de compactação de um meio filtrante e também com a porosidade do mesmo, sendo que um meio filtrante granular não compactado possui maior porosidade e permite que os grãos sedimentem livremente, diferente de um meio compactado que pode apresentar uma diminuição de 5% na porosidade (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

Ao construir colunas de filtração, Dash et al. (2010) relataram que a compactação insuficiente do material granular de aquífero, utilizado como meio filtrante, proporcionou porosidade maior do que 0,3, que seria o valor inicial considerado para o material conforme a sua natureza. Gibson et al. (2009) apontam que a infiltração de materiais particulados é um processo sensível às variações de alinhamento e densidade dos poros no leito granular, pois permanece condicionada à existência e formato dos vazios entre os grãos.

Maiores taxas de vazios (e_{\min} e e_{\max}), as quais se relacionam com maior porosidade, são apontadas em materiais granulares que possuem formato com maior angularidade (Tabela 1), de acordo com estudos de Wichtmann et al. (2019), os quais consideram o mesmo diâmetro médio (d_{50}) e CNU para as partículas. Evidenciam-se diferenças quanto à densidade, índice de vazios, taxa de proporção entre comprimento e altura e esfericidade dos grãos. Os autores apontam que o maior índice de vazios de grãos angulares é atribuído à aspereza da superfície, a qual previne uma compactação densa (CHO et al., 2006; ROUSÉ et al., 2008; WICHTMANN et al., 2019).

Tabela 1 – Análise do grão em estudo prático.

Material	d_{50} (mm)	CNU	Densidade		Taxa de proporção	Esfericidade
			do grão (g.cm^{-3})	e_{\min} e_{\max}		
Esferas de vidro	0,60	1,5	2,52	0,5 0,7	1,07	0,89
Areia natural	0,60	1,5	2,65	0,5 0,8	1,23	0,79
Areia triturada	0,60	1,5	2,66	0,7 1,1	1,31	0,73

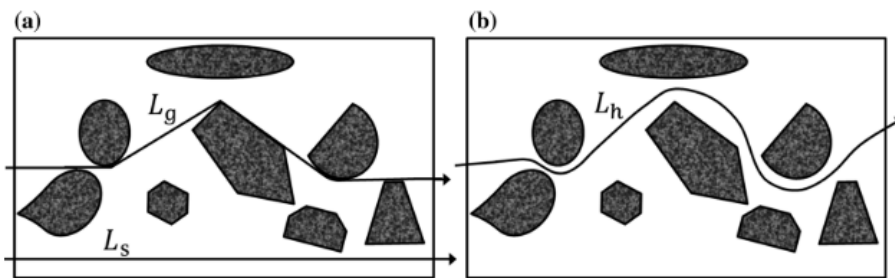
Fonte: Adaptado de Wichtmann et al. (2019).

Durante os estudos, os autores observaram maior sensibilidade dos grãos não compactados ao aumento das forças hidrodinâmicas (variação de fluxo e tensão de cisalhamento), sendo uma justaposição menos densa e mais suscetível ao stress dinâmico. Ainda, as maiores angularidades e rugosidades dos grãos representaram maior resistência às forças hidrodinâmicas, uma vez que existe maior fricção entre as partículas, restringindo a mobilidade (WICHTMANN et al., 2019).

Em sistemas de filtração considera-se que, conforme o aumento da velocidade de fluxo e atuação das forças hidrodinâmicas, o maior mecanismo de retenção de partículas do fluido é o impacto inercial. De maneira complementar, a retenção de partículas por sedimentação se torna predominante em relação ao mecanismo de difusão, havendo maior retenção de partículas em um leito poroso que apresenta maior compactação e, portanto, maior densidade (BOTARI; DI BERNARDO, 2009).

O fator tortuosidade também exerce relação com a densidade e porosidade do meio filtrante. Define-se como tortuosidade geométrica (L_g) a relação do comprimento médio dos trajetos geométricos que o fluxo realiza em relação ao comprimento do meio (L_s), conforme Figura 8 (a). Os caminhos geralmente são os mais curtos possíveis, sendo considerados como linhas retas que tocam e passam pelo grão, em sentido tangencial. A tortuosidade hidráulica (L_h), por sua vez, diz respeito ao comprimento médio efetivo do percurso do fluido em relação ao comprimento do meio (L_s), relacionando-se de maneira mais próxima da realidade com a hidrodinâmica em meios porosos (DUDA et al., 2011; EBRAHIMI KHABBAZI et al., 2016; GHANBARIAN et al., 2013).

Figura 8 – Aspectos de tortuosidade.



Legenda: (a) linha de direção conforme a tortuosidade geométrica (L_g) em relação ao comprimento do meio (L_s); (b) linha de direção conforme a tortuosidade hidráulica (L_h). Fonte: (EBRAHIMI KHABBAZI et al., 2016).

Quanto maior a relação entre comprimento e largura de um grão, como grãos angulares, maior a tortuosidade hidráulica de um sistema e, conseqüentemente, menor a porosidade (EBRAHIMI KHABBAZI et al., 2016; GHANBARIAN et al., 2013). Através da revisão de diversos estudos práticos de análise, Shepherd (1989) também aponta a relação direta que existe entre o formato do grão, tortuosidade, distribuição granulométrica e a condutividade hidráulica.

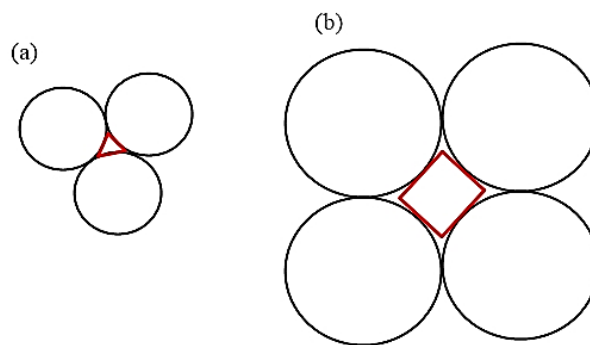
Considera-se que a retenção de partículas do fluido ocasiona alterações na tortuosidade, área superficial e estrutura do poro no leito poroso. Quando ocorre a deposição das partículas

em um meio poroso, elas causam o aumento da área superficial e da tortuosidade, além de reduzir a porosidade no meio (ALEM et al., 2013). Tradicionalmente, assume-se que a porosidade possui uma reação linear inversa com a concentração de partículas retidas (XIE et al., 2020).

A porosidade exerce uma relação importante com a condutividade hidráulica, sendo que espaços com areia bem graduada ou em formações de rochas fraturadas, amostras com maior porosidade geralmente apresentam maior condutividade hidráulica. Contudo, a relação não apresenta linearidade, visto que solos ricos em argila, os quais apresentam maior porosidade, possuem baixa condutividade hidráulica (FREEZE; CHERRY, 1979).

Os grãos se dispõem no meio filtrante de maneira aleatória, sendo que os poros formados entre os sedimentos podem variar de um padrão triangular denso entre os três grãos de menor tamanho, conforme a Figura 9 (a), até um arranjo quadrado com maior abertura entre os quatro grãos de maior tamanho, Figura 9 (b). Esses arranjos apresentariam porosidades de 25% e 47%, respectivamente (STEVENSON, 1996).

Figura 9 – Esquema de padrões porosos.

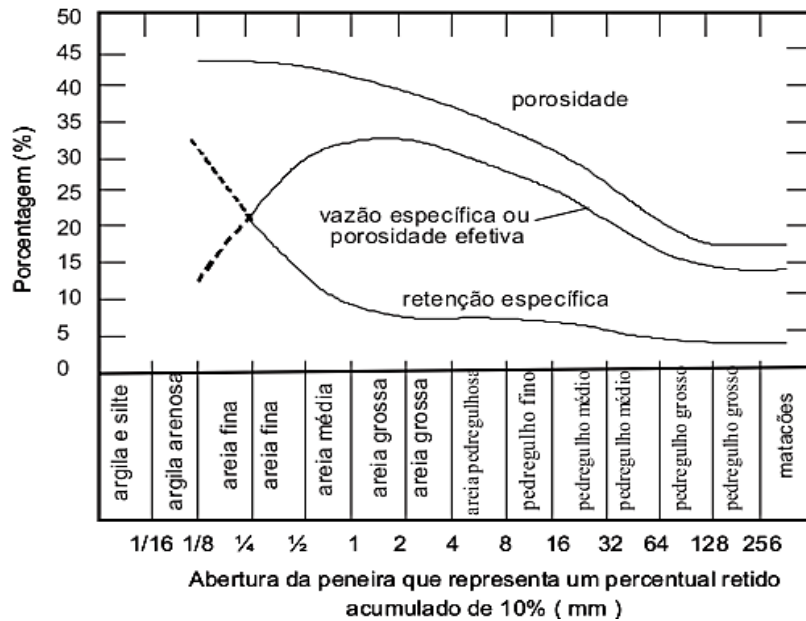


Legenda: Poros formados entre grãos constituindo um padrão triangular denso entre os três grãos de menor tamanho (a) e um arranjo quadrado com maior abertura entre os quatro grãos de maior tamanho (b). Fonte: Autora (2021).

Assim, o acúmulo de partículas aderidas ao grão também gera uma grande variedade de arranjos geométricos capazes de atuar na retenção de outras partículas (RICE, 1974). O tamanho dos poros em um meio granular pode variar entre microporos (com diâmetro menor que 2 nm); mesoporos (diâmetro entre 2 a 50 nm); e macroporos (diâmetro maiores que 50 nm) (SING, 1982). Quanto à retenção de partículas no processo de filtração, poros menores que 500 nm são considerados ineficientes pois são facilmente obstruídos por coloides e aglomerados de

maior diâmetro (FRENCH, 2012). A Figura 10 evidencia a relação entre a porosidade, a retenção específica e granulometria do material sedimentar.

Figura 10 – Relação entre granulometria e porosidade.



Fonte: Santos (1977) *apud* (SENS et al., 2006).

Considerando que o volume total de um sedimento se divide entre o volume da porção sólida e o volume de vazios, então a porosidade total é definida pela divisão do volume de vazios pelo volume total, a qual pode ser representada por uma fração decimal ou porcentagem (FREEZE; CHERRY, 1979).

A porosidade específica, por sua vez, estabelece a relação entre o volume dos poros interconectados e o volume total, sendo que esta porosidade é mais difícil de ser determinada, porém, a mais importante de ser conhecida para a interpretação do processo de retenção de partículas, uma vez que exprime a quantidade de vazios intersticiais abertos que realmente proporcionam a deposição de partículas do fluido (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

Da mesma forma, Cleary (1989) aponta a porosidade efetiva como sendo apenas os poros interconectados, através dos quais ocorre o fluxo de água em meio saturado. Dessa forma, excluem-se as zonas mortas em poros que não são acessados e, portanto, não favorecem a retenção de partículas (Figura 11).

Figura 11 – Esquema da presença de zonas mortas e poros fechados no leito granular.



Fonte: (CLEARY, 1989).

Diversos autores identificam a maior redução de porosidade nos primeiros centímetros de leitos filtrantes granulares, nos quais ocorre o maior volume de deposição de partículas (ALEM et al., 2013; BAVEYE et al., 1998; PERUJO et al., 2019; RINCK-PFEIFFER et al., 2000; ROSENBERRY; PITLICK, 2009). Autores observam que, conforme ocorre o aumento de velocidade do fluxo, o processo de deposição de partículas passa a ocorrer em profundidade devido ao carreamento proporcionado, havendo maior decréscimo de porosidade no sistema (ALEM et al., 2013; BOTARI; DI BERNARDO, 2009).

Assim, considera-se que as alterações na porosidade ao longo do processo de filtração em leitos granulares se encontram ligadas à evolução de deposição das partículas no leito poroso (ALEM et al., 2013). Através de estudos com colunas de filtração, Soares e Pizzolatti (2020) indicaram a relação da porosidade do sistema com a forma dos grãos no leito granular. As esferas de vidro finas utilizadas apresentaram menor retenção de partículas e, portanto, menor decréscimo de porosidade total, se comparadas com a areia fina de formato angular. Utilizando areia e esferas de vidro maiores, novamente houve maior retenção de partículas e menor porosidade total nos grãos de areia. A diminuição de porosidade observada refletiu na turbidez da água filtrada, sendo que os grãos de areia angulares apresentaram maior remoção de partículas, principalmente os grãos e menor granulometria.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Frederico Westphalen, que localiza-se na região do Médio Alto Uruguai, no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul ($27^{\circ}21'33''\text{S}$; $53^{\circ}23'40''\text{O}$), estando a 566 metros de altitude (Figura 12, [a] e [b]). Conta com uma população estimada de 31.498 habitantes e uma área territorial estimada de 264.975 km². Pertence ao bioma Mata Atlântica e faz parte da Bacia do Rio Uruguai (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2020; FREDERICO WESTPHALEN, 2020).

Figura 12 – Local de estudo.



Legenda: [a] Frederico Westphalen no Estado do Rio Grande do Sul. [b] Localização da UFSM em relação ao município. [c] Laboratório de Tratamento de Água (LABTAG), lago de estudo e UFSM. [d] Lago utilizado para a pesquisa. Fonte: Adaptado de Google Earth (2020).

A pesquisa foi realizada no período de fevereiro a agosto de 2020, no Laboratório de Tratamento de Água (LABTAG), onde foram realizadas as instalações de filtração, e no Laboratório de Recursos Hídricos, no qual foram realizadas as análises de meio filtrante, locais anexos à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) – campus Frederico Westphalen. A água de estudo foi captada de uma pequena represa dentro da Universidade (Figura 12, [c] e [d]), com área aproximada de 264 m², cerca de 2 m de profundidade e distante 90 m do LABTAG. A captação foi realizada através de uma bomba centrífuga de 1 cv (Schneider modelo BCR-2010V) de forma contínua (Figura 13), conduzindo a água bruta do lago até os reservatórios instalados na parte superior das colunas de filtração no LABTAG (UFSM).

Figura 13 – Bomba de captação.

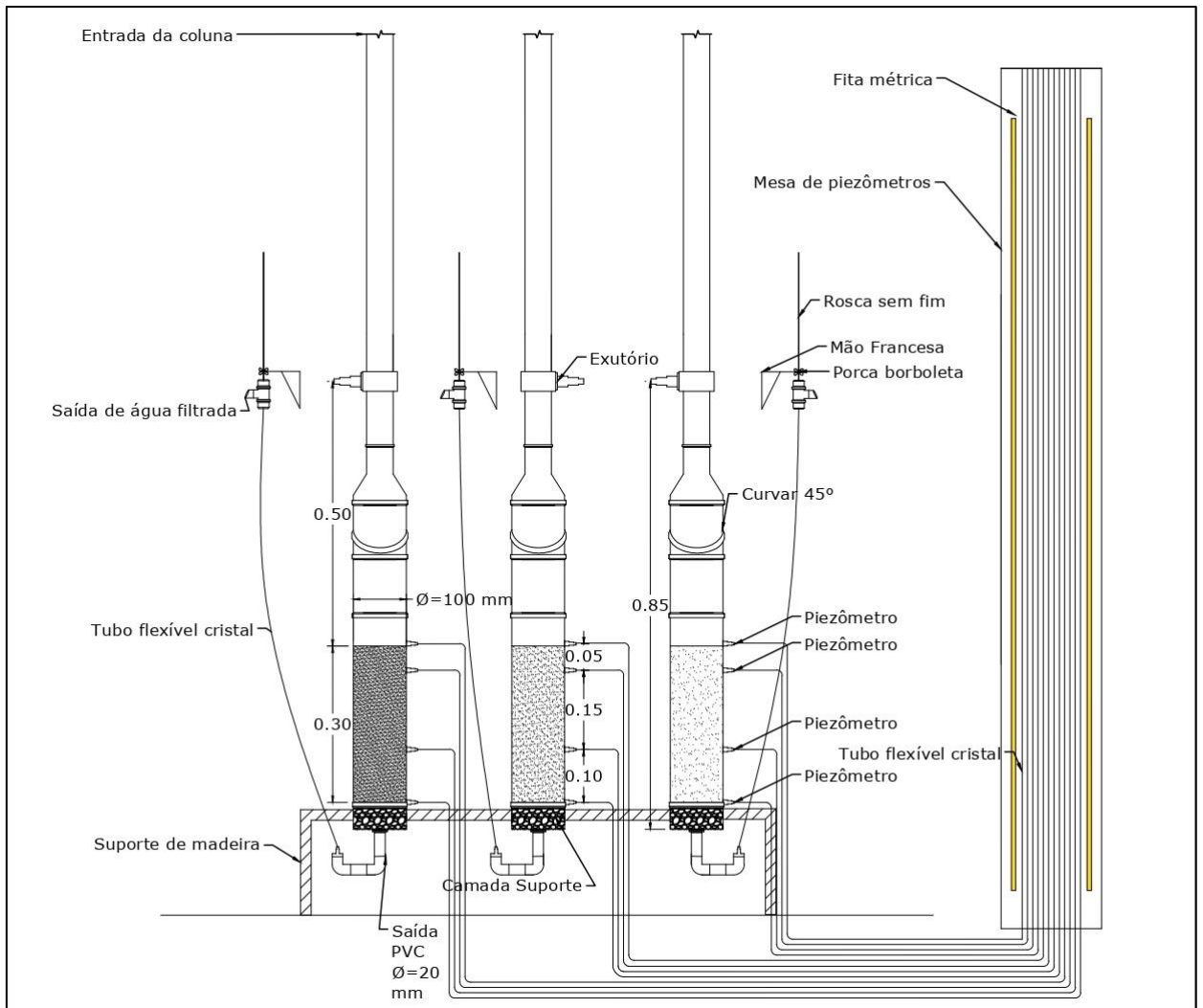


Fonte: Autora (2020).

3.2 COLUNAS DE SIMULAÇÃO DE FILTRAÇÃO EM MARGEM

O sistema de filtração construído no LABTAG (UFSM) constituiu-se por nove colunas de PVC estruturadas verticalmente em suportes de madeira (Figura 14). O meio filtrante das colunas foi composto por areia em três granulometrias distintas, com o objetivo de simular o processo de filtração em margem em diferentes composições. O conjunto correspondeu a uma organização em triplicata para cada granulometria do meio filtrante aplicado.

Figura 14 – Desenho esquemático das colunas de filtração.

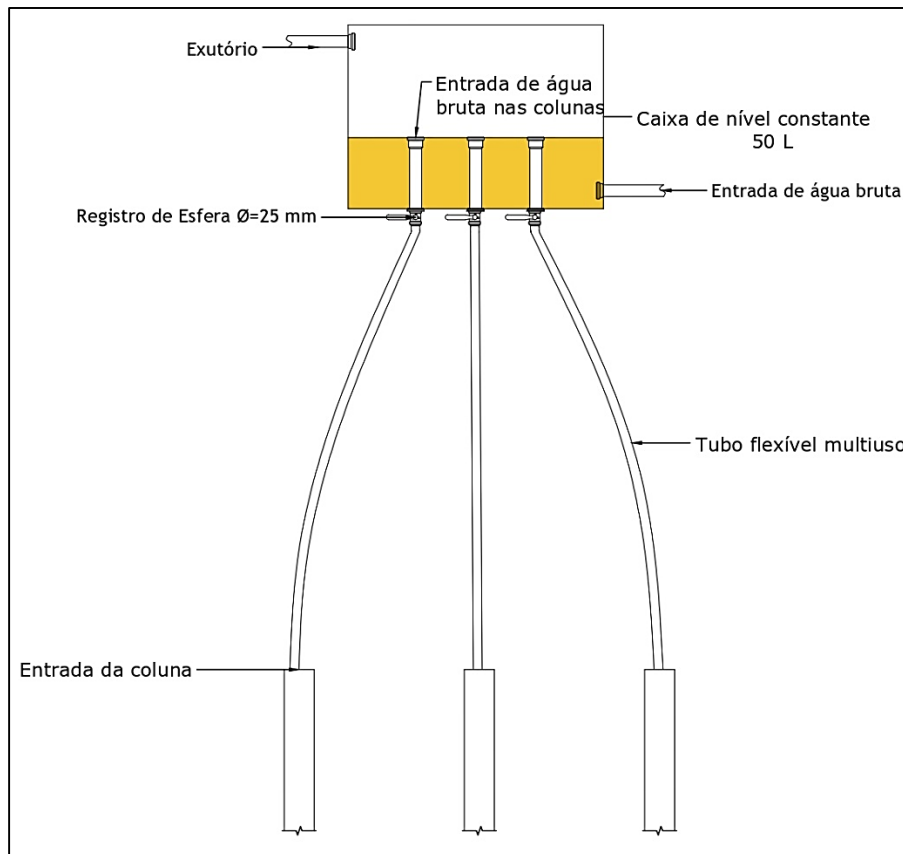


Legenda: Sem escala. Fonte: Autora (2020).

As colunas de filtração foram operadas com fluxo descendente. Cada estrutura deteve quatro piezômetros distribuídos em profundidade para avaliação da perda de carga nas camadas durante o experimento de filtração. A carga hidráulica correspondeu a 50 cm acima do leito filtrante, sendo controlada por um extravasor fixado na coluna. A saída de água filtrada, localizada na base das estruturas, consistia em uma mangueira cristal flexível ligada a um tê de PVC de 20 mm fixado em um suporte elevado (mão francesa) com regulagem de altura. Através do ajuste de altura da saída de água filtrada em relação à carga hidráulica no meio filtrante, tornou-se possível o controle da taxa de filtração inicial aplicada de $1,94E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ em todas as colunas.

Instalou-se um reservatório de amortização acima de cada trio de colunas, totalizando três reservatórios com cerca de 50 litros de capacidade. As colunas foram alimentadas em regime contínuo (Figura 15). A água excedente dos extravasores e a água filtrada foram conduzidas por um sistema de drenagem até o lado externo do LABTAG.

Figura 15 – Desenho esquemático da forma de alimentação de cada trio de colunas.



Legenda: Sem escala. Fonte: Autora (2020).

As colunas foram dispostas lado a lado, sobre estruturas de madeira, e receberam identificação por numeração de um a nove, da esquerda para a direita (Figura 16). Cada trio de colunas correspondente a um reservatório, possuía configurações de meio filtrante diferentes entre si, correspondente à areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm), média ($d_{10} = 0,44$ mm) e grossa ($d_{10} = 1,33$ mm).

Figura 16 – Conjunto de colunas de filtração.



Legenda: Colunas distribuídas na numeração de 1 a 9, da esquerda para a direita. Fonte: Autora (2020).

A distribuição das triplicatas ocorreu de forma alternada, buscando um padrão de disposição no qual haveria um reservatório de alimentação distinto para cada unidade da triplicata. Dessa forma, a resultou-se na seguinte disposição: areia fina nos filtros 1, 4 e 7; areia média nos filtros 2, 5 e 8; e areia grossa nos filtros 3, 6 e 9.

3.2.1 Preparação do meio filtrante e camada suporte

Com o objetivo de analisar o processo de colmatação em diferentes configurações de sedimentos, optou-se por definir três tamanhos de grãos distintos (d_{10}), que resultassem em granulometria muito fina, intermediária e grossa.

A areia para o meio filtrante foi adquirida comercialmente, passou por um processo de lavagem com água corrente e secagem em estufa a 105°C. Após, o peneiramento ocorreu através de um agitador de peneiras (Edutec EEQ9029A) para análise granulométrica conforme a NBR 6457 (ABNT, 1986) e peneiras Bertel dos tamanhos 10; 16; 20; 30; 40; 60; 100 e 200 conforme padronização ABNT. A areia foi selecionada conforme o objetivo de características citadas, havendo o descarte dos grãos que não eram necessários na amostra.

Foram realizados diversos peneiramentos e análises granulométricas até que o meio filtrante apresentasse a constituição desejada. Os gráficos gerados na análise granulométrica estão apresentados no Apêndice A. Para a formação da curva granulométrica A, foram utilizadas 300 gramas de amostra da areia considerada de menor granulometria para que a agitação e distribuição dos grãos ocorresse de forma eficiente através das peneiras. Para a formação das curvas granulométricas B e C, foram utilizadas 700 gramas de amostra de areia, igualmente visando a eficiência da agitação. Cada procedimento teve a duração de 20 minutos.

Após a geração das curvas, tornou-se possível identificar os dados de d_{10} , d_{30} , d_{50} e d_{60} , realizando-se os cálculos de coeficiente de curvatura e coeficiente de não uniformidade (PINTO, 2011). O coeficiente de condutividade hidráulica foi estimado pela fórmula de Hazen, conforme Soares (2015), evidenciado na Equação 5.

$$K = 0,0116 \cdot d_{10}^2 \quad (5)$$

Onde, o coeficiente de condutividade hidráulica (K) é representado em $m.s^{-1}$ e o diâmetro efetivo (d_{10}) é expresso em mm. A porosidade total e porosidade efetiva foram expressas conforme a Figura 10 (SANTOS, 1977 *apud* SENS et al., 2006). A caracterização das amostras se encontra detalhada na Tabela 2.

Tabela 2 – Dados físicos do meio filtrante.

	Curva granulométrica A	Curva granulométrica B	Curva granulométrica C
d_{10} (mm)	0,16	0,44	1,33
Coeficiente de Curvatura (CC)	0,92	0,97	0,99
Coeficiente de Não Uniformidade (CNU)	1,37	1,23	1,28
Condutividade hidráulica ($m.s^{-1}$)	$2,96E^{-4}$	$2,24E^{-3}$	$2,0E^{-2}$ m
Porosidade total (%)	44	43	40
Porosidade efetiva (%)	15	28	33
Distribuição das colunas	Filtro 1, Filtro 4 e Filtro 7	Filtro 2, Filtro 5 e Filtro 8	Filtro 3, Filtro 6 e Filtro 9

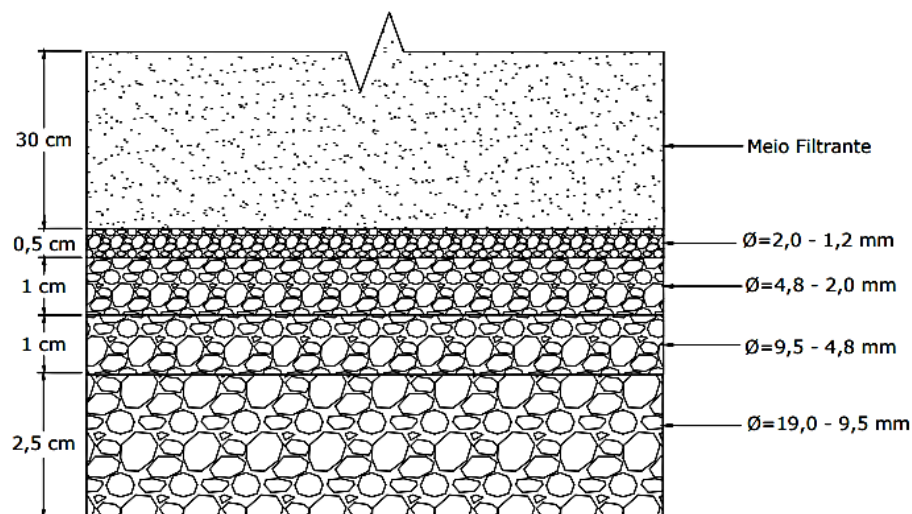
Fonte: Autora (2020).

O coeficiente de curvatura (CC) indica regularidade na distribuição dos grãos, visto que valores menores que um ou maior que três conferem a característica de sedimento mal graduado. O coeficiente de não uniformidade (CNU) apresenta valores menores que dois, indicando a alta uniformidade do meio filtrante, ou seja, presença do aspecto de homogeneidade (PINTO, 2011).

A característica de porosidade se encontra relacionada com a quantidade total de poros no leito (porosidade total) e a quantidade de poros que apresentam interconexão (porosidade efetiva). Indica-se que, quanto menor a porosidade, menor a condutividade hidráulica do sistema (CLEARY, 1989; DIBERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; SOARES, 2015). Portanto, a areia fina apresenta menor porosidade efetiva e menor condutividade hidráulica se comparada com a areia média e grossa.

Por fim, preparou-se o material para a camada suporte formado de pedra britada limpa e seca, com variação de diâmetro entre 1,2 a 19 mm a fim de prevenir a fuga do meio filtrante. A separação da pedra britada foi realizada através de peneiras Bertel com aberturas de 16; 10; 4, 3/8” e 3/4” conforme padronização ABNT; e agitação manual. A Figura 17 aponta a aplicação da pedra britada na camada suporte conforme as faixas granulométricas utilizadas em milímetros. A Figura 18 demonstra alguns materiais utilizados, como as variações da pedra britada e a areia média selecionada.

Figura 17 – Esquema da distribuição da camada suporte conforme a granulometria de pedra britada.



Legenda: Desenho sem escala. Fonte: Autora (2020).

Figura 18 – Materiais selecionados utilizados nas colunas de filtração.



Fonte: Autora (2019).

3.2.2 Método de preenchimento das colunas

O preenchimento das colunas com a camada suporte e meio filtrante foi realizado conforme o método descrito por (SOARES, 2015). Através da abertura proporcionada pelo curvar, primeiramente adicionou-se uma tela no fundo da coluna com diâmetro de abertura aproximado de 3 mm, a fim de prevenir a fuga da camada suporte. Após, o preenchimento da camada se deu através da pedra britada até a altura de 5 cm, sendo realizado da seguinte forma: cerca de 3,5 cm de altura foram formados por pedras no intervalo de 9,5-19 mm e 4,8-9,5cm; e os 1,5 cm restantes foram compostos por pedras na faixa de diâmetro de 2,0-4,8 mm e 1,2-2,0 mm (Figura 17). A camada foi consolidada através de batidas nas laterais da coluna, compactação sistemática com ajuda de um socador de madeira e inserção de água destilada no sentido ascendente, a fim de expulsar o ar aprisionado.

A areia foi adicionada na forma de pequenas porções, sendo elas previamente pesadas em balança semi-analítica (KNWAAGEN 5500/1). Com o auxílio de um becker de vidro, a adição foi realizada lentamente, sendo a amostra despejada da menor altura possível, a fim de evitar segregação durante a queda, seguida por batidas nas laterais da coluna e compactação sistemática conforme realizado na camada suporte. Com o auxílio de uma pisseta, adicionou-

se água destilada no sentido de contra fluxo até que ocorresse o umedecimento da porção da areia recém adicionada e a liberação de qualquer bolha de ar aprisionada. Esse procedimento possuía como objetivo evitar o aprisionamento de bolhas de ar ao longo do meio filtrante, que poderiam causar colmatação mecânica prévia durante a filtração e irregularidade de distribuição da colmatação.

Assim, tornou-se possível promover a densidade mais semelhante possível entre as colunas, tendo em vista que a densidade se relaciona com a porosidade do meio filtrante (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008) e o objetivo era de que as triplicatas possuíssem características bastante similares (Tabela 3).

Tabela 3 – Dados de preenchimento das colunas.

Meio filtrante	Coluna	Massa (kg)	Densidade (kg/m³)
Areia fina (d₁₀ = 0,16 mm)	F1	3,62	1.537,22
	F4	3,75	1.592,19
	F7	3,51	1.489,27
Média/desvio padrão		3,63 ^(a) ±0,12 ^(b)	1.539,56±51,50
Areia média (d₁₀ = 0,44 mm)	F2	3,74	1.587,94
	F5	3,71	1.576,53
	F8	3,73	1.585,35
Média/desvio padrão		3,73±0,01	1.583,27±5,99
Areia grossa (d₁₀ = 1,33 mm)	F3	3,56	1.512,23
	F6	3,58	1.520,55
	F9	3,59	1.522,75
Média/desvio padrão		3,58±0,01	1.518,51±5,55

Legenda: (a) corresponde à média aritmética da amostra; (b) representa o desvio padrão da amostra. Fonte: Autora (2019).

O maior desvio observado corresponde ao preenchimento com a areia fina (d₁₀ = 0,16 mm), no qual se considera que uma pequena quantidade de massa é capaz de exercer alterações de densidade. Contudo, uma pequena alteração é compreensível, visto que a granulometria corresponde a um material muito fino e de difícil precisão no manuseio.

3.3 OPERAÇÃO DO SISTEMA

A altura de saída de água das colunas em relação à carga hidráulica foi ajustada com base na vazão de água de saída através do método volumétrico, sendo que alturas distintas foram

necessariamente definidas conforme as características de condutividade hidráulica de cada meio filtrante, tendo em vista a perda de carga singular de cada granulometria.

A taxa de filtração inicial para todas as colunas foi definida em $1,94E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, o que possibilita que o processo de colmatação ocorresse de forma acelerada, simulando uma alta taxa de filtração em processos de filtração em margem. A alta taxa de filtração aplicada tende a aumentar as forças hidrodinâmicas, havendo maior velocidade nas linhas de fluxo em direção ao meio poroso e, portanto, maior carreamento de partículas (ALEM et al., 2013). O bombeamento ocorreu de forma constante a uma carga hidráulica fixada, gerando taxa de filtração declinante.

O sistema foi iniciado no dia 06 de fevereiro de 2020, sendo efetuados registros diários de condutividade hidráulica (K) e taxa de filtração. O sistema operou por 34 dias de maneira contínua. O bombeamento foi encerrado no dia 11 de março de 2020, quando se registrou constância nos valores de K, exprimindo que o processo de colmatação havia se tornado constante.

O cálculo de condutividade hidráulica ao longo do experimento de filtração foi efetuado de acordo com a Lei de Darcy, conforme Equação 6 (PINTO, 2011).

$$K = \frac{Q}{I \cdot A} \quad (6)$$

Onde, K corresponde a condutividade hidráulica (m.s^{-1}), Q corresponde à vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); I corresponde ao gradiente hidráulico, produto da divisão entre a carga hidráulica (m) e o comprimento do meio filtrante (m); A corresponde à área transversal do corpo de prova (m^2).

Ainda, o coeficiente de condutividade hidráulica sobre variações conforme o peso específico e a viscosidade do líquido, sendo este último o que mais causa alterações devido à sensibilidade quanto à temperatura. Portanto, optou-se por ajustar os valores de condutividade hidráulica utilizando a temperatura registrada no monitoramento, padronizando-os para condições de viscosidade à 10°C . Esta temperatura foi utilizada por Darcy em seu experimento e desenvolvimento da equação base. O ajuste seguiu a metodologia de cálculo conforme McKenzie et al. (2002) e a tabela de viscosidade e temperatura desenvolvida por Aleksandrov e Trakhtengerts (1974).

3.4 MONITORAMENTO DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Após o início do experimento, foram realizadas análises diárias de qualidade da água bruta e água filtrada. Os parâmetros analisados, equipamentos e precisão dos métodos encontram-se na Tabela 4, sendo a metodologia utilizada conforme a AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (2012).

Tabela 4 – Análises de qualidade da água, equipamentos e precisão dos métodos.

Análise realizada	Marca e modelo	Precisão do equipamento	Gama de medição
Turbidez	Turbidímetro Hach modelo 2100Q	±2%	0-1000 NTU
Cor aparente e verdadeira	Colorímetro Hach modelo DR900 e membrana Pall Corporation modelo GN-6 MetriceL	±0,005 Abs em 1,0 Abs nominal	0-2 Abs
Condutividade elétrica	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach CDC401	± 0.5%	1 µS/cm – 200 mS/cm
Oxigênio dissolvido	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach LDO101	±0,1 mg/L para 0 a 8 mg/L; ± 0,2 mg/L para mais de 8 mg/L	0,1 a 20,0 mg/L
pH	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach pH101	±0,02 pH	pH 2 a 14
Temperatura	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach pH101	±0,3°C	0 a 50°C

Fonte: (HACH, 2021).

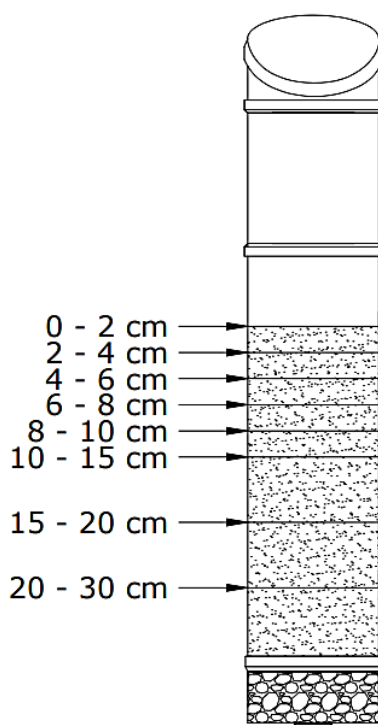
Os dados de qualidade da água obtidos durante o monitoramento foram analisados estatisticamente através da análise de variância (ANOVA) e Tukey (*software Minitab*), para determinar a diferenciação das médias resultantes conforme as granulometrias de meios filtrantes.

3.5 ANÁLISE ENZIMÁTICA E ORGÂNICA DO MEIO FILTRANTE

Ao final do experimento, a alimentação das colunas foi interrompida e realizou-se a drenagem lenta através da abertura do registro na parte inferior. As colunas foram abertas

através da peça Curvar 45°, que permite a possibilidade de separar a coluna em duas partes através do desrosqueamento, sendo que este foi instalado na estrutura logo acima do meio filtrante (Figura 14). Realizou-se a coleta da areia por raspagem nas profundidades de 0 a 2 cm; 2 a 4 cm; 4 a 6 cm; 6 a 8 cm; 8 a 10 cm; 10 a 15 cm; 15 a 20 cm; 20 a 30 cm, conforme ilustra a Figura 19.

Figura 19 – Esquema da coleta de meio filtrante em camadas.



Legenda: Desenho sem escala. Fonte: Autora (2020).

As amostras foram devidamente embaladas e identificadas em pequenos pacotes plásticos com fechamento de encaixe, sendo acondicionadas e transportadas ao Laboratório de Recursos Hídricos (UFSM) para avaliação de atividade enzimática através do uso de Diacetato de Fluoresceína (ADAM; DUNCAN, 2001), além do Cloreto de Trifeniltetrazólio (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARTIZATION, 2005).

Nesse processo, optou-se por realizar a análise do meio filtrante, após a coleta, da maneira mais rápida possível, evitando procedimentos de resfriamento e estocagem de amostra que poderiam comprometer a atividade enzimática. Dessa forma, foi realizada a abertura de um filtro a cada dia, sendo a alimentação das colunas restantes realizada por cerca de 30 minutos

diariamente, até que fossem abertas. Durante o período de alimentação e no restante do tempo, os filtros permaneciam com 50 cm de carga hidráulica sobre o leito. A Figura 20 evidencia a colmatação por particulados na superfície do meio filtrante.

Figura 20 – Visão da colmatação externa do meio filtrante.



Fonte: Autora (2020).

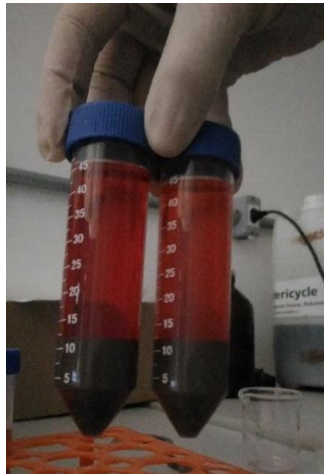
As metodologias de FDA e TTC foram aplicadas em cada camada de meio filtrante, com algumas adaptações. Para a aplicação do processo de análise do FDA, foram pesados 2 g de meio filtrante (drenado) em balança analítica (Prix AS220) e colocados em tubos falcon plásticos de 50 ml. Adicionaram-se 15 ml do Buffer de Fosfato de Potássio pH 7,6 e após, 0,2 ml da solução de 1000 $\mu\text{g FDA ml}^{-1}$ para dar início à reação. As amostras foram realizadas em triplicata e um branco, sendo que este não recebeu a adição do substrato FDA. Os frascos foram tampados, agitados e, após 20 min à 25°C, adicionou-se 15 ml da solução de Clorofórmio/Metanol em capela para interromper o processo de hidrólise. Os frascos foram tampados, agitados fortemente e centrifugados a 2000 rev. min^{-1} por 3 min (Excelsa II 206BL).

O sobrenadante foi filtrado em papel filtro qualitativo (J. Prolab) e analisado em espectrofotômetro (SPECORD 50 PLUS, Analytik Jena) a 490 nm. A concentração de fluoresceína liberada foi calculada utilizando o gráfico de calibração produzido com padrões de 0 a 5 $\mu\text{g fluoresceína ml}^{-1}$, sendo que a partir da absorbância (nm), os resultados foram expressos em termos de fluoresceína em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de solo.

Considerando que os valores de absorvância nas amostras sem adição de substrato (branco) retornaram muito baixos, porém diferentes de zero, subtraiu-se este valor das amostras completas. Aplicações do método de hidrólise do FDA indicam que a absorvância de fundo ocorre e devem ser subtraídas dos resultados finais (GREEN et al., 2006; JIANG et al., 2016; SIMPSON et al., 2004; SWISHER; CARROLL, 1980). Assim, em pontos de exceção, onde a concentração de fluoresceína nas amostras completas se mostrou tão baixa que resultou em uma média menor que o branco, indicando influência de ruído de absorvância de fundo nas amostras, considerou-se concentração de fluoresceína igual a zero.

Considerando a metodologia de utilização do Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC), foram pesados 5 g de meio filtrante (drenado) em tubos de ensaio de vidro com tampa rosqueável utilizando balança analítica. Adicionaram-se 5 ml da solução de substrato TTC 0,1% nas três amostras completas e 5 ml da solução Tris Buffer (pH 7,6) nas três amostras branco, sendo esta etapa e as seguintes realizadas com proteção da luz. Os tubos foram tampados, agitados e incubados a 25°C em incubadora por 16 h. Após, adicionaram-se 25 ml de acetona em cada amostra, sendo mantidas no escuro por 2 h. As amostras foram agitadas assim que a acetona foi adicionada, após 1 h e após 2 h. Por fim, a amostra foi filtrada em papel filtro qualitativo (J. Prolab) e analisada em espectrofotômetro (SPECORD 50 PLUS, Analytik Jena) a 485 nm para determinar a concentração de TPF. Na Figura 21 é possível observar a liberação de formazan em testes prévios de amostras de solo coletadas próximo à margem do lago utilizado neste experimento, em profundidade aproximada de 5 cm.

Figura 21 – Rodada teste realizada previamente em amostra de solo.



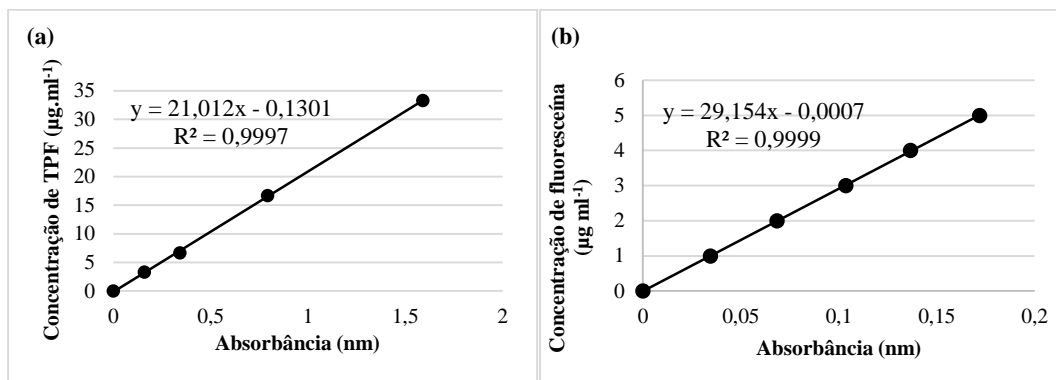
Legenda: Formação visível de formazan atribuído à coloração vermelha em amostras de solo durante análises de teste do método. Fonte: Autora (2020).

A concentração de TPF liberada nas amostras de meio filtrante foi calculada utilizando a curva de calibração produzida previamente com padrões de 0 a 33,3 $\mu\text{g ml}^{-1}$, sendo que a partir da absorbância (nm), os resultados foram expressos em termos de TPF $\mu\text{g ml}^{-1}$, além da equação do método que considera as amostras branco, volume de reagentes utilizados, massa da amostra e tempo de incubação, exprimindo o resultado na forma de atividade de desidrogenase em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de solo por hora.

Assim como na metodologia de FDA, os valores de concentração das amostras branco retornaram valores baixos, porém diferentes de zero, possivelmente devido à absorbância de fundo. Contudo, a metodologia prevê a subtração do valor do branco das amostras na equação do método. Assim, em pontos de exceção, em amostras completas em que a média de concentração de TPF liberado apresentou-se menor do que a média de concentração obtida nas amostras branco, considerou-se a concentração de TPF liberado na amostra igual a zero.

As curvas de calibração geradas através dos métodos de FDA e TTC são demonstradas na Figura 22. O coeficiente de correlação (R^2) se apresentou de acordo com o mínimo necessário para a efetividade de identificação das amostras (0,99).

Figura 22 – Curvas de calibração de TTC e FDA.



Legenda: (a) curva de calibração correspondente ao método TTC; (b) curva de calibração corresponde ao método FDA. Fonte: Autora (2020).

O limite de detecção (LD) do método, estabelecido pela ANVISA (2003) como a menor quantidade de analito que pode ser detectada, porém não necessariamente quantificada, correspondeu a $2,97E^{-5} \mu\text{g.ml}^{-1}$ para o TTC e $1,74E^{-1} \mu\text{g.ml}^{-1}$ para o FDA, a partir da análise dos resultados. As amostras que apresentaram valores de concentração média liberada de TPF menores que o limite de detecção do método, atribuiu-se o valor de zero.

Para os cálculos finais do método de TTC é necessário que a umidade da amostra seja conhecida. Assim, realizou-se a análise de umidade das amostras através da pesagem de 20 g de meio filtrante em cadinhos de porcelana, em triplicata, e utilização da mufla a 110°C por cerca de 20 horas. A determinação da umidade foi realizada através do cálculo da Equação 7. (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986).

$$h = \frac{M_1 - M_2}{M_2 - M_3} \cdot 100 \quad (7)$$

Onde h corresponde ao teor de umidade (%); M_1 exprime a massa da amostra úmida com o recipiente (g); M_2 corresponde à massa da amostra seca com o recipiente (g); e M_3 define a massa do recipiente (g) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986).

Após a pesagem das amostras secas, estas foram encaminhadas para a mufla, onde permaneceram a 500°C por 6 h. A Equação 8 define o cálculo realizado para a determinação do teor de matéria orgânica, traduzido como sendo a porcentagem perdida por ignição (ADAM; DUNCAN, 2001).

$$\text{Teor de M. O.} = \frac{M_1 - M_2}{M_1} \cdot 100 \quad (8)$$

O teor de matéria orgânica é expresso em porcentagem, onde M_1 corresponde à massa da amostra seca (g) e M_2 exprime a massa da amostra torrada (ADAM; DUNCAN, 2001).

Os resultados obtidos das amostras de meios filtrantes coletadas em profundidade e analisadas quanto ao teor de matéria orgânica, concentração de fluoresceína e concentração de desidrogenase, foram processadas estatisticamente através do *software Past 4.03*. Utilizou-se o método de algoritmo de grupo pareado (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean – UPGMA*), que corresponde ao cluster hierárquico aglomerativo simples, baseado na distância euclidiana de dissimilaridade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O experimento de filtração foi iniciado no dia 06 de fevereiro de 2020 e o monitoramento realizado diariamente, sendo finalizado no dia 11 de março de 2020 (totalizando 34 dias). Devido à entrada de uma maior carga orgânica no terceiro reservatório, o Filtro 9 não manteve sua operação até o final do experimento, além de apresentar colmatação irregular. Dessa forma, optou-se por não incluir nos resultados apresentados neste estudo. Assim, os aspectos decorrentes relacionados ao meio filtrante com diâmetro efetivo de 1,33 mm (areia grossa) foram abordados conforme dados em duplicata (n=2).

4.1 ASPECTOS HIDRÁULICOS DE COLMATAÇÃO

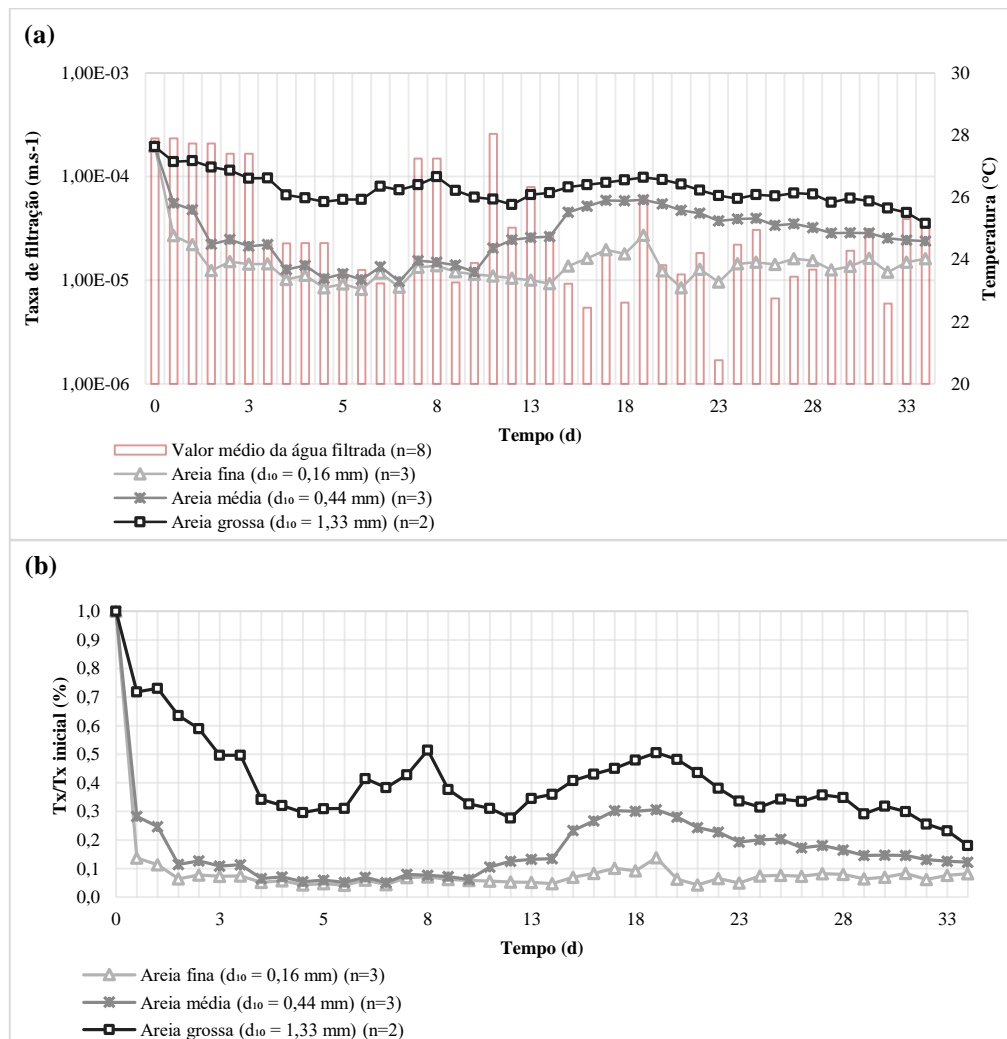
Os aspectos hidráulicos relacionados ao processo de colmatação e a conseqüente perda de carga no sistema se baseiam na taxa de filtração e na condutividade hidráulica (K), sendo a última ajustada para a viscosidade da água à temperatura de 10°C (K_{10}), a fim de reduzir os efeitos de temperatura sobre os resultados. Os dados apresentados foram processados com base no monitoramento diário das colunas de filtração, resultando em abordagens conforme o meio filtrante de areia fina (0,16 mm; n=3); areia média (0,44 mm; n=3) e areia grossa (1,33 mm; n=2).

4.1.1 Taxa de filtração

A taxa inicial de filtração foi fixada em $1,94E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, mensurada através de análise volumétrica de água filtrada e ajustes no sistema. Alem et al. (2013) apontam que, quando aplicada uma alta taxa de filtração, existe uma tendência de aumento das forças hidrodinâmicas, conferindo maior velocidade nas linhas de fluxo em direção ao meio poroso e o conseqüente carregamento de partículas. Da mesma forma, Soares (2015) afirma que o processo de colmatação ocorre de maneira mais acelerada em sistemas com alta taxa de filtração aplicada.

Em consonância com a tendência apontada pelos autores, o sistema apresentou aumento de colmatação e decréscimo de taxa de filtração logo nas primeiras horas de bombeamento, até atingir estabilidade, sendo que os meios filtrantes de granulometrias distintas proporcionaram resultados particulares, conforme pode ser observado na Figura 23.

Figura 23 – Monitoramento da taxa de filtração nas colunas de filtração.



Legenda: (a) variações da taxa de filtração em relação à temperatura da água filtrada; (b) variações da taxa de filtração em relação à inicial. Fonte: Autora (2020).

Os eventos de aumento de temperatura, conforme observado na Figura 23 (a), são capazes de propiciar condições favoráveis para a biodegradação dos compostos retidos no meio filtrante (ROMERO-ESQUIVEL, 2012; SCHOENHEINZ; GRISCHEK, 2011). De maneira relacionada, pequenos processos de descolmatação observados ao longo do experimento podem ser atribuídos às alterações de temperatura, tendo em vista que a degradação das frações orgânicas é capaz de aumentar a porosidade no sistema, causando por fim o aumento na taxa de filtração. Assim, observa-se que ocorreram processos maiores de descolmatação a partir do décimo dia do experimento, quando houve maiores períodos de precipitação e, consequentemente, maiores temperaturas.

A areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) sofreu um processo gradativo de colmatação de maneira mais lenta do que o restante. Ainda, apontou a menor perda de taxa de filtração, correspondendo a 0,7 log ($1,94E^{-4}$ a $3,51E^{-5}$ m.s⁻¹) ao final do experimento, apresentando taxa de filtração final de 18% em relação à inicial (Figura 23 [b]). Essas condições podem ser atribuídas tanto à homogeneidade do meio filtrante quanto à maior porosidade efetiva relativa ao tamanho e arranjo dos grãos na coluna. Dessa forma, a colmatação tende a ocorrer em maior profundidade e de maneira difusa, visto que os sólidos possuem maior mobilidade no espaço poroso. Em sedimentos uniformes e mal graduados, como apresentados neste experimento, Soares (2015) afirma que a alta taxa de filtração pode ocasionar uma maior colmatação em profundidade. De maneira geral, observa-se que a taxa de filtração tende a decrescer devido à acumulação de partículas no leito.

O maior espaço poroso na areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) indica maior resiliência quanto aos efeitos de alteração de temperatura, sendo que o acréscimo de porosidade por uma biodegradação potencial se torna menos substancial, havendo menor oscilação da taxa de filtração. Este comportamento não é evidenciado nos dados da areia média ($d_{10} = 0,44$ mm), que sofreu um processo maior de descolmatação a partir do décimo dia do experimento de filtração, quando a temperatura aumentou. A partir do décimo nono dia de experimento, observa-se um decréscimo na taxa de filtração que pode indicar a retomada de colmatação devido ao declínio da temperatura e potencial biodegradação. A taxa de filtração final corresponde a um decréscimo de 0,9 log em relação à inicial ($1,94E^{-4}$ a $2,38E^{-5}$ m.s⁻¹), correspondente a 12% da taxa de filtração inicial.

Quanto ao meio filtrante composto pela areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm), o processo de descolmatação tornou-se pontual a partir do décimo quarto dia de experimento, onde observou-se o aumento da temperatura da água filtrada nos dias prévios, que pode ter acelerado a degradação de compostos orgânicos retidos no meio filtrante. Após esse pico, ocorreu a retomada do processo de colmatação e oscilações contínuas ao longo do experimento. A menor porosidade efetiva do leito filtrante retornou em um decréscimo de 1,1 log de taxa de filtração durante o experimento ($1,94E^{-4}$ a $1,61E^{-5}$ m.s⁻¹), correspondente a 8% da taxa de filtração inicial, exprimindo o processo de colmatação e a consequente redução do volume de água filtrada.

A menor taxa de filtração atribuída à granulometria fina também é identificada em outras pesquisas. Soares (2015) afirma que, do ponto de vista do volume de água filtrada produzida, esta configuração corresponde à condição menos favorável de tratamento. Contudo, o autor também aponta que a granulometria grossa apresenta a desvantagem de colmatação em

profundidade devido ao maior espaço intersticial entre os grãos. Condições de colmatação profunda muitas vezes não podem ser revertidas, tornando-se uma questão desfavorável a longo prazo.

Alem et al. (2013) apontam que a partir do aumento da taxa de filtração, passa a existir maior avanço das partículas no leito filtrante, sendo causada pelo aumento da velocidade de escoamento nos poros. Ainda, maior velocidade de fluxo ocasiona aumento das forças hidrodinâmicas, o que diminui a probabilidade de deposição das partículas, e conseqüentemente proporciona o arraste das mesmas.

Em um sistema de filtração em margem, a aplicação de maiores taxas de filtração se tornaria uma opção menos sustentável do ponto de vista de bombeamento por longos períodos. Neste cenário, as margens colmatariam de maneira mais acelerada e os processos naturais de descolmatação, como o revolvimento dos sedimentos através de processos naturais, não seriam suficientes para garantir a estabilidade do poço de produção.

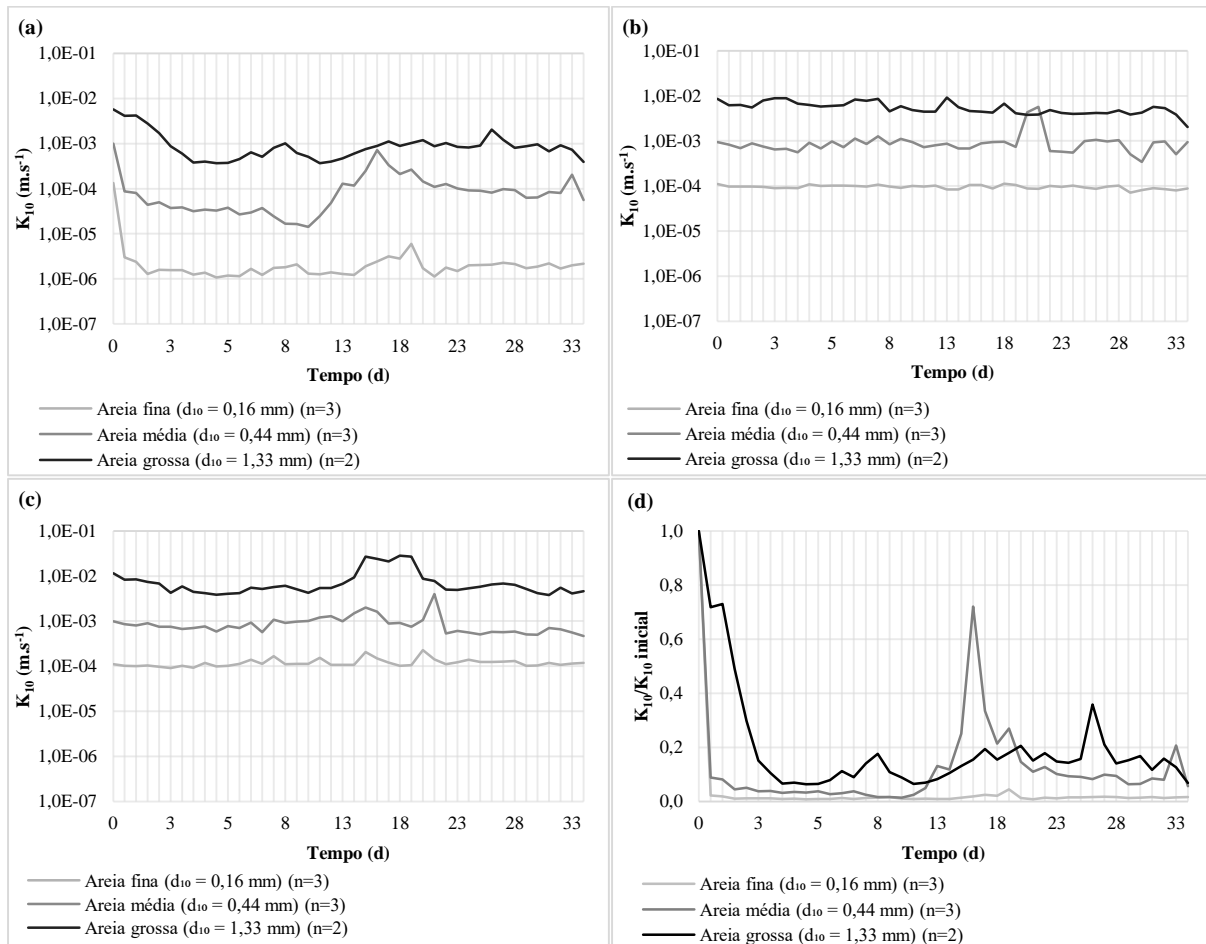
Considerando a relação inversa existente entre a taxa de filtração e o processo colmatativo (SOARES, 2015), aponta-se que a retenção de partículas no sistema poderia ter sido maior em condições de menor taxa de filtração. Nesse cenário, a colmatação ocorreria de forma mais superficial (colmatação externa), visto que o arraste em profundidade (colmatação interna) e possível transpasse de partículas no meio filtrante aconteceriam de maneira menos intensa (ALEM et al., 2013).

4.1.2 Condutividade hidráulica

O monitoramento da vazão de água filtrada e a perda de carga através dos piezômetros instalados ao longo da coluna permitiram o cálculo de condutividade hidráulica (K_{10}) e, conseqüentemente, uma melhor análise do processo colmatativo conforme cada camada de meio filtrante. A primeira camada corresponde à profundidade de 0 a 5 cm; a segunda camada abrange a profundidade de 5 a 20 cm e, por fim, a terceira camada representa a profundidade de 20 a 30 cm de leito filtrante.

As características de baixa graduação e alta homogeneidade dos meios filtrantes permitem a extensão do processo de colmatação em profundidade (SOARES, 2015). Nesse sentido, a Figura 24 apresenta a condutividade hidráulica e a sua conseqüente redução devido ao avanço do processo colmatativo na primeira camada (a), segunda camada (b) e terceira camada (c), além da diferença de K_{10} final em relação ao K_{10} inicial na primeira camada (d).

Figura 24 – Monitoramento de condutividade hidráulica nas profundidades de 0 a 5 cm (a), 5 a 20 cm (b) e 20 a 30 cm (c).



Legenda: (a) camada de 0 a 5 cm; (b) camada de 5 a 20 cm; (c) camada de 20 a 30 cm; (d) relação de condutividade hidráulica na profundidade de 0 a 5 cm. Fonte: Autora (2020).

Primeiramente, avaliando-se em um cenário geral e conforme a Figura 24 (a) e (d), a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) parte de uma menor condutividade hidráulica inicial na primeira camada ($1,32E^{-4}$ m.s $^{-1}$), estabelecendo uma diferença de aproximadamente 0,9 log da areia média ($9,89E^{-4}$ m.s $^{-1}$, $d_{10} = 0,44$ mm) e 1,6 log da areia grossa ($5,74E^{-3}$ m.s $^{-1}$, $d_{10} = 1,33$ mm). Considerando a diferença de condutividade hidráulica inicial e final, pode-se afirmar que a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) apresentou maior colmatação na primeira camada após redução de 1,8 log (6% em relação ao K_{10} inicial), seguida pela areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) e grossa ($d_{10} = 1,33$ mm), onde ambas apresentaram redução de 1,2 log (6% e 7% em relação ao K_{10} inicial, respectivamente).

Na camada intermediária (Figura 24 [b]), entre 5 e 20 cm, a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) apresentou a menor condutividade hidráulica inicial ($1,11E^{-4}$ m.s $^{-1}$), havendo 0,9 log de

diferença da areia média ($9,37E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, $d_{10} = 0,44 \text{ mm}$) e 1,9 log da areia grossa ($8,62E^{-3} \text{ m.s}^{-1}$, $d_{10} = 1,33 \text{ mm}$). A colmatação da areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) se manteve linear, encerrando o experimento com uma diferença de condutividade hidráulica de 1 log em relação à areia média ($9,41E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ a $8,84E^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, respectivamente, $d_{10} = 0,44 \text{ mm}$) e 1,4 log em relação à areia grossa ($2,03E^{-3} \text{ m.s}^{-1}$, $d_{10} = 1,33 \text{ mm}$). A diferença se manteve menor que a inicial devido à redução de condutividade hidráulica nas colunas de areia grossa ($d_{10} = 1,33 \text{ mm}$).

Ainda em relação à Figura 24 [b], o aumento da colmatação da areia grossa ($d_{10} = 1,33 \text{ mm}$) ao longo do experimento e a oscilação devido ao processo de descolmatação da areia média ($d_{10} = 0,44 \text{ mm}$) propiciaram a aproximação da condutividade hidráulica final das colunas. Quando considerada a condutividade hidráulica inicial e final, registra-se queda de apenas 0,02 log na areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$), leve incremento na areia média ($d_{10} = 0,44 \text{ mm}$) e queda de 0,6 log na areia grossa ($d_{10} = 1,33 \text{ mm}$), sendo a areia que mais sofreu colmatação na camada, indicando possível colmatação em profundidade.

Na última camada (Figura 24 [c]), com profundidade de 20 a 30 cm, novamente a areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) apresentou a menor condutividade hidráulica inicial ($1,12E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$), seguida pela areia média ($9,89E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, diferença de 0,9 log, $d_{10} = 0,44 \text{ mm}$) e grossa ($1,15E^{-2} \text{ m.s}^{-1}$, diferença de 2 log, $d_{10} = 1,33 \text{ mm}$). A areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) finalizou o experimento com uma condutividade hidráulica muito próxima da inicial (correspondente a $1,19E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$). A areia média ($d_{10} = 0,44 \text{ mm}$) sofreu uma redução de condutividade hidráulica de 0,3 log ao final do experimento ($4,64E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$), enquanto a areia grossa ($d_{10} = 1,33 \text{ mm}$) correspondeu a uma redução de 0,4 log ($4,61E^{-3} \text{ m.s}^{-1}$).

Agora, conforme uma interpretação individual de cada meio filtrante, a areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) apresentou decréscimo substancial de condutividade hidráulica na ordem de 1,6 log nos primeiros 5 cm de leito filtrante logo no primeiro dia de experimento, mantendo apenas 2% do valor de K_{10} inicial, indicando um processo de colmatação acelerado devido ao menor espaço entre os grãos no leito poroso (Figura 24 [a] e [d]). Considera-se um decréscimo no primeiro dia de experimento muito maior se comparado com a areia média (1 log, mantendo 9% do K_{10} inicial) e a areia grossa (0,1 log, mantendo 72% do K_{10} inicial).

No final do experimento de filtração, houve uma redução de K_{10} nos primeiros 5 cm de leito filtrante da areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) na ordem de 1,8 log ($1,32E^{-4}$ a $2,17E^{-6} \text{ m.s}^{-1}$), exprimindo apenas 2% de condutividade hidráulica em relação à inicial (Figura 24 [a] e [d]). O processo de colmatação externa ocorreu de forma substancial pela interceptação dos sólidos maiores ainda nos primeiros centímetros do leito filtrante, conforme as observações hidráulicas.

Ainda em relação a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm), nas camadas mais profundas houve pouca alteração de condutividade hidráulica (Figura 24 [b] e [c]). A partir de 5 cm e até 30 cm de profundidade existe maior condutividade hidráulica e de maneira muito semelhante entre a segunda e terceira camada. A profundidade de 5 a 20 cm obteve uma redução de apenas 0,02 log ao final do experimento ($1,11E^{-4}$ a $8,84E^{-5}$ m.s⁻¹). A partir de 5 cm de profundidade, não é observada retenção de partículas do ponto de vista hidráulico. É possível afirmar que, hidráulicamente, as camadas inferiores não atuaram de maneira substancial na coleta de partículas finas que foram transportadas além dos primeiros 5 cm, sendo necessárias observações complementares.

De maneira muito semelhante ao observado nesta pesquisa, estudos conduzidos por Soares (2005) utilizando areia fina e homogênea ($d_{10} = 0,3$ mm) sob condições de alta taxa de filtração ($2,0E^{-4}$ a $2,2E^{-4}$ m.s⁻¹), além de variação de turbidez da água bruta (300 e 900 NTU), demonstraram perda gradativa de condutividade hidráulica nos primeiros 10 cm do leito filtrante (1,6 e 1,8 log, respectivamente) em 12 horas. Contudo, na profundidade de 10 a 50 cm não foram identificadas reduções significativas de condutividade hidráulica.

Ao longo deste experimento, as atividades de descolmatação causaram a oscilação da condutividade hidráulica na areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) de maneira mais intensa, aproximando-se do comportamento hidráulico da areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) em diversos momentos (Figura 24 [a], [b] e [c]).

Assim, a relativa estabilidade observada na condutividade hidráulica da areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) não se apresenta na areia média ($d_{10} = 0,44$ mm). Houve maiores alterações ao longo do monitoramento causadas pela colmatação irregular do Filtro 8 ocasionada pela entrada de sólidos maiores no reservatório em um período de precipitação intensa (18º dia), sendo que, juntamente com o aumento de temperatura (19º dia), é possível que tenham ocorrido processos maiores de biodegradação e, conseqüentemente, aumento de porosidade e descolmatação. Contudo, houve tendência de retorno ao processo colmatativo devido à alta taxa de filtração aplicada.

De maneira semelhante às colunas de outros meios filtrantes, os primeiros centímetros da areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) detiveram a maior redução de condutividade hidráulica devido à maior retenção de partículas na camada. Houve redução de K_{10} nos primeiros 5 cm na ordem de 1,2 log ao final do experimento de filtração ($9,89E^{-4}$ a $5,61E^{-5}$ m.s⁻¹), sendo 6% de redução em relação ao K_{10} inicial. A condutividade hidráulica da segunda e terceira camada se mantiveram oscilantes.

A areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) apresentou maior colmatação nos primeiros 5 cm de meio filtrante, resultando na mesma perda de condutividade hidráulica na camada sofrida pela areia média, exprimindo redução de $1,2 \log (9,89E^{-4} \text{ a } 5,61E^{-5} \text{ m.s}^{-1})$ correspondente a 7% do K_{10} inicial. Porém, diferente das outras areias, o processo ocorreu de forma lenta, conforme indica a Figura 24 (a) e (d). Na primeira camada, a areia grossa apresentou a maior condutividade hidráulica final ($3,91E^{-4} \text{ m.s}^{-1}$), determinando uma diferença de aproximadamente $0,8 \log$ da areia média ($5,61E^{-5} \text{ m.s}^{-1}$) e $1,6 \log$ da areia fina ($2,17E^{-6} \text{ m.s}^{-1}$).

Assim como observado na areia média ($d_{10} = 0,44$ mm), a colmatação na areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) se mostrou oscilante a partir de 5 cm de profundidade, havendo pouca redução de condutividade hidráulica. Ao final do experimento, a profundidade de 5 a 20 cm apresentou redução de $0,6 \log (8,62E^{-3} \text{ a } 2,03E^{-3} \text{ m.s}^{-1})$, enquanto a redução nos últimos 10 cm ocorreu na ordem de $0,4 \log (1,15E^{-2} \text{ a } 4,61E^{-3} \text{ m.s}^{-1})$.

Dentre as três granulometrias de meio filtrante, a areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) apresentou a maior redução de condutividade hidráulica em profundidade. Este aspecto é abordado por Soares (2015), o qual indica que uma alta taxa de filtração aplicada em meios filtrantes homogêneos e mal graduados podem ocasionar a colmatação em profundidade. Ainda conforme o autor, o maior espaço intersticial encontrado entre grãos de maior granulometria também auxilia nesse processo.

Além da colmatação externa observada, houve maior distribuição das partículas nos poros internos do leito poroso. Assim, a maior porosidade efetiva pode permitir transporte de partículas em profundidade, o que também pode sequenciar na atuação das partículas interceptadas pelos grãos de areia na retenção de outras partículas livres.

Essa dinâmica das partículas no meio poroso é abordada por Amirtharajah (1988), Dalsasso (2005) e Pizzolatti (2010). Os autores indicam que os grãos de areia realizam a interceptação das partículas de forma que estas também passam a participar de forma ativa na coleta de partículas livres, tornando-se composições coletoras de maior abrangência e atuando juntamente com o grão de areia, ocasionando a colmatação lenta. Contudo, o aumento de velocidade de fluxo nos poros e a diferença de pressão nas superfícies ocasionados pelo menor espaço livre, são capazes de causar o desprendimento do sólido e o carreamento até o próximo local de impacto e coleta.

Em relação à oscilação de condutividade hidráulica observada, principalmente na areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) e grossa ($d_{10} = 1,33$ mm), onde se observou maior colmatação interna, é possível que exista influência da dinâmica de captura e desprendimento de partículas no meio

filtrante, conforme descrito. De maneira complementar, também pode ter havido influência da temperatura como uma forma de aceleração de processos de biodegradação (ROMERO-ESQUIVEL, 2012; SCHOENHEINZ; GRISCHEK, 2011) e consequente aumento eventual de porosidade nos sistemas.

O comportamento hidráulico da areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) e grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) também se assemelha aos resultados encontrados por Soares (2015) para areia grossa de $d_{10} = 0,99$ mm. Em um arranjo de colunas havendo taxa de filtração de $1,4E^{-4}$ a $1,6E^{-4}$ $m.s^{-1}$ e turbidez aplicada de 300 NTU, os primeiros 10 cm do leito filtrante apontaram uma redução de condutividade hidráulica de 0,8 log, enquanto a 900 NTU a redução correspondeu a 1,4 log. O autor aponta que a granulometria e homogeneidade do meio filtrante permitiram a colmatação em profundidade, havendo uma redução de condutividade hidráulica na camada de 10 a 50 cm gradativa conforme o aumento de turbidez (300 a 900 NTU).

Neste estudo, considerando que nos primeiros 5 centímetros do leito filtrante houve a maior redução de condutividade hidráulica na areia fina (1,8 log; 2%; $d_{10} = 0,16$ mm), média (1,2 log; 6%; $d_{10} = 0,44$ mm) e grossa (1,2; 7%; $d_{10} = 1,33$ mm), a camada se mostra a mais atuante no processo de interceptação e deposição de partículas em meios filtrantes homogêneos e pouco graduados. A areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm) se destaca quanto a colmatação total registrada nos 30 cm de meio filtrante, sugerindo uma queda de condutividade hidráulica acumulada de 2,2 log em toda a coluna, seguida pela areia fina (1,82 log; $d_{10} = 0,16$ mm) e média (1,5 log; $d_{10} = 0,44$ mm). Dessa forma, do ponto de vista hidráulico, a areia de maior granulometria se mostrou mais atuante na retenção de partículas em profundidade em relação às areias de menores granulometrias. Porém, conforme o observado, quanto menor a granulometria do meio filtrante, maior a ação de interceptação das partículas logo nos primeiros centímetros no leito poroso.

Em estudos apresentados por Soares e Pizzolatti (2020) utilizando areia fina ($d_{10} = 0,19$ mm), homogênea e de baixa graduação, a uma taxa de $2,0E^{-5}$ $m.s^{-1}$, houve redução de condutividade hidráulica total nas colunas de 50 cm na ordem de 1,2 log após 14 dias de experimento. Com areia grossa ($d_{10} = 0,96$ mm), homogênea e de baixa graduação, a redução de condutividade hidráulica correspondeu a aproximadamente 0,9 log após 23 dias de monitoramento.

Os autores apontam a maior capacidade de retenção específica atribuída a grãos de formato angular, como a areia, além de menores granulometrias, sendo estas características responsáveis pela maior colmatação externa. Essa questão também é observada neste estudo.

Em um cenário de filtração em margem, estas condições poderiam ocasionar menor produção específica dos poços de produção e diminuição da sustentabilidade do sistema a longo prazo.

Assim como observado neste estudo, Baveye et al. (1998) apontam que grãos maiores geralmente expressam maiores valores de condutividade hidráulica em meios saturados, enquanto o oposto ocorre com grãos finos. De maneira complementar, diversos autores corroboram com o fato de que, em meios filtrantes nos quais existe semelhança nas características físicas do grão, as quais podem ser definidas como homogeneidade e pouca graduação, ocorre o transporte de partículas finas em maior profundidade (ALEM et al., 2013; SOARES, 2015; SOARES; PIZZOLATTI, 2020).

Ainda, se considerado o fator da maior taxa de filtração aplicada neste estudo, existe a relação estabelecida por Alem et al. (2013) no que diz respeito ao aumento da velocidade de fluxo e, conseqüentemente, aumento das forças hidrodinâmicas, incluindo a força de arraste. Esse processo resulta em menor probabilidade de deposição de partículas no meio filtrante, principalmente a deposição em pequenos espaços porosos.

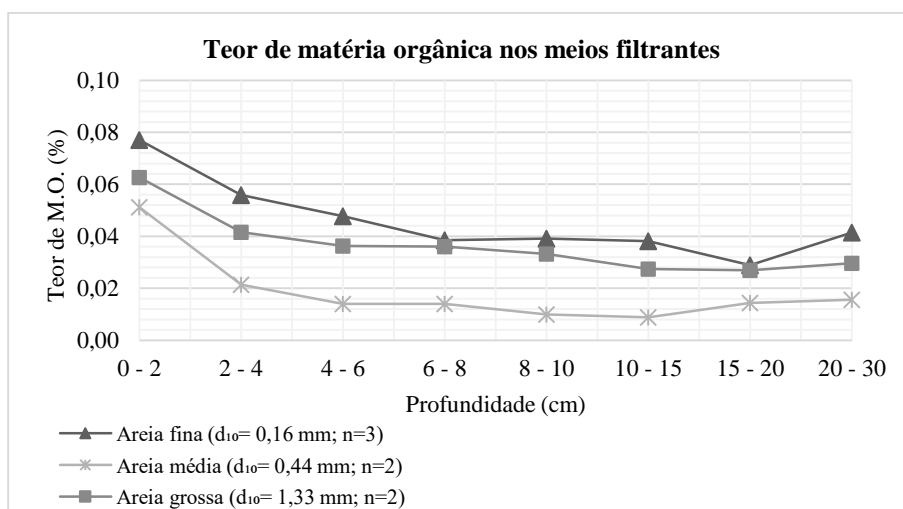
4.2 ANÁLISE DE COLMATAÇÃO BIOLÓGICA DOS MEIOS FILTRANTES

Os aspectos biológicos relacionados ao processo de colmatação foram aferidos com base nos resultados obtidos nas análises dos meios filtrantes após o final do experimento de filtração. Realizaram-se análises de matéria orgânica e atividade enzimática por esterases e desidrogenase. Nesta etapa optou-se por utilizar os filtros que apresentaram a colmatação mais regular, ou seja, os que sofreram menor oscilação de vazão e perda de carga atribuída a eventos excepcionais, excluindo-se assim os filtros 8 e 9 dos resultados apresentados. Dessa forma, os dados elencados foram processados abordando a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm; $n=3$), média ($d_{10}= 0,44$ mm; $n=2$) e grossa ($d_{10}= 1,33$ mm; $n=2$).

4.2.1 Teor de matéria orgânica

As análises do teor de matéria orgânica pelo método de perda por ignição indicaram variação das frações orgânicas em profundidade e conforme cada areia, como exposto na Figura 25. Os primeiros 2 cm de meio filtrante corresponderam a camada com maior concentração de matéria orgânica em todas as colunas, relacionando-se diretamente com a maior retenção de partículas orgânicas e formação de biofilme.

Figura 25 – Distribuição do teor de material orgânico em profundidade.



Fonte: Autora (2020).

Conforme o aumento da profundidade, as colunas apresentaram um decréscimo da presença de frações orgânica, com exceção da última camada. Considerando as três granulometrias de meios filtrantes, houve pouca variação de presença orgânica nas camadas. Perujo et al. (2019) indicam que a homogeneidade do meio filtrante favorece o transporte da biomassa em profundidade, causando a colmatação biológica difusa (colmatação interna). A distribuição das partículas orgânicas nas camadas também pode ser influenciada pela maior taxa de filtração do sistema. Observa-se essa condição ocasiona o aumento das forças hidrodinâmicas e a intensificação do transporte de partículas em profundidade (ALEM et al., 2013).

Ainda, conforme a Figura 25, o aumento de colmatação biológica na última camada também foi observado por Perujo et al. (2019) em um sistema de areia fina (0,075-0,25 mm), o qual atribui à formação de biomassa densa na primeira camada, porém ausência de poros livres. Assim, devido às forças hidrodinâmicas, partículas maiores se desprendem e são carreadas em profundidade. Enquanto novos poros livres são preenchidos, as partículas carreadas tendem a se acumular novamente em camadas mais profundas, sendo que a dinâmica favorece a colmatação em profundidade.

A areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) apresentou a maior porcentagem de material orgânico em todas as camadas, seguida pela areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) e areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), respectivamente (Figura 25). A maior retenção de partículas orgânicas na areia fina (0,37% acumulado, $d_{10}= 0,16$ mm) pode ser atribuída ao menor espaço intersticial entre os grãos do leito. Soares (2015), Boulton et al. (1998) e Baveye et al. (1998) apontam que a formação de biofilmes ocorre de maneira mais intensa em partículas menores devido à maior área de contato do grão, o que estabelece uma relação inversa entre o tamanho médio das partículas do sedimento e a abundância de bactérias. Conforme a porosidade e a velocidade de fluxo de água, os grãos menores realizam a coleta de partículas finas de matéria orgânica, sendo geralmente associados a maior retenção de matéria orgânica.

A areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) totalizou 0,29% de presença de matéria orgânica acumulada no meio filtrante, seguida pela areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), detendo 0,15% de presença. A diferença de porosidade entre os dois grãos é possivelmente o fator influenciador nos valores registrados, uma vez que a areia grossa possui maior espaço intersticial entre os grãos se comparada com a areia média, havendo maior espaço para o acúmulo de partículas.

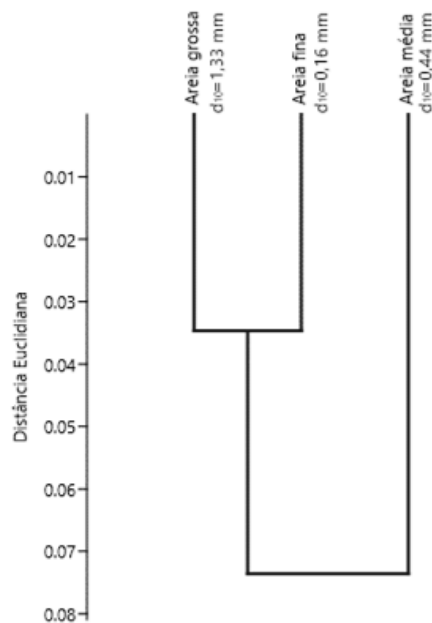
Nos estudos de Perujo et al. (2019), tanto a areia fina (0,075-0,25 mm) quanto a areia grossa (0,9-1,2 mm) demonstram a habilidade de promover a formação de biofilmes densos na camada superior, ocorrendo de maneira mais lenta na areia grossa. O autor aponta que maiores

velocidades de fluxo formam biofilmes finos, porém mais densos e resistentes, sendo que, quando a camada superior atinge um estado de maturação e estabilidade, passa a ocorrer o desprendimento e transporte em profundidade. O balanço existente entre o desprendimento e o crescimento de biomassa é um dos fatores que culmina no cenário de estabilidade, sendo que os autores indicam que a biomassa pode atingir no mínimo, 40 cm de profundidade, em ambos os arranjos de areia utilizados.

Ostvar et al. (2018) e Zhou et al. (2020) reafirmam que o crescimento do biofilme é limitado às tensões de cisalhamento ocasionado pelo maior fluxo de água no leito poroso. Nesse cenário, os autores apontam maior redução da porosidade e, conseqüentemente, da condutividade hidráulica, além de maior transporte de oxigênio dissolvido e nutrientes, o que deixa de ser um fator limitante para o crescimento biológico. Assim, de maneira geral, o desenvolvimento da biomassa ocorre de forma constante até que as forças hidrodinâmicas causem o desprendimento e carreamento das frações formadas.

De maneira relacionada às diferenças observadas, a análise estatística do teor de matéria orgânica em profundidade conforme cada um dos meios filtrantes elencados indicou dois clusters distintos, conforme evidencia a Figura 26.

Figura 26 – Análise estatística de cluster hierárquico em relação ao teor de matéria orgânica em profundidade.



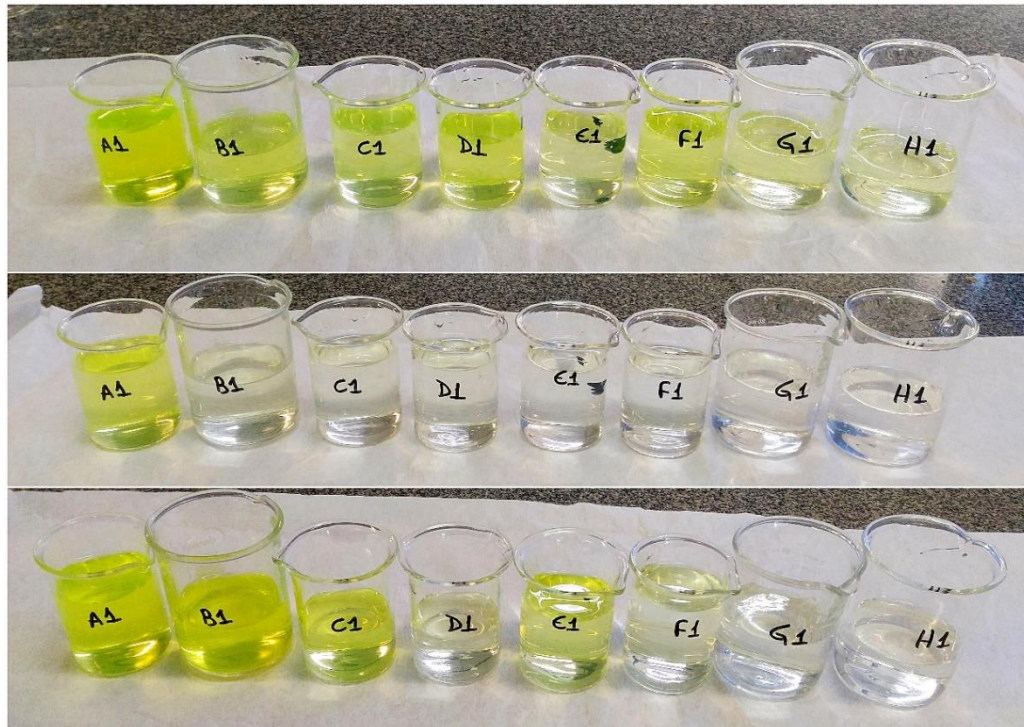
Do ponto de vista estatístico, a areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) e a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) não diferiram entre si quanto ao teor de matéria orgânica observado, sendo que pertencem a um mesmo cluster. A areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), por sua vez, difere do restante, havendo uma maior distância euclidiana de dissimilaridade entre os dois clusters. O resultado evidencia o maior desempenho em retenção de frações orgânicas observado nas colunas de areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) e areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm), em detrimento dos resultados da areia média ($d_{10}= 0,44$ mm).

4.2.2 Avaliação da colmatção biológica pela atividade enzimática através do uso de Diacetato de Fluoresceína (FDA)

O processo de hidrólise do substrato Diacetato de Fluoresceína (FDA) através de diversas enzimas é capaz de evidenciar a existência de atividade microbiológica presente no leito filtrante (Item 0). Uma vez que a colmatção biológica é atribuída a existência de partículas orgânicas e células atuantes na sua decomposição, a evidência de atividade microbiana torna-se um indicador do processo de colmatção biológica.

Conforme os resultados oriundos da análise do meio filtrante, a atividade enzimática de degradação do FDA ocorreu de maneira distinta em cada meio filtrante utilizado (Figura 27).

Figura 27 – Análise visual da colmatção biológica através da produção visível de fluoresceína após a degradação de FDA pelas enzimas esterases.



Legenda: de cima para baixo, areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm), fina ($d_{10}= 0,16$ mm) e média ($d_{10}= 0,44$ mm). As letras correspondem a cada camada analisada, da mais superficial (A) até a mais profunda (H). As amostras correspondem à média das triplicatas realizadas para cada camada. O registro foi realizado após as análises, antes do descarte. Fonte: Autora (2020).

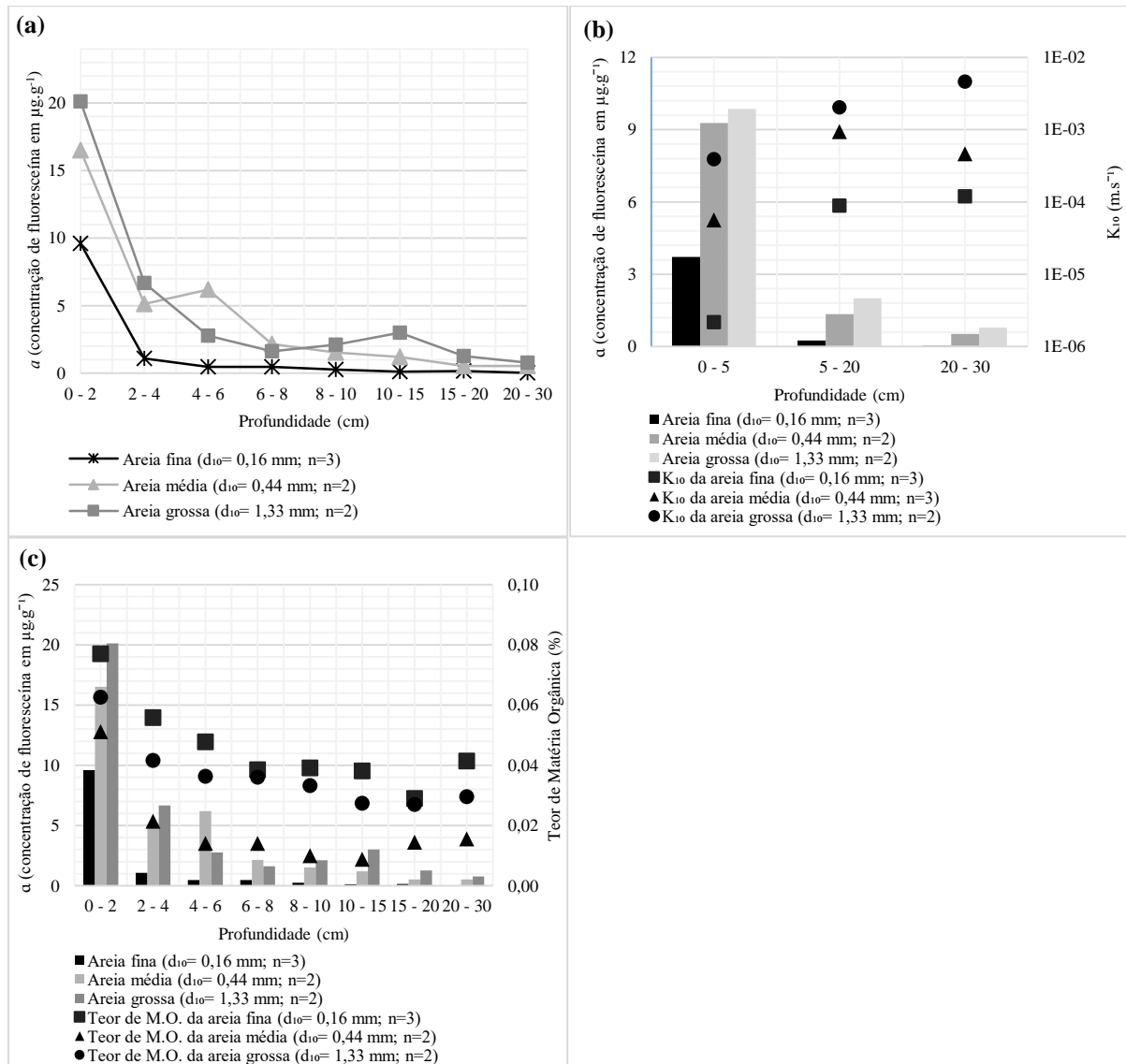
De maneira complementar, conforme o gráfico da Figura 28 (a), é possível afirmar que os primeiros centímetros correspondem às camadas de maior liberação de fluoresceína devido à hidrólise do substrato, ou seja, maior atividade microbiológica devido ao maior acúmulo de partículas na camada. A maior densidade da camada atribuída à formação de biofilme corrobora com a maior perda de condutividade hidráulica observada nos primeiros 5 cm do leito filtrante das colunas (Figura 28 [b]), além da maior concentração de matéria orgânica registrada previamente (Figura 28 [c]), estabelecendo a maior retenção de frações orgânicas na primeira camada.

O teor de matéria orgânica e a presença de atividade enzimática se apresentam como aspectos influenciadores na perda de condutividade hidráulica devido à diminuição da porosidade nos sistemas, sendo atribuída à colmatção biológica (BAVEYE et al., 1998; PAVELIC et al., 2007; RINCK-PFEIFFER et al., 2000).

Contudo, não se observa relação proporcional entre o teor de matéria orgânica em profundidade e a fluoresceína liberada, considerando o maior teor de matéria orgânica presente

(Figura 28 [c]). Esse aspecto pode indicar que existam outros fatores limitantes para que ocorra a atividade enzimática, como necessidade de maior transporte de biomassa e oxigênio dissolvido ao longo do meio poroso.

Figura 28 – Colmatação biológica conforme a atividade enzimática em profundidade de acordo com a concentração de fluoresceína, condutividade hidráulica e teor de matéria orgânica.



Legenda: (a) concentração de fluoresceína liberada em profundidade; (b) concentração de fluoresceína liberada em profundidade em relação aos valores médios de K₁₀; (c) concentração de fluoresceína liberada em profundidade em relação ao teor de matéria orgânica. Fonte: Autora (2020).

O processo de degradação microbiológica se revelou mais intenso nos primeiros 2 centímetros do meio filtrante e decaiu gradativamente conforme o aumento de profundidade. Observa-se que no fundo e nas margens dos rios, também chamada de zona hiporréica, o habitat intersticial da primeira camada do leito de sedimentos geralmente apresenta maior concentração

de nutrientes, estoque de matéria orgânica e maior abundância de bactérias que processam o carbono orgânico dissolvido (COD) (MARMONIER et al., 1995; VALETT et al., 1990; VERVIER et al., 1993).

As pequenas oscilações observadas na camada de 4 a 6 cm da areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) e na camada de 10 a 15 cm da areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm), podem indicar uma distribuição irregular de colmatação biológica do meio filtrante. Isso provavelmente se deve ao fato de que a distribuição de partículas orgânicas, sejam elas microrganismos ou substratos, também são influenciadas pelas forças hidrodinâmicas e podem ser transportadas no leito poroso (PERUJO et al., 2019).

A areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) apresentou a maior atividade enzimática na faixa de 0 a 2 cm e de 2 a 4 cm de meio filtrante, correspondente a formação de $20,12 \mu\text{g.g}^{-1}$ e $6,67 \mu\text{g.g}^{-1}$ de fluoresceína, respectivamente. Esta foi seguida pela areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), apresentando $16,51 \mu\text{g.g}^{-1}$ na primeira camada e $5,14 \mu\text{g.g}^{-1}$ na segunda camada. Por fim, a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) apresentou uma liberação de $9,60 \mu\text{g.g}^{-1}$ e $1,08 \mu\text{g.g}^{-1}$ de fluoresceína, respectivamente.

Houve ausência de atividade enzimática na areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) em profundidade a partir de 8 cm. A areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) obteve uma concentração de fluoresceína liberada na última camada correspondente a $0,53 \mu\text{g.g}^{-1}$, sendo que a areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) obteve a maior atividade enzimática registrada na camada, correspondente a $0,78 \mu\text{g.g}^{-1}$ de fluoresceína liberada.

A areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) e grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) apresentaram maiores concentrações de fluoresceína liberada em cada uma das camadas. Se consideradas as concentrações acumuladas em toda a coluna, a areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) se destaca com $38,37 \mu\text{g.g}^{-1}$ de fluoresceína liberada, correspondente a areia de maior atividade microbiológica em profundidade. Esta é seguida pela areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), detendo uma concentração acumulada de $33,77 \mu\text{g.g}^{-1}$ de fluoresceína. A areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm), por fim, deteve uma concentração acumulada de fluoresceína correspondente a $12,19 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Marmonier et al. (1995) apontam que a infiltração da água com presença de carbono é uma fonte de energia metabolizável e determina a distribuição vertical de organismos e sistemas subsuperficiais. Nesse sentido, em meios filtrantes homogêneos e com maior condutividade hidráulica, espera-se que exista maior distribuição vertical de células e, portanto, maior atividade enzimática. Esse cenário é observado na areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) e média ($d_{10}= 0,44$ mm), em detrimento da areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm). Ainda, o fluxo de oxigênio e materiais orgânicos particulados são capazes de estruturar a distribuição espacial dos organismos nos

poros, possibilitando a formação de concentrações de microrganismos (BOULTON et al., 2010; MARMONIER et al., 1995).

Através da análise enzimática de sedimentos da zona hiporréica do Rio Rhône (França), utilizado para a filtração em margem, coletados na profundidade de 20, 50 e 100 cm, Marmonier et al. (1995) identificaram concentrações aproximadas na ordem de 150, 40 e 10 $\mu\text{mol FDA.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$, respectivamente. Na encosta do rio, o decréscimo correspondeu a aproximadamente 150, 30 e 10 $\text{FDA.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$, respectivamente. Na margem, por sua vez, as concentrações aproximadas resultaram em 20, 5 e 10 $\mu\text{mol FDA.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Os autores atribuem a variação de atividade enzimática às frações orgânicas na forma de carbono orgânico dissolvido (COD). Assim como os resultados observados no presente estudo, os primeiros centímetros também corresponderam à maior retenção de frações orgânicas, culminando em maior atividade enzimática.

A relação entre frações orgânicas e atividade enzimática também se encontra presente nos estudos de Gumprecht et al. (1995), em análise de diferentes pontos da zona costeira da Namíbia (África). Na estação de coleta mais próxima da costa, identificou-se maior atividade enzimática nos primeiros 10 cm de sedimento do que no restante da camada (10 m), detendo concentração máxima resultante de 53 $\text{nmol FDA.ml}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Os autores estabelecem que nessa estação havia maior concentração de substâncias orgânicas disponíveis para degradação microbiológica.

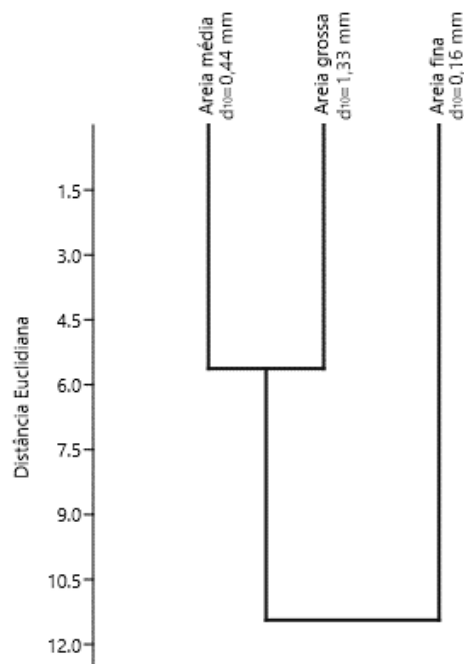
Ainda no que se relaciona às condições de maior concentração de fluoresceína nos primeiros centímetros, além de diminuição de concentração em profundidade, conforme observado neste estudo, Costa et al. (2007) também apontam conclusões relacionadas. Em avaliações de sedimentos de duas margens distintas do Estuário de Tagus (Portugal), nas cidades de Corroios e Alcochete, os autores relatam que os resultados de hidrólise de FDA se mostraram maiores nas primeiras camadas em ambos os locais coletados, diminuindo em profundidade (0-2 cm em contraste a 8-10 cm). As amostras coletadas em na cidade de Corroios obtiveram maior atividade enzimática (300–500 $\mu\text{g.g}^{-1}.\text{d.wt.h}^{-1}$), diferente de Alcochete (12–80 $\mu\text{g.g}^{-1}.\text{d.wt.h}^{-1}$), outra cidade de Portugal. Os autores estabelecem que Alcochete possui sedimentos arenosos e argilosos, além de baixa concentração de carbono orgânico. Corroios, por sua vez, apresenta sedimentos argilosos e alta concentração de carbono orgânico.

Apesar das questões levantadas pelos autores, a variação da natureza dos sedimentos entre areia, silte e argila não parece interferir na atividade enzimática diretamente. O que se demonstra é a variação pela maior concentração de frações orgânicas retida nos sedimentos, sendo que a retenção é influenciada pela granulometria, forma e distribuição do grão, densidade, dentre outros fatores.

Nesse sentido, em análises de amostras de solo arenoso coletadas em campos agricultáveis de Iowa e Michigan (EUA), por Taylor et al. (2002), também demonstraram redução de hidrólise de FDA em profundidade (0 a 4,2 m). Em amostras argilosas, a atividade enzimática se mostrou menor do que em amostras arenosas. E, neste estudo, os autores estabelecem uma forte correlação positiva entre abundância de bactérias e atividade enzimática e, também, entre atividade enzimática e concentração de matéria orgânica. Por fim, assim como nos demais estudos, atribuem o decréscimo da atividade em profundidade ao menor número de microrganismos e ao decréscimo de concentração de matéria orgânica.

Em relação às diferenças observadas de acordo com os meios filtrantes analisados, evidencia-se a análise de clusters euclidiana aplicada nos dados de concentração de fluoresceína, sendo que foram definidos dois clusters distintos, de acordo com a Figura 29.

Figura 29 – Análise estatística de cluster hierárquico em relação a concentração de fluoresceína em profundidade.



Fonte: Autora (2021).

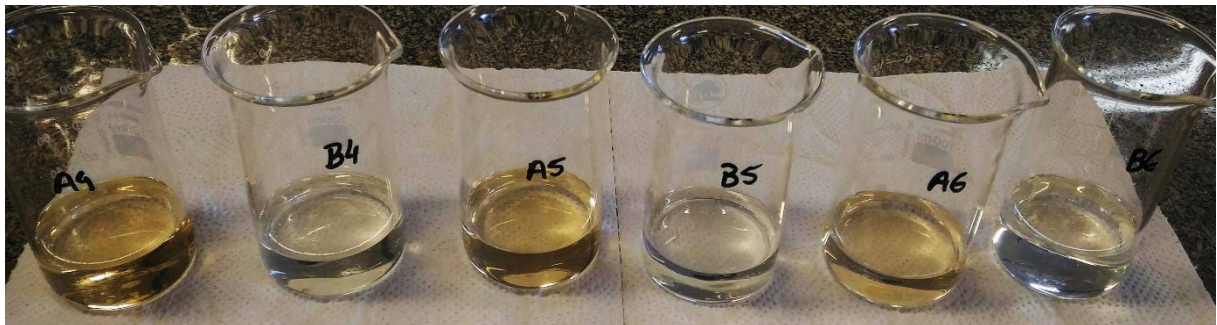
Um cluster hierárquico definiu-se pela areia média ($d_{10}=0,44$ mm) e areia grossa ($d_{10}=1,33$ mm), sendo que ambas não diferiram estatisticamente entre si. Um cluster distinto foi delimitado para a areia fina ($d_{10}=0,16$ mm), que se apresentou a uma distância euclidiana maior em relação ao primeiro cluster, havendo diferença estatística entre ambos os clusters, ou seja,

havendo maior dissimilaridade. Os resultados remetem às concentrações observadas, uma vez que a areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) se destaca com a maior concentração de fluoresceína liberada, seguida pela areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), e, por fim, a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm).

4.2.3 Avaliação da colmatção biológica pela atividade enzimática através do uso de Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC)

Aspectos da atividade microbiológica, nos sedimentos, foram determinados através da adição de TTC e, conseqüente liberação de TPF (formazan), devido à atuação das enzimas desidrogenase, conforme Item 0. De maneira distinta das análises de Diacetato de Fluoresceína (FDA), o contraste visual do formazan gerado no processo das enzimas desidrogenase é mais sutil, conforme demonstra a Figura 30. O formazan possui uma coloração avermelhada que se torna intensa em meios com maior concentração de atividade enzimática.

Figura 30 – Análise visual da colmatção biológica através da produção visível de formazan após a degradação de TTC pelas enzimas desidrogenases.

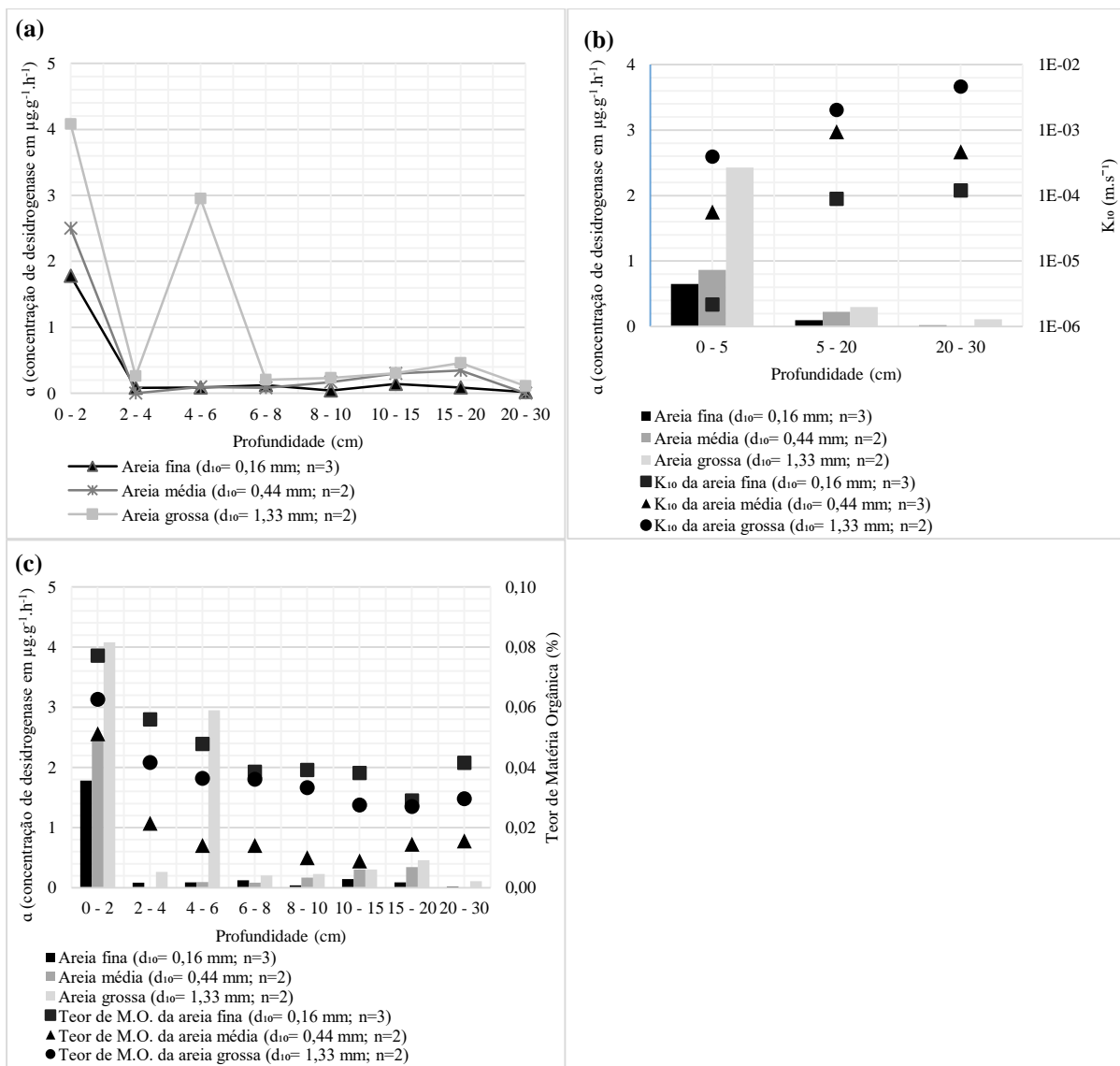


Legenda: diferença visual entre as amostras completas em triplicata da primeira camada (A) e segunda camada (B) de areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm). Estas corresponderam a concentrações de $3,82 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ e $0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ de desidrogenase, respectivamente. O registro foi realizado após as análises ao abrigo de luz, antes do descarte. Fonte: Autora (2020).

Os resultados obtidos nas análises retornam cenários distintos conforme cada meio filtrante (Figura 31 [a]). De maneira geral, é demonstrada maior degradação enzimática nos primeiros 2 cm do meio filtrante, atribuída à formação de biofilme, sendo que o acúmulo de partículas propicia maior disponibilidade de nutrientes. Essa afirmação corrobora com os resultados observados de menor condutividade hidráulica na camada (Figura 31 [b]), maior quantidade de matéria orgânica observada (Figura 31 [d]) e maior atividade enzimática por enzimas esterases.

Contudo, de maneira semelhante ao observado nos resultados de concentração de fluoresceína liberada em profundidade, a concentração de desidrogenase não se mostra proporcional ao teor de matéria orgânica presente nas camadas profundas. Assim, como apontado anteriormente, essa questão pode indicar que a atividade enzimática possui outros fatores limitantes, como a necessidade de maior mobilidade de biomassa e oxigênio dissolvido no meio filtrante, sendo que o cenário mais favorável seriam os meios filtrantes de maior porosidade.

Figura 31 – Colmatação biológica conforme a atividade enzimática em profundidade de acordo com a concentração de desidrogenase, condutividade hidráulica e teor de matéria orgânica.



Legenda: (a) concentração de desidrogenase em profundidade; (b) concentração de desidrogenase em profundidade em relação aos valores K_{10} ; (c) concentração de desidrogenase em profundidade em relação ao teor de matéria orgânica. Fonte: Autora (2020).

Diversos autores estabeleceram a existência de maior concentração de nutrientes, matéria orgânica e bactérias nos primeiros centímetros do leito de sedimentos naturais (MARMONIER et al., 1995; VALETT et al., 1990; VERVIER et al., 1993). De maneira semelhante ao observado na degradação de Diacetato de Fluoresceína (FDA), as maiores concentrações de desidrogenase nos primeiros centímetros se relacionam com a atividade enzimática e corroboram com o maior teor de matéria orgânica na camada. Assim, ambos os aspectos influem de maneira inversa na condutividade hidráulica dos sistemas, que reduz devido à diminuição do espaço poroso, sendo a relação definida como colmatção biológica (BAVEYE et al., 1998; PAVELIC et al., 2007; RINCK-PFEIFFER et al., 2000).

Conforme o aumento da profundidade, a atividade enzimática nas colunas apresenta oscilação e tendência ao decréscimo, também observado na atividade de hidrólise do FDA. Porém, no meio filtrante de areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) na camada de 4 a 6 cm, a oscilação se tornou mais substancial se comparada com o restante. Este aumento foi atribuído ao Filtro 6 em maior parte, de forma que, entre 8 e 15 cm de profundidade, não apresentou atividade de desidrogenase. Nesse caso, é possível que tenha ocorrido arraste de nutrientes e formação de aglomerados microbiológicos para camadas mais profundas devido à maior porosidade efetiva do sistema. Ostvar et al. (2018) e Zhou et al. (2020) apontam a possibilidade de carreamento de frações orgânicas devido às forças hidrodinâmicas no meio poroso.

Em análise de sedimentos arenosos marítimos, Gumprecht et al. (1995) também identificaram um grande decréscimo seguido de aumento de atividade de desidrogenase em um intervalo de 2 m de profundidade, atribuído a alterações químicas causadas pelos próprios microrganismos. Da mesma forma, a literatura aponta que o fluxo de oxigênio e materiais orgânicos particulados são capazes de estruturar a distribuição espacial dos organismos nos poros, assim como a formação de agrupamentos (BOULTON et al., 2010; MARMONIER et al., 1995). Portanto, a dinâmica física de distribuição orgânica e química oriunda da atividade microbiológica são fatores diretamente influenciadores na atividade enzimática observada.

Em relação à areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) e areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), nota-se um leve aumento na concentração de desidrogenase nas colunas na profundidade de 10 a 20 cm. Oscilações de maior presença de matéria orgânica nesta faixa também foram identificadas previamente e atribuídas à mobilidade das frações orgânicas na coluna devido às forças hidrodinâmicas e homogeneidade do meio filtrante (OSTVAR et al., 2018; PERUJO et al., 2019; ZHOU et al., 2020).

A areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) se destaca com a maior concentração de desidrogenase ao longo da coluna, totalizando $8,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$. Em sequência, apresenta-se a areia média ($d_{10}=$

0,44 mm) com $3,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ de desidrogenase, seguida pela areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) detendo $2,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ de desidrogenase. A tendência observada se relaciona com a atividade de hidrólise do FDA, na qual a areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) também apresenta maior atividade enzimática registrada, seguida pela areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) e fina ($d_{10}= 0,16$ mm), respectivamente. Durante a análise dos resultados de FDA, essa questão foi atribuída à maior condutividade hidráulica do sistema, o que influencia na infiltração de partículas de carbono que Marmonier et al. (1995) apontam como sendo fonte de energia metabolizável pelas enzimas.

Assim, a questão é atribuída ao tamanho dos vazios entre os grãos, sendo que o maior espaço intersticial ocasiona maior mobilidade das partículas e células no meio homogêneo. A hipótese se reafirma com base na maior perda de condutividade hidráulica acumulada a partir de 5 cm observada no sistema de areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm), seguida pela areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) e areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm). Isto pode indicar que a colmatação em meios de maior espaço intersticial e com maior taxa de filtração, ocorre de maneira difusa, exprimindo a colmatação interna. De maneira complementar, diversos autores afirmam que, em meios filtrantes, nos quais existem semelhanças nas características físicas do grão, ocorre o transporte de partículas finas em maior profundidade (ALEM et al., 2013; SOARES, 2015; SOARES; PIZZOLATTI, 2020).

Em amostras de solo arenosas e argilosas de locais de plantio, Taylor et al. (2002) também identificaram decréscimo na atividade de desidrogenase conforme o avanço da profundidade (0 a 4,2 m). Os autores encontraram uma diferença significativa entre a atividade de desidrogenase, na superfície, e em profundidade, porém, não houve diferença significativa entre a profundidade média e maior. Da mesma forma, Xiang et al. (2008) observaram maior atividade de desidrogenase nos primeiros 5 cm da superfície em comparação ao subsolo (90-100 cm). Wolińska e Stępniewska (2012) e Kumar (2013) apontam que a profundidade do meio é um fator limitante comumente conhecido, visto que a maior abundância microbiológica se encontra na camada superior em solos naturais.

Taylor et al. (2002) apontaram uma forte correlação entre a atividade de desidrogenase e outras medidas de abundância bacteriológica, como contagem de células viáveis, contagem direta, relação biomassa-carbono e DNA. Wolińska e Stępniewska (2012) e Kumar (2013) também apontam a correlação positiva em que a presença de matéria orgânica (COT), de maneira quantitativa e qualitativa, influencia na presença e atividade das enzimas.

Contudo, existem algumas observações de limitação na atividade de desidrogenase que devem ser consideradas em um panorama geral. As desidrogenases são caracterizadas pela

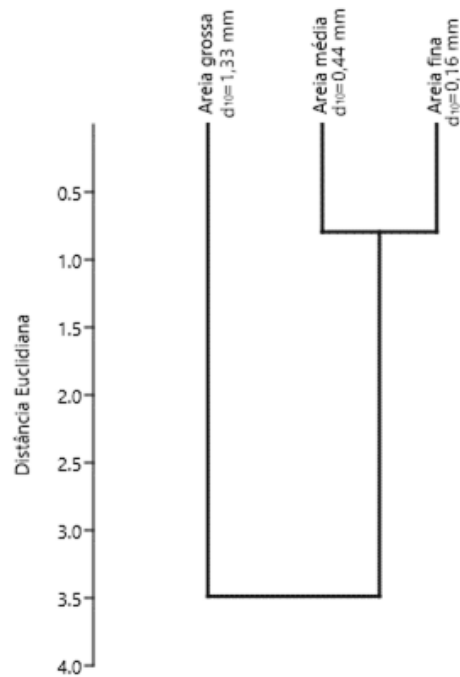
atuação intracelular, ou seja, oxidam os substratos de maneira endógena, diferente das esterases (hidrólise de FDA), que atuam de maneira livre e também ligadas à célula (GUMPRECHT et al., 1995; TAYLOR et al., 2002). Taylor et al. (2002) apontam que a atividade de desidrogenase pode ser subestimada devido à competição que existe com outros aceptores de hidrogênio no sedimento.

Apesar de as enzimas desidrogenase apresentarem atividade em meios aeróbios e anaeróbios (BURNS, 1982; STEVENSON, 1959), Brzezińska et al. (2001) e Wolińska e Stępniewska (2012) destacam que existe uma relação inversa entre a atividade de desidrogenase e a disponibilidade de oxigênio, sendo que aquela é potencializada em meios nos quais a concentração de oxigênio é reduzida. A atividade de hidrólise de FDA, por sua vez, ocorre tanto em meios anaeróbios (JIANG et al., 2016) quanto em meios aeróbios (COSTA et al., 2007; GILLAN et al., 2012).

Apesar de os métodos considerarem a atividade de diferentes enzimas em processos distintos de atividade microbiológica, os resultados neste estudo refletiram comportamentos similares em termos de determinação de degradação de compostos.

Ainda, considerando as diferenças de concentração de desidrogenase entre os meios filtrantes observados e relacionando-os do ponto de vista estatístico, foram definidos dois clusters hierárquicos distintos, como evidencia a Figura 32.

Figura 32 – Análise estatística de cluster hierárquico em relação a concentração de desidrogenase em profundidade.



Fonte: Autora (2021).

A areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) compôs um cluster isoladamente, sendo que ela diferiu da areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) e da areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) através de uma distância euclidiana de dissimilaridade. A areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) e a areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), por sua vez, não diferiram estatisticamente entre si, compartilhando um mesmo cluster. Os resultados observados se relacionam com o fato da areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) se destacar com a maior concentração de desidrogenase ao longo da coluna. Em sequência, com menores concentrações resultantes, apresenta-se a areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), seguida pela areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm).

4.3 QUALIDADE DA ÁGUA

Durante os 34 dias de monitoramento do sistema de colunas, foram realizadas análises diárias de qualidade da água, que compuseram a Tabela 5. Nesta etapa, os dados foram processados com base nos filtros que sofreram menor oscilação de vazão, perda de carga atribuída a eventos excepcionais e que completaram o experimento, excluindo-se assim o Filtro 9 dos resultados apresentados. Dessa forma, os dados elencados foram processados abordando a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm; $n=3$), média ($d_{10}= 0,44$ mm; $n=3$) e grossa ($d_{10}= 1,33$ mm; $n=2$).

Tabela 5 – Aspectos de qualidade da água.

Análises realizadas	<i>Água bruta</i>	<i>Filtros de areia fina</i>	<i>Filtros de areia média</i>	<i>Filtros de areia grossa</i>
Turbidez (uT)	5,47 ^(a) ±4,77 ^(b)	0,66±0,30	0,91±0,89	1,33±1,55
Cor aparente (uC)	123,21±50,32	55,61±13,9	61,21±19,04	66,07±19,61
Cor verdadeira (uC)	64,41±16,71	44,91±13,79	47,2±17,31	48,15±15,71
Temperatura (°C)	25,91±1,66	24,50±1,74	24,52±1,7	24,53±1,72
pH	7,10±0,18	7,37±0,2	7,38±0,21	7,37±0,2
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	125,41±9,32	125,59±9,05	124,5±8,9	123,32±8,24
Oxigênio Dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4,88±1,22	4,65±0,7	4,92±0,82	5,22±0,68

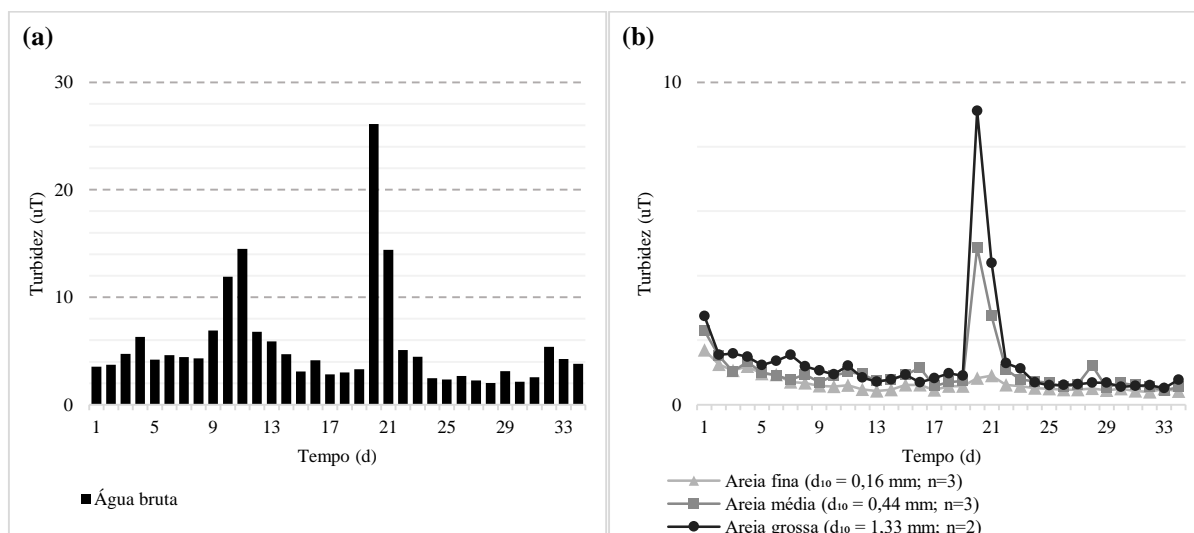
Legenda: (a) média das observações ($n=34$); (b) desvio padrão; areia fina de 0,16 mm ($n=3$), areia média de 0,44 mm ($n=3$) e areia grossa de 1,33 mm ($n=2$). Fonte: Autora (2020).

As colunas de filtração produziram água de melhor qualidade – conforme turbidez e cor – se comparadas com a água bruta do manancial superficial, o que indica a remoção de partículas sólidas. Os aspectos químicos e de temperatura, por sua vez, sofreram variações pontuais. Observa-se que cada meio filtrante exerceu resultados diferentes de acordo com os parâmetros analisados, em sua grande maioria.

De acordo com os resultados de turbidez, evidenciados de maneira detalhada na Figura 33, observa-se um cenário semelhante às aplicações do método de filtração em margem, onde ocorre um efeito de amortização nos grandes picos de sólidos da água bruta (KUEHN; MUELLER, 2000), sendo estes ocasionados pela precipitação e ação dos ventos, neste estudo. A remoção de turbidez se mostra um aspecto importante da melhoria do tratamento de água, visto que ela se correlaciona com a retenção de partículas sólidas no meio filtrante que, muitas

vezes, contém contaminantes orgânicos adsorvidos (PIZZOLATTI, 2010; RAY et al., 2003; ROMERO-ESQUIVEL et al., 2012).

Figura 33 – Resultados de monitoramento de turbidez na água bruta e filtrada.



Legenda: (a) monitoramento de turbidez na água bruta; (b) monitoramento de turbidez na água filtrada. Fonte: Autora (2020).

A análise estatística das médias de turbidez indicaram que a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm; 0,6 uT) e areia média ($d_{10} = 0,44$ mm; 0,9 uT) não diferiram entre si, enquanto ambas diferiram da média de turbidez da areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm; 1,3 uT), a um nível de significância (α) de 0,05.

Em termos de remoção dos sólidos presentes na água bruta, a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) obteve uma média de 83% ($\pm 9,2\%$ de desvio padrão). Esta foi seguida pela areia média ($d_{10} = 0,44$ mm; 77% $\pm 13,9\%$) e areia grossa ($d_{10} = 1,33$ mm; 74% $\pm 12,6\%$). A análise estatística apresenta que as médias de remoção da areia média e grossa não diferiram entre si, uma vez que não apresentaram diferença significativa, enquanto as médias da areia fina diferiram do restante ($\alpha = 0,05$).

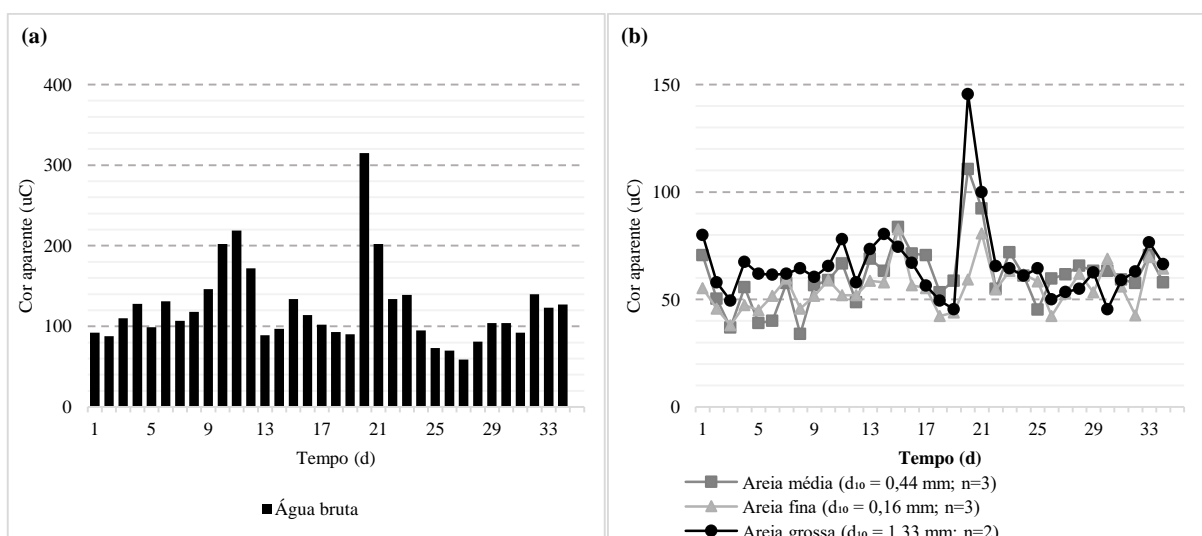
Conforme o parâmetro de turbidez, a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) se destaca com menores médias e maior remoção em relação à água bruta. Observa-se que o aumento de turbidez na água bruta no vigésimo dia, possivelmente afetou parte da eficiência de remoção das colunas de areia média ($d_{10} = 0,44$ mm) e grossa ($d_{10} = 1,33$ mm), principalmente. A possibilidade de maior passagem de sólidos nesses sistemas pode justificar as oscilações em profundidade observadas no teor de matéria orgânica, concentração de fluoresceína e desidrogenase. O

processo de arraste de partículas em profundidade propiciaria maior distribuição de sólidos nos meios mais porosos e, portanto, maior colmatação interna.

Sabe-se que o desempenho das colunas, conforme a qualidade da água filtrada, seria maior se o meio filtrante selecionado apresentasse menor homogeneidade e maior graduação, além de menor taxa de filtração aplicada. Jangada (2014), por exemplo, obteve valores de turbidez abaixo de 0,5 uT utilizando 0,5 m de meio filtrante natural, correspondendo a 90% de remoção de sólidos suspensos. Com um sistema semelhante, Rabelo (2006) apresentou 84,9% de remoção de turbidez, com média de 0,8 uT na água filtrada. Esses sistemas possuem uma maior graduação no meio filtrante em sua composição, além de menor granulometria e maior profundidade de meio filtrante, o que permite alcançar melhores médias de taxas de remoção.

Os desempenhos de remoção de turbidez, observados em cada areia utilizada, também refletem nos resultados de cor aparente e cor verdadeira. Os dados de cor aparente indicam a existência de substâncias dissolvidas e em suspensão, enquanto a cor verdadeira se refere apenas às substâncias dissolvidas. A remoção de cor se relaciona com o consumo de matéria orgânica presente na água bruta, dentre outros fatores, podendo conferir estabilidade biológica à água filtrada (ESQUIVEL, 2012). Os resultados de ambos os parâmetros foram definidos na Figura 34 e Figura 35, respectivamente, conforme cada meio filtrante.

Figura 34 – Resultados de monitoramento de cor aparente na água bruta e filtrada.



Legenda: (a) monitoramento de cor aparente na água bruta; (b) monitoramento de cor aparente na água filtrada.
Fonte: Autora (2020).

Conforme os dados de cor aparente (Figura 34), observa-se um desempenho de remoção similar entre as colunas, os quais demonstraram a absorção de picos de sólidos oriundos da

água bruta, com exceção do maior dia de oscilação registrado (20º dia). Contudo, neste período a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) apresentou a menor susceptibilidade ao transpasse de sólidos na água filtrada.

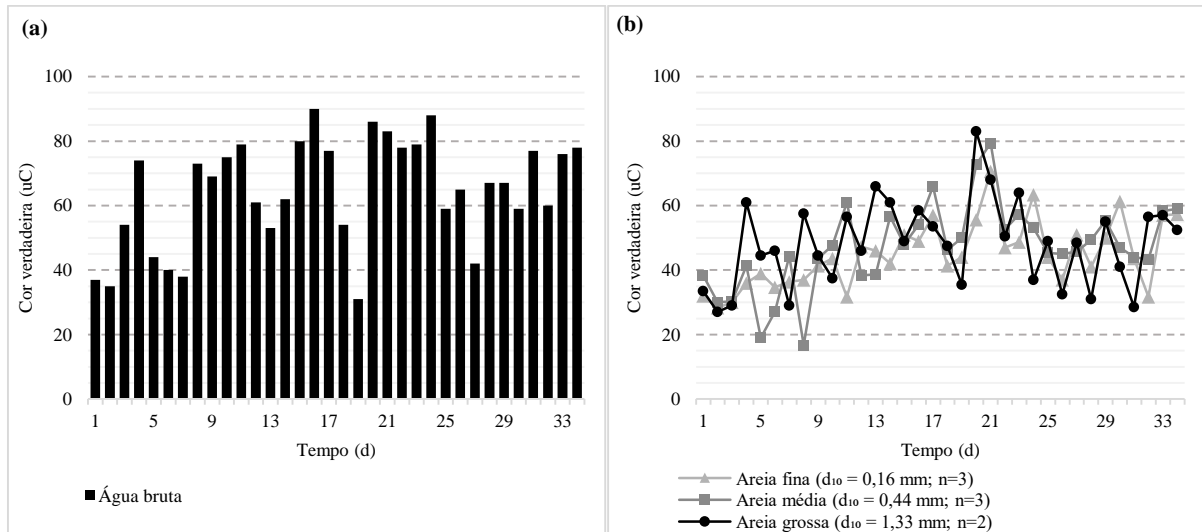
De acordo com a análise estatística de médias de cor aparente ($\alpha=0,05$), a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm; 55,6 uC) não diferiu da areia média ($d_{10}= 0,44$ mm; 61,2 uC), porém diferiu da areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm; 66 uC). Em contrapartida, a areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) não diferiu estatisticamente da areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm). Através do teste de Tukey, se observa uma diferenciação de agrupamentos onde a areia fina pertence ao grupo A, a areia grossa pertence ao grupo B e a areia média figura em ambos (A e B).

Em relação à remoção do parâmetro, a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) apresentou maior eficiência, atingindo uma média de 50% ($\pm 18,5\%$), seguida pela areia média ($d_{10}= 0,44$ mm; 45,9% $\pm 20,6\%$) e areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm; 42,8% $\pm 16,4\%$). O teste estatístico aplicado evidencia a mesma tendência citada anteriormente, onde apenas os resultados de remoção da areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) e grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) apresentaram diferença significativa de médias no tratamento ($\alpha=0,05$).

Conforme o observado nos resultados de turbidez, o aumento da cor aparente na água bruta no vigésimo dia proporcionou alterações na água filtrada nas colunas de areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) e grossa ($d_{10}= 1,33$ mm), principalmente. É possível que tenha ocorrido um arraste de partículas em profundidade de maneira pontual nos meios de maior porosidade efetiva, sendo que pode justificar as oscilações em profundidade observadas no teor de matéria orgânica, concentração de fluoresceína e desidrogenase.

A cor verdadeira geralmente se mostra um parâmetro de difícil redução, tendo em vista que se refere às substâncias dissolvidas na água, o que exige um processo de filtração que envolva a ação de diversos mecanismos de retenção atuantes no meio filtrante. A Figura 35 demonstra a oscilação das colunas quanto à remoção do parâmetro na água bruta, sendo que esta se atribui ao carreamento das partículas dissolvidas ao longo do meio filtrante, considerando que a homogeneidade do meio exerce um menor poder de retenção de sólidos devido à maior quantidade de vazios no sistema.

Figura 35 – Resultados de monitoramento de cor verdadeira na água bruta e filtrada.



Legenda: (a) monitoramento de cor verdadeira na água bruta; (b) monitoramento de cor verdadeira na água filtrada. Fonte: Autora (2020).

O teste estatístico de médias indica que as granulometrias dos meios filtrantes produziram médias do parâmetro muito semelhantes entre si (Tabela 5), sendo que não houve diferença estatística significativa no tratamento da água entre as colunas ($\alpha=0,05$). A areia fina ($d_{10}=0,16$ mm), média ($d_{10}=0,44$ mm) e grossa ($d_{10}=1,33$ mm) evidenciaram remoção de 29,3%($\pm 19,5\%$), 27,5%($\pm 22,3\%$) e 25,4%($\pm 20,5\%$), respectivamente. Contudo, conforme a análise estatística apontada, as granulometrias não exerceram tratamentos que produzissem médias significativamente distintas entre si ($\alpha=0,05$).

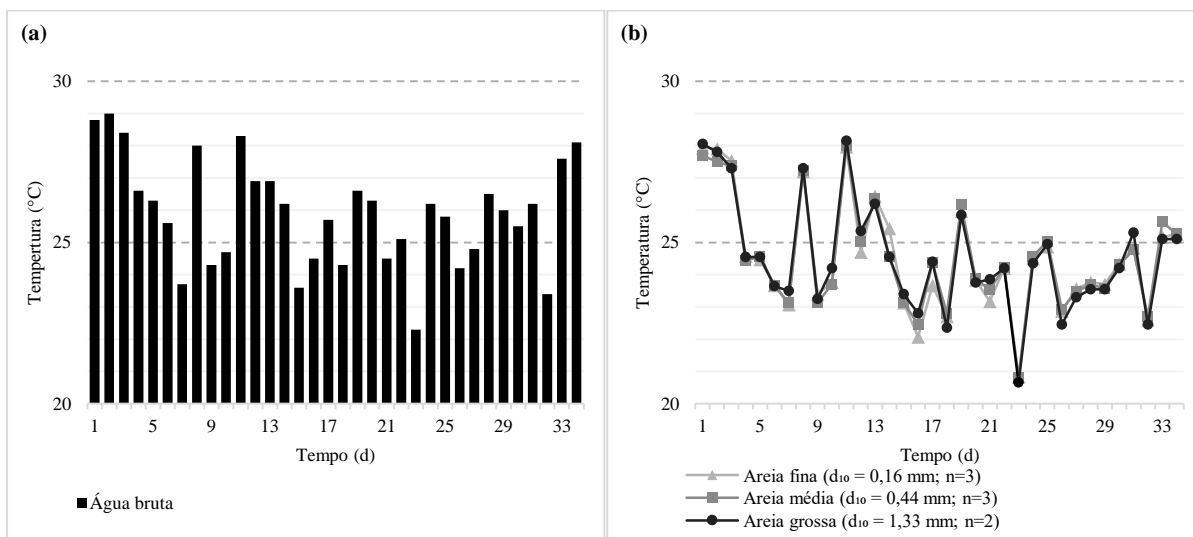
Em colunas de sedimentos naturais, Jangada (2014) obteve 85% de remoção de cor aparente e 61% de remoção de cor verdadeira. Rabelo (2006), por sua vez, aponta remoção de cor aparente na faixa de 68% a 78% em seus estudos. Como mencionado anteriormente, a produção de água filtrada de melhor qualidade nestes sistemas se atribui às características dos grãos utilizados, além de maior profundidade de meio filtrante.

A eficiência do tratamento, tendo em vista os parâmetros de cor aparente e verdadeira, apresentam desempenho similar quanto ao parâmetro de turbidez, sendo que a granulometria e homogeneidade do meio filtrante influenciam diretamente o processo. O desempenho da areia fina ($d_{10}=0,16$ mm) corrobora diretamente com os resultados encontrados na análise de matéria orgânica, sendo que esta apresentou a maior retenção de partículas atribuídas diretamente à granulometria do meio filtrante (SOARES; PIZZOLATTI, 2020).

O menor desempenho da areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) e grossa ($d_{10}= 1,33$ mm) pode ser atribuído ao maior espaço intersticial entre os grãos, além da homogeneidade do meio filtrante, que promove uma distribuição difusa de partículas no meio filtrante e não impede o transpasse de sólidos ao longo do tempo. Contudo, estes foram os sistemas que mais apresentaram atividade enzimática, o que neste estudo pode estar relacionado de certa forma à maior mobilidade das partículas no sistema e, em segundo lugar, ao teor de matéria orgânica disponível.

A temperatura da água, por sua vez, exerce relação com a viscosidade e a consequente influência nas forças hidrodinâmicas, bem como a formação e degradação microbológica dos compostos orgânicos no meio filtrante (MICHELAN, 2010; ROMERO-ESQUIVEL, 2012). Os dados de temperatura observados na água bruta e filtrada encontram-se na Figura 36.

Figura 36 – Resultados de monitoramento de temperatura na água bruta e filtrada.



Legenda: (a) monitoramento de temperatura na água bruta; (b) monitoramento de temperatura na água filtrada.
Fonte: Autora (2020).

Considera-se que a água do manancial superficial recebe influência da radiação solar, principalmente nos meses de verão, além de precipitação e ação dos ventos, ocasionando diversas variações ao longo do tempo. As colunas de filtração permanecem em local coberto, influenciadas apenas pela temperatura da água de alimentação. A temperatura da água filtrada nas colunas manteve-se semelhante à temperatura da água bruta, que oscilou entre 22 e 29°C, resultando em uma diferença média de 2°C a menos após a passagem no meio filtrante. Do aspecto estatístico, as granulometrias não apresentaram diferença significativa de médias de temperatura na água filtrada ($\alpha=0,05$).

Em sistemas de filtração em margem, a água filtrada geralmente se apresenta com temperatura ligeiramente menor em relação à água bruta. Ao longo da passagem nos sedimentos, ocorre um equilíbrio da temperatura e de concentrações de compostos presentes na água devido aos processos de dispersão. Assim, em função dos caminhos de fluxo, a temperatura da água irá assumir a temperatura do ambiente de sedimentos (MICHELAN, 2010; SCHOENHEINZ; GRISCHEK, 2011; SOARES, 2009).

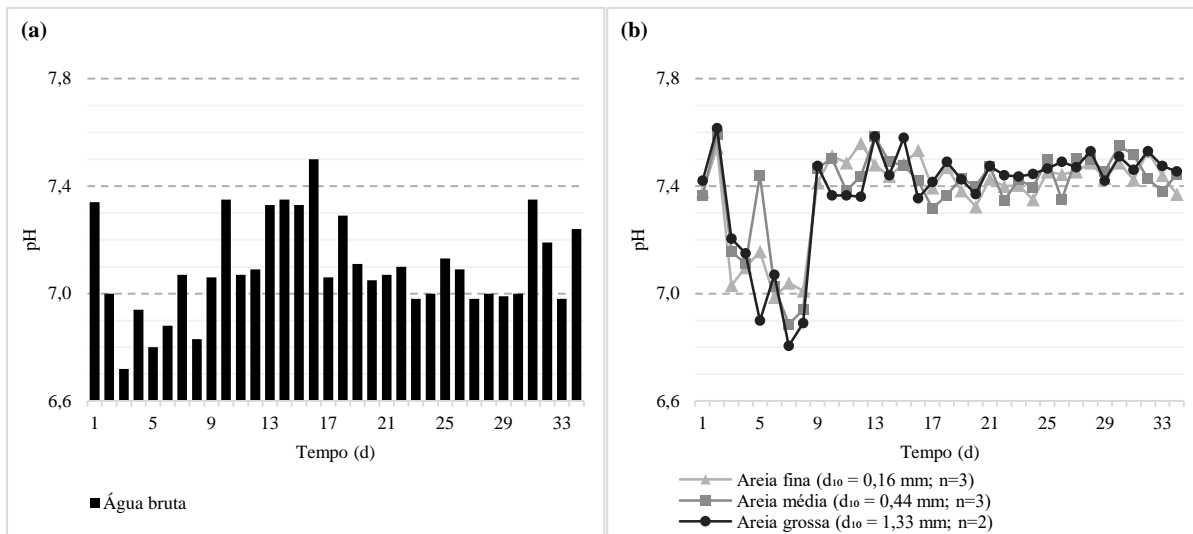
A temperatura se relaciona a processos importantes como: a biodegradação, adsorção, e dissolução de gases no leito do rio e no aquífero, em cenários de filtração em margem. Com o aumento da temperatura, ocorre a biodegradação, porém, também pode ocorrer o aumento e crescimento de algas e menores concentrações de oxigênio no manancial superficial. Em um cenário ideal, a temperatura da água filtrada deve estar o mais próximo possível da água do manancial, para evitar reações de formação de gases e precipitações, que acarretam na colmatação do leito (ROMERO-ESQUIVEL et al., 2012; ROMERO-ESQUIVEL, 2012).

Em estudos utilizando colunas de sedimentos e água, do Rio Elbe (Alemanha), em temperatura controlada (SCHOENHEINZ; GRISCHEK, 2011), observou-se maior atividade microbiológica e remoção de carbono orgânico dissolvido (COD) na temperatura de 25°C em relação à 5°C (25% e 13% de remoção, respectivamente). Ainda, é estabelecido que a atividade microbiológica, relacionada com a degradação de COD, depende diretamente da variação sazonal da temperatura e velocidade de infiltração (ROMERO-ESQUIVEL, 2012; SCHOENHEINZ; GRISCHEK, 2011).

A taxa de atividade das enzimas geralmente aumenta conforme a temperatura até que uma temperatura muito alta e desfavorável cause a redução de atividade (WOLIŃSKA; STEPNIIEWSKA, 2012). Observa-se um aumento da atividade de desidrogenases conforme o aumento de temperatura, formando uma faixa de atividade conhecida entre 10°C e 30°C (BRZEZIŃSKA et al., 2001; BRZEZIŃSKA et al., 1998; KUMAR, 2013). Da mesma forma, existe o aumento de hidrólise de FDA conforme o aumento da temperatura observado em uma faixa conhecida de 7°C a 60°C (ADAM; DUNCAN, 2001; BATTIN, 1997; GREEN et al., 2006). Portanto, tanto as esterases, quanto as desidrogenases, atuam na degradação conforme a temperatura observada nas colunas, refletindo condições favoráveis para a degradação de compostos orgânicos com base na atividade microbiológica.

O pH se apresenta como um parâmetro influenciado por processos químicos e biológicos que ocorrem no meio filtrante, à medida que a colmatação se forma. A análise de pH na água filtrada gerou os resultados que se encontram na Figura 37.

Figura 37 – Resultados de monitoramento de pH na água bruta e filtrada.



Legenda: (a) monitoramento de pH na água bruta; (b) monitoramento de pH na água filtrada. Fonte: Autora (2020).

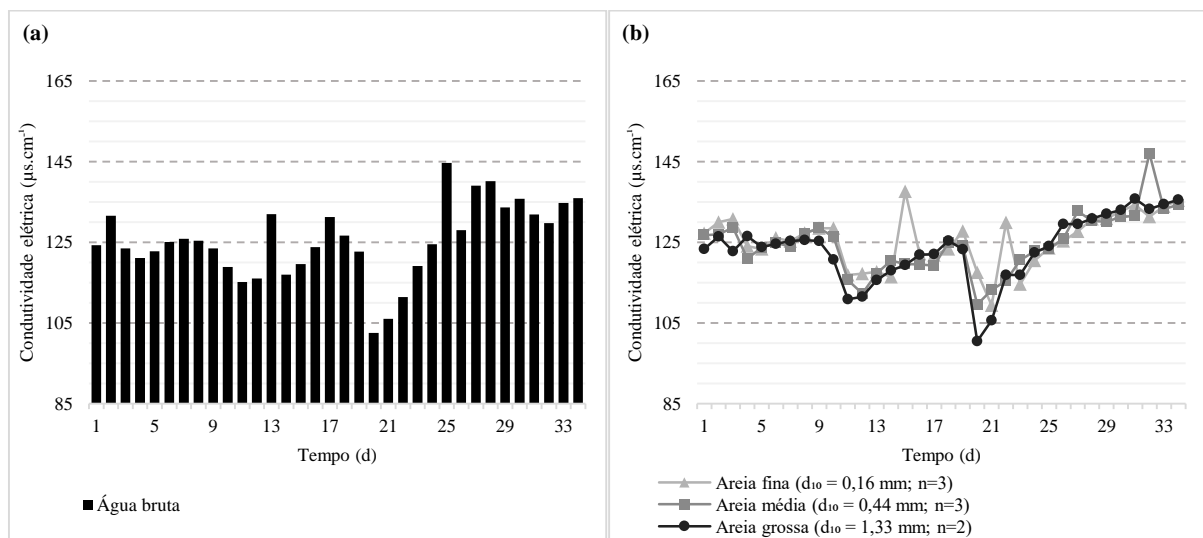
Foram observadas variações em pequena escala, porém constantes de pH na água bruta, devido a processos naturais como: precipitação, lixiviação de compostos naturais, diluição e atividade orgânica. No terceiro dia de experimento, houve um evento de precipitação após um período de ausência, que possivelmente propiciou a queda de pH observada. Apesar das variações, a média de pH manteve-se em torno de 7 na água bruta, bem como na água filtrada (Tabela 5). A análise estatística indicou que as médias de pH na água filtrada não diferiram significativamente entre as granulometrias ($\alpha=0,05$). O pH próximo à neutralidade costuma ser o mais favorável para a degradação de matéria orgânica pelos microrganismos.

Em ambientes naturais, como solo e sedimentos, as condições encontradas podem ser ácidas, neutras ou alcalinas, sendo que a atividade enzimática ocorre de maneira lenta ou acelerada conforme cada meio. A faixa de pH entre 7 a 8 apresenta a maior atividade das enzimas esterases no processo de hidrólise de compostos (BATTIN, 1997; GREEN et al., 2006; JIANG et al., 2016; SIMPSON et al., 2004). As enzimas desidrogenases, por sua vez, apresentam uma faixa ótima de atividade em pH entre 6,6 a 8 (MAMBU, 2014; WOLIŃSKA; STEPNIIEWSKA, 2012). Dessa forma, a qualidade da água filtrada indica um meio equilibrado e dentro da faixa ótima de pH para a maior atividade enzimática.

Em cenários de filtração em margem, a condutividade elétrica da água bruta pode ser influenciada pelas características do meio filtrante do local, ou seja, a natureza geológica natural, ou ainda, por influência da água subterrânea, quando existe comunicação hidráulica

entre o manancial superficial e subterrâneo (DASH et al., 2010; MONDARDO, 2009). Contudo, neste experimento, a areia utilizada corresponde a uma natureza inerte, sendo a água bruta a única variante de entrada no sistema. Dessa forma, a alteração do parâmetro (Figura 38) pode ser atribuída aos eventos de precipitação que influenciam na qualidade da água bruta, considerando a possível lixiviação de compostos metálicos de maneira natural (FREITAS, 2010).

Figura 38 – Resultados de monitoramento de condutividade elétrica na água bruta e filtrada.



Legenda: (a) monitoramento de condutividade elétrica na água bruta; (b) monitoramento de condutividade elétrica na água filtrada. Fonte: Autora (2020).

Considerando as médias de condutividade elétrica obtidas no monitoramento, a água bruta e a água filtrada nas colunas apresentaram resultados próximos (Tabela 5). A análise estatística indica que as granulometrias dos meios filtrantes não produziram médias de condutividade elétrica na água filtrada que diferissem significativamente entre si ($\alpha=0,05$).

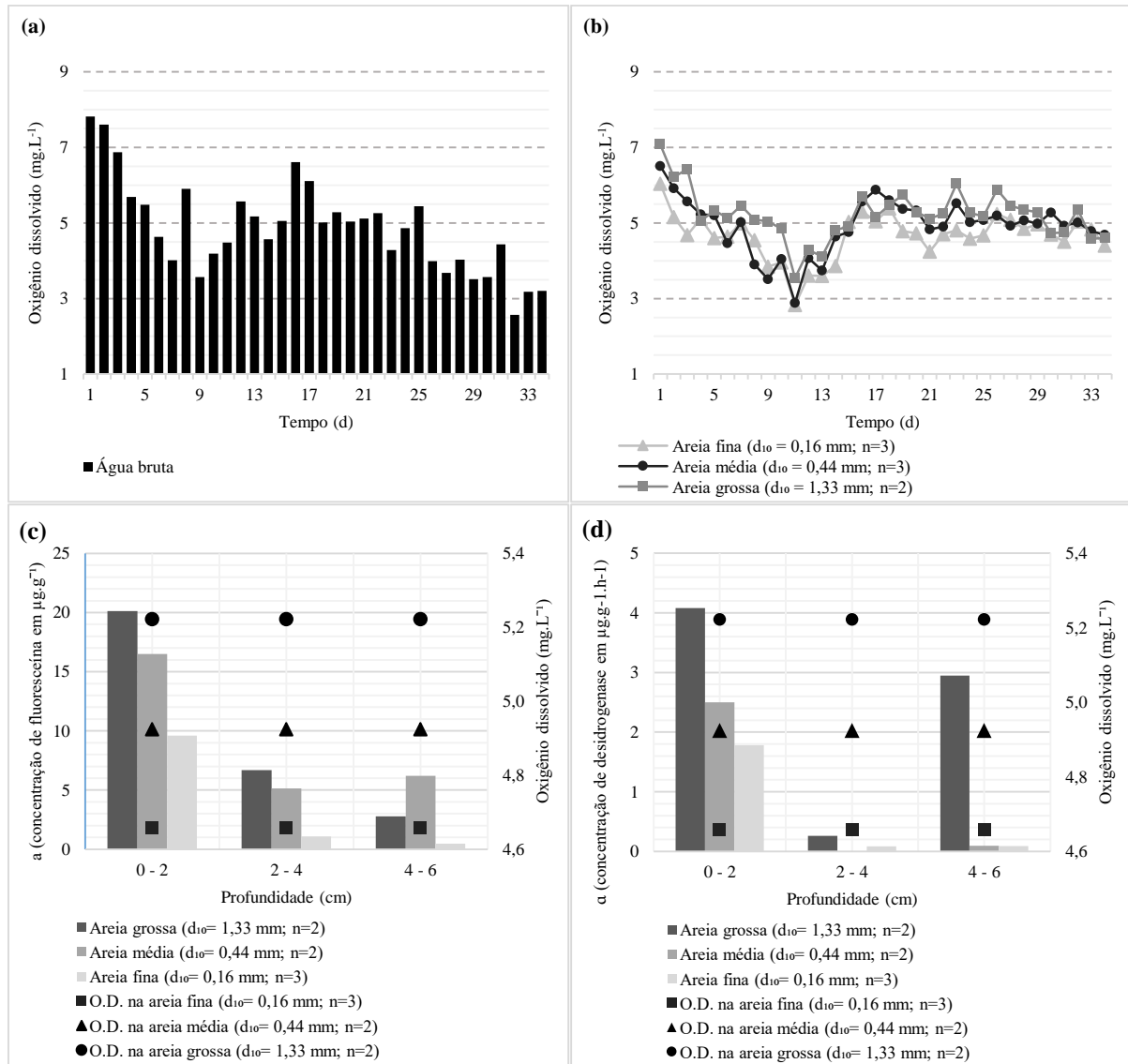
Maiores valores de condutividade elétrica, indicam maior quantidade de íons dissolvidos na água, uma vez que a variação de condutividade elétrica se relaciona com a presença de íons e cátions adsorvidos no solo e dissolvidos na água do manancial (ALBUQUERQUE, 2015; SANTOS et al., 2011). As variações do parâmetro também se relacionam com o potencial redox do sistema, devido às reações de oxidação e redução (HISCOCK; GRISCHEK, 2002), além da dissolução de minerais (DASH et al., 2010). As condições redox, por sua vez, podem influenciar diretamente na concentração de materiais

orgânicos (JEKEL, 2006), sendo que geralmente se apresentam em zonas de concentração muito baixa de oxigênio (DALAI; JHA, 2014).

Contudo, neste estudo, não foram identificadas condições de oxigênio dissolvido que propiciassem zonas redox, como será abordado a seguir. Dessa forma, é provável que as variações de condutividade elétrica não se atribuem às alterações redox, não havendo influência de maneira substancial nas composições orgânicas.

O oxigênio dissolvido (OD), por sua vez, é influenciado diretamente pelas atividades químicas e biológicas que ocorrem no meio filtrante. Em cenários de filtração em margem, o OD na água filtrada tende a ser menor do que no manancial superficial, tendo em vista a percolação da água no subsolo ao longo de vários dias, além do consumo microbiológico (GUEDES et al., 2019; SANTOS et al., 2011; SOARES, 2009). Neste estudo, a avaliação da presença do oxigênio dissolvido na água bruta e filtrada pode ser visualizada na Figura 39.

Figura 39 – Resultados de monitoramento de oxigênio dissolvido na água bruta e filtrada.



Legenda: (a) monitoramento de oxigênio dissolvido na água bruta; (b) monitoramento de oxigênio dissolvido na água filtrada; (c) concentração de fluoresceína nos primeiros 6 cm de profundidade em relação à média de oxigênio dissolvido em cada meio filtrante; (d) concentração de desidrogenase nos primeiros 6 cm de profundidade em relação à média de oxigênio dissolvido em cada meio filtrante. Fonte: Autora (2020).

Os eventos de precipitação e a ausência destes, influenciam diretamente nas oscilações de oxigênio dissolvido na água do lago. Ainda, durante os meses quentes da estação de verão, este parâmetro tende a ser ligeiramente menor do que nos meses frios (MICHELAN, 2010). A pouca profundidade do lago também pode ser um fator que atribui a menor quantidade de oxigênio dissolvido na água bruta (FREITAS, 2018).

Conforme os desenhos esquemáticos contidos na Figura 14 e Figura 15, a entrada de água nas colunas de filtração foi realizada através de uma mangueira que permanece acima da

carga hidráulica do sistema. Acredita-se que, por mais que o impacto do fluxo de água seja reduzido pela tendência de escoamento nas laterais da coluna de PVC, pode ter existido um incremento de oxigênio na entrada de cada coluna de filtração. Dessa forma, é possível que o aumento de oxigênio dissolvido observado nas colunas de areia média e grossa, o qual se tornou mais visível e que serão discutidos a seguir, correspondem a essa interpretação.

A análise de variância determina que existe diferença significativa entre as médias de oxigênio dissolvido obtidas nas colunas (Tabela 5). O teste de Tukey, de maneira complementar, evidencia que as granulometrias de meio filtrante formam três grupos distintos e individuais ($\alpha=0,05$). Esses aspectos propiciam discussões particulares conforme os fatores atuantes em cada meio filtrante.

Quando existe uma maior entrada de sólidos orgânicos no sistema, existe um aumento de tempo de detenção nas colunas, bem como maior consumo de oxigênio devido à degradação. Nesse sentido, a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) apresentou menor média de OD ($4,6\pm 0,7$ mg.L⁻¹) se comparada com a água bruta ($4,88\pm 1,22$ mg.L⁻¹). Essa reação pode ser atribuída ao fato de que a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm) possui uma zona de colmatção pontual concentrada logo nos primeiros centímetros de meio filtrante, havendo um acúmulo maior de matéria orgânica e atividade de degradação se comparado com o restante da coluna.

Esse cenário corrobora com a maior presença de matéria orgânica encontrada nos primeiros centímetros das colunas, além de maior redução de condutividade hidráulica na camada. Assim, a menor porosidade do meio filtrante possivelmente refletiu em menor mobilidade de biomassa e oxigênio, resultando também em menor atividade enzimática por esterases e desidrogenases em profundidade (Figura 39 [c] e [d]).

A areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) apresentou um leve incremento de oxigênio em relação a água bruta, através da média correspondente a $4,9\pm 0,8$ mg.L⁻¹. Este meio filtrante teve a menor concentração de matéria orgânica retida, além de possuir maior espaço intersticial entre os grãos do que a areia fina, contribuindo para a maior estabilidade de fluxo de oxigênio ao longo da coluna. Havendo menor limitação no transporte de nutrientes e oxigênio, as colunas apresentaram a segunda maior média de atividade de enzimas esterases e desidrogenases, permanecendo abaixo apenas da areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm), como aponta a Figura 39 (c) e (d).

A areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm), por sua vez, teve a maior média de oxigênio dissolvido dentre as areias, correspondendo a $5,2\pm 0,6$ mg.L⁻¹. A maior porosidade do sistema contribuiu diretamente para o maior fluxo de oxigênio ao longo da coluna, sendo que, aliado à presença de teor de matéria orgânica distribuída em profundidade e a probabilidade de maior transporte

de nutrientes e biomassa, possivelmente criaram-se condições para que ocorresse a maior atividade de enzimas desidrogenases e esterases registradas nas colunas, conforme os dados da Figura 39 (c) e (d).

Dessa forma, além da presença de frações orgânicas degradáveis no sistema, a mobilidade dos nutrientes e oxigênio dissolvido pode ser uma das questões que norteiam a atividade enzimática nos meios filtrantes. Boulton et al. (2010) e Marmonier et al. (1995) apontam que a forma de transporte do oxigênio e materiais orgânicos particulados são capazes de estruturar a distribuição espacial dos organismos nos poros, assim como a formação de agrupamentos de biomassa. A areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm), mesmo retendo maior quantidade de matéria orgânica, pode ter apresentado limitação na distribuição do oxigênio e nutrientes ao longo da coluna, refletindo em menor atividade enzimática.

A areia média ($d_{10}= 0,44$ mm) possuía a menor concentração de matéria orgânica retida, o que pode ter sido o fator limitante na atividade enzimática, uma vez que tenha apresentado maior atividade de esterases e desidrogenases do que a areia fina ($d_{10}= 0,16$ mm), porém menor atividade que areia grossa ($d_{10}= 1,33$ mm). Esta última, por sua vez, apresentou maior concentração de matéria orgânica retida do que a areia média ($d_{10}= 0,44$ mm), além de maior mobilidade de oxigênio no meio poroso, o que pode ter influenciado diretamente na maior atividade enzimática registrada, tanto de esterases quanto desidrogenases.

Como mencionado anteriormente, existem autores que apontam que as enzimas desidrogenase apresentam atividade em meios aeróbios e anaeróbios (BURNS, 1982; STEVENSON, 1959), enquanto outros destacam que existe uma relação inversa entre a atividade de desidrogenase e a disponibilidade de oxigênio, sendo que esta é potencializada em meios onde a concentração de oxigênio é reduzida (BRZEZIŃSKA et al., 2001; WOLIŃSKA; STEPNIEWSKA, 2012). A atividade de hidrólise de FDA ocorre tanto em meios anaeróbios (JIANG et al., 2016) quanto em meios aeróbios (COSTA et al., 2007; GILLAN et al., 2012).

Dessa forma, é estabelecido o interesse na ampliação de análises e repetições para a determinação do nível de influência do transporte de oxigênio dissolvido e nutrientes ao longo do meio filtrante, considerando a atividade enzimática. A determinação dessa e outras questões possibilitam a ampliação de conceitos que compreendem a colmatação biológica em sistemas de filtração em margem.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A homogeneidade e baixa graduação dos meios filtrantes indicaram potencial expansão do processo colmatativo em profundidade. Nesse cenário, diferentes questões nortearam as granulometrias utilizadas quanto ao processo colmatativo biológico, estabelecendo as seguintes considerações:

- A maior interceptação e deposição de partículas nos primeiros centímetros do meio filtrante se mostra presente em todas as granulometrias, se apresentando como o ponto de maior redução de condutividade hidráulica do sistema devido à redução de porosidade;
- A colmatação externa possui como um dos aspectos de formação o acúmulo de matéria orgânica, correspondendo a região de maior atividade enzimática. Assim, a colmatação biológica se mostra intimamente ligada à redução de condutividade hidráulica;
- Meios filtrantes homogêneos de maior granulometria propiciam processos colmatativos mais lentos que meios filtrantes homogêneos de menor granulometria, havendo menor declínio de taxa de filtração ao longo do tempo;
- Ambas as colmatações, interna e externa, tendem a ocorrer em meios filtrantes homogêneos de maior granulometria, enquanto que, em meios homogêneos de menor granulometria, tende a ocorrer de maneira externa;
- A homogeneidade do meio filtrante favorece a distribuição de partículas orgânicas de maneira difusa, em profundidade, refletindo em colmatação interna;
- Existe maior retenção de matéria orgânica em meios filtrantes homogêneos de menor granulometria, sendo expressa principalmente na forma de colmatação biológica externa;
- A colmatação biológica por matéria orgânica em meios homogêneos de maior granulometria ocorre de maneira interna e externa, havendo maior espaço poroso para a retenção;
- Existe maior atividade enzimática por esterases e desidrogenases nos primeiros centímetros de meio filtrante, devido à colmatação biológica externa identificada presente em todas as granulometrias;
- A atividade enzimática por esterases e desidrogenases tende a decair em profundidade, possivelmente condicionada pelo fluxo de oxigênio e nutrientes existente em cada meio filtrante;

- A ocorrência de atividade enzimática depende da disponibilidade de teores de matéria orgânica, porém, parece não existir relação de proporcionalidade entre a atividade enzimática e o teor de matéria orgânica presente;
- Meios filtrantes homogêneos de maior granulometria tendem a apresentar maior atividade enzimática, possivelmente devido ao maior fluxo de oxigênio e nutrientes possibilitado pelo maior espaço poroso;
- Maiores concentrações de compostos presentes na água bruta expressas pela turbidez, cor aparente e cor verdadeira podem influenciar na distribuição de partículas orgânicas em profundidade em meios filtrantes homogêneos de maior granulometria, consequentemente exercendo efeito nos teores de matéria orgânica e atividade enzimática (colmatação biológica);
- Meios filtrantes homogêneos de menor granulometria apontam maior remoção de aspectos físicos como turbidez, cor aparente e cor verdadeira, sendo que a menor eficiência é atribuída a meios filtrantes homogêneos de maior granulometria;
- Condições de temperatura, pH, condutividade elétrica na água bruta e filtrada indicaram condições favoráveis para o desenvolvimento microbiológico em todas as colunas.

Em estudos futuros, recomenda-se aprofundar a pesquisa quanto à relação entre a presença de oxigênio e a atividade das enzimas esterases e desidrogenase. De maneira complementar, é necessário um aprofundamento dos aspectos que possivelmente norteiam a atividade enzimática, como a disponibilidade de matéria orgânica, carbono orgânico dissolvido, dentre outros possíveis fatores condicionantes.

A possibilidade da utilização de metodologias de análise enzimática em meios filtrantes propicia uma nova maneira de explorar a atividade microbiológica, e a consequente colmatação biológica, em filtração em margem. As metodologias específicas podem ser uma ferramenta complementar em estudos prévios para o auxílio na tomada de decisão sobre locais para a instalação de sistemas de filtração em margem, tendo em vista a expressividade da colmatação biológica na redução da eficiência desses sistemas. Ainda, também podem ser aplicadas no monitoramento dos sistemas após a instalação. Dessa forma, as metodologias de análise enzimática podem ser revistas e aperfeiçoadas, tendo em vista a variedade de aspectos bióticos e abióticos dos locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAM, G.; DUNCAN, H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 33, n. 7, p. 943-951, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00244-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00244-3).

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resolução - RE nº 899, de 29 de maio de 2003. **Ministério da Saúde**, Brasil. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2003/res0899_29_05_2003.html. Acessado em: 20/08/2020.

ALBUQUERQUE, T. B. V. **Caracterização física e biológica da zona hiporréica na interação Rio-Aquífero no Rio Beberibe - Pernambuco**. 2015. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2015.

ALEKSANDROV, A.A.; TRAKHTENGERTS, M.S. Viscosity of water at temperature of -20 to 150°C. **Inzhenerno-Fizicheskii Journal**. v. 27, n. 4, p. 1235-1239, 1974.

ALEM, A. et al. Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. **Hydrogeology Journal**. v. 21, n. 3, p. 573-586, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0948-x>.

ALLISON, L. E. EFFECT OF MICROORGANISMS ON PERMEABILITY OF SOIL UNDER PROLONGED SUBMERGENCE. **Soil Science**. v. 63, n. 6, p. 1947.

AMIRTHARAJAH, A. Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration. **Journal AWWA**. v. 80, n. 12, p. 36-46, 1988. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1988.tb03147.x>.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. APHA, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457 Amostras de solo: Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Brasil, 1986.

BATTIN, T. J. Assessment of fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total esterase activity in natural stream sediment biofilms. **Science of The Total Environment**. v. 198, n. 1, p. 51-60, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)05441-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)05441-7).

BAVEYE, P. et al. Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 28, n. 2, p. 123-191, 1998. <https://doi.org/10.1080/10643389891254197>.

BONANOMI, G. et al. Assessing soil quality under intensive cultivation and tree orchards in Southern Italy. **Applied Soil Ecology**. v. 47, n. 3, p. 184-194, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.12.007>.

BOTARI, A.; DI BERNARDO, L. Modelação da perda de carga na filtração direta ascendente em meio granular de areia grossa e pedregulho **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. v. 14, n. 2, p. 245-256, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000200012>.

- BOULTON, A. J. et al. Ecology and management of the hyporheic zone: stream–groundwater interactions of running waters and their floodplains. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 29, n. 1, p. 26-40, 2010. <https://doi.org/10.1899/08-017.1>.
- BOULTON, A. J. et al. THE FUNCTIONAL SIGNIFICANCE OF THE HYPORHEIC ZONE IN STREAMS AND RIVERS. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 29, n. 1, p. 59-81, 1998. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.59>.
- BRITO, E. M. S. et al. A case study of in situ oil contamination in a mangrove swamp (Rio De Janeiro, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**. v. 58, n. 3, p. 418-423, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.12.008>.
- BRITO, L. L. A. d. et al. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. v. 10, n. 4, p. 307-317, 2005. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522005000400007>.
- BRZEZIŃSKA, M.; STĘPNIEWSKA, Z.; STĘPNIEWSKI, W. Soil oxygen status and dehydrogenase activity. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 30, n. 13, p. 1783-1790, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00043-1).
- BRZEZIŃSKA, M. et al. Effect of oxygen deficiency on soil dehydrogenase activity in a pot experiment with triticale cv. Jago vegetation. **International Agrophysics**. v. 15, n. 3, p. 145-149, 2001.
- BURNS, R. G. Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 14, n. 5, p. 423-427, 1982. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90099-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90099-2).
- CAMIÑA, F. et al. Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 30, n. 8, p. 1005-1011, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00010-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00010-8).
- CASIDA, L. E. J.; KLEIN, D. A.; SANTORO, T. SOIL DEHYDROGENASE ACTIVITY. **Soil Science**. v. 98, n. 6, p. 1964.
- CHO, G.-C.; DODDS, J.; SANTAMARINA, J. C. Particle Shape Effects on Packing Density, Stiffness, and Strength: Natural and Crushed Sands. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. v. 132, n. 5, p. 591-602, 2006. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2006\)132:5\(591\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:5(591)).
- CHRISTIANSEN, J. E. EFFECT OF ENTRAPPED AIR UPON THE PERMEABILITY OF SOILS. **Soil Science**. v. 58, n. 5, p. 1944.
- CHUANG, C.-J.; LI, K.-Y. Effect of coagulant dosage and grain size on the performance of direct filtration. **Separation and Purification Technology**. v. 12, n. 3, p. 229-241, 1997. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(97\)00048-8](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(97)00048-8).
- CLEARY, R. W. **Águas subterrâneas**. Brasil: Clean Environment Brasil, Ed. 1, 1989.

- COSTA, A. L. et al. CLPP and EEA profiles of microbial communities in salt marsh sediments. **Journal of Soils and Sediments**. v. 7, n. 6, p. 418-425, 2007. <https://doi.org/10.1065/jss2007.02.211>.
- DALAI, C.; JHA, R. Review on water treatment techniques used for riverbank filtration. **International Journal of Civil Engineering Research**. v. 5, n. 3, p. 221-226, 2014.
- DALSASSO, R. L. **Estudo de diferentes materiais para floculação em meio granular, precedendo a filtração rápida descendente no tratamento de água para abastecimento**. 2005. 272 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental)–Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2005.
- DARCY, H. **Les fontaines publiques de la ville de Dijon**. Paris: Victor Dalmont. 1856.
- DASH, R. et al. River bank filtration in Haridwar, India: Removal of turbidity, organics and bacteria. **Hydrogeology Journal**. v. 18, n. p. 973-983, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0574-4>.
- DASH, R. R. et al. Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. **Hydrogeology Journal**. v. 16, n. p. 1089-1099, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0295-0>.
- DE REPENTIGNY, C.; ZAGURY, G. J.; COURCELLES, B. Modeling of the clogging in a MgO column used to treat a Ni- and Co-contaminated water and performance prediction for a centripetal radial column. **Chemosphere**. v. 236, n. p. 124307, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.038>.
- DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos: LDIBE. 2008.
- DIPLAS, P. Modelling of fine and coarse sediment interaction over alternate bars. **Journal of Hydrology**. v. 159, n. 1, p. 335-351, 1994. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90265-8](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90265-8).
- DREWES, J.; SUMMERS, R. S. Natural Organic Matter Removal During Riverbank Filtration: Current Knowledge and Research Needs. In: RAY, C. et al. **Riverbank Filtration**. ed. E.U.A: Kluwer Academic Publishers, 2003. cap.15, 365 p.
- DUDA, A.; KOZA, Z.; MATYKA, M. Hydraulic tortuosity in arbitrary porous media flow. **Physical Review E**. v. 84, n. 3, p. 1-8, 2011. <https://doi.org/10.1103/PhysRevE.84.036319>.
- EBRAHIMI KHABBAZI, A.; HINEBAUGH, J.; BAZYLAK, A. Determining the impact of rectangular grain aspect ratio on tortuosity–porosity correlations of two-dimensional stochastically generated porous media. **Science Bulletin**. v. 61, n. 8, p. 601-611, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11434-016-1020-3>.
- EL-TARABILY, K. A. Total microbial activity and microbial composition of a mangrove sediment are reduced by oil pollution at a site in the Arabian Gulf. **Canadian Journal of Microbiology**. v. 48, n. 2, p. 176-182, 2002. <https://doi.org/10.1139/w01-140>.
- ESQUIVEL, L. G. R. **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 em Engenharia Ambiental)—Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2012.

ESQUIVEL, L. G. R. et al. Bank filtration in a coastal lake in South Brazil: water quality, natural organic matter (NOM) and redox conditions study. **Clean Technologies and Environmental Policy**. v. 19, n. 8, p. 2007-2020, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10098-017-1382-5>.

FAIBISHENKO, B. A. Effect of entrapped air on water permeability of soils. **Water Resources**. v. n. p. 304-315, 1985.

FREEZE, A. R.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall. Inc. 1979.

FREITAS, D. A. et al. 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, 2012. <https://doi.org/10.2166/aqua.2012.097>.

FREITAS, D. A. et al. *Cryptosporidium spp.* and *Giardia spp.* removal by bank filtration at Beberibe River, Brazil. **River Research Applications**. v. 33, n. 7, p. 1079-1087, 2017. <https://doi.org/10.1002/rra.3151>.

FREITAS, D. A. **O emprego da técnica de filtração em margem para tratamento de água no Rio Beberibe, região metropolitana do Recife**. 2010. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)—Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2010.

FREITAS, J. B. A. **Caracterização da zona hiporréica no trecho médio do Rio Beberibe considerando aspectos biológicos e sedimentológicos**. 2018. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)—Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2018.

FRENCH, D. Granular filter media: Evaluating filter bed depth to grain size ratio. **Filtration + Separation**. v. 49, n. 5, p. 34-36, 2012. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(12\)70246-X](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(12)70246-X).

FRIEDEL, J. K.; MÖLTER, K.; FISCHER, W. R. Comparison and improvement of methods for determining soil dehydrogenase activity by using triphenyltetrazolium chloride and iodonitrotetrazolium chloride. **Biology and Fertility of Soils**. v. 18, n. 4, p. 291-296, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00570631>.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v. 28, n. 1-2, p. 123-134, 1997. <https://doi.org/10.1080/00103629709369777>.

GHANBARIAN, B. et al. Tortuosity in Porous Media: A Critical Review. **Soil Science Society of America Journal**. v. 77, n. 5, p. 1461-1477, 2013. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0435>.

GIBSON, S. et al. Vertical gradational variability of fines deposited in a gravel framework. **Sedimentology**. v. 56, n. 3, p. 661-676, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2008.00991.x>.

- GILLAN, D. C. et al. Effect of bacterial mineralization of phytoplankton-derived phytodetritus on the release of arsenic, cobalt and manganese from muddy sediments in the Southern North Sea. A microcosm study. **Science of The Total Environment**. v. 419, n. p. 98-108, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.12.034>.
- GRACE, M. A.; HEALY, M. G.; CLIFFORD, E. Performance and surface clogging in intermittently loaded and slow sand filters containing novel media. **Journal of Environmental Management**. v. 180, n. p. 102-110, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.018>.
- GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 38, n. 4, p. 693-701, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.020>.
- GROß-WITTKE, A.; SELGE, F.; GUNKEL, G. Effects of water warming on bank filtration: experimental enclosure studies. **Water Resources Management**. v. 171, p. 209-224, 2013. <https://doi.org/10.2495/WRM130191>.
- GUEDES, T. L. et al. Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas. **Revista DAE**. v. 67, n. p. 84-94, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.007>.
- GUMPRECHT, R.; GERLACH, H.; NEHRKORN, A. FDA hydrolysis and resazurin reduction as a measure of microbial activity in sediments from the south-east Atlantic. **Helgoländer Meeresuntersuchungen**. v. 49, n. 1, p. 189-199, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF02368349>.
- GUNKEL, G. et al. Fine particulate organic matter (FPOM) transport and processing in littoral interstices – use of fluorescent markers. **Limnologia**. v. 39, n. 3, p. 185-199, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.11.001>.
- HACH. **Produtos**. 2021. Disponível em: <https://pt.hach.com/>. Acessado em: 19/01/2021.
- HAIG, S. J. et al. Replicating the microbial community and water quality performance of full-scale slow sand filters in laboratory-scale filters. **Water Research**. v. 61, p. 141-151, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.008>.
- HASAN, H. A.; MUHAMMAD, M. H.; ISMAIL, N. A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. **Journal of Water Process Engineering**. v. 33, n. 101035, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035>.
- HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of Hydrology**. v. 266, n. 3, p. 139-144, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0).
- HORNER, C.; HOLZBECHER, E.; NÜTZMANN, G. A coupled transport and reaction model for long column experiments simulating bank filtration. **Hydrological Processes**. v. 21, n. p. 1015-1025, 2007. <https://doi.org/10.1002/hyp.6276>.
- HOWARD, P. J. A. Problems in the Estimation of Biological Activity in Soil. **Oikos**. v. 23, n. 2, p. 235-240, 1972. <https://doi.org/10.2307/3543411>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Frederico Westphalen, RS**. 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/frederico-westphalen/panorama>. Acessado em: 24/12/2020.

JANGADA, V. H. **Remoção de *Cryptosporidium spp.* no tratamento de águas por filtração em margem: simulação com colunas de sedimento e microesferas de poliestireno**. 2014. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2014.

JEKEL, M. Organic substances in bank filtration and groundwater recharge - Process studies. In. **Organics group: Technische Universität Berlin**. ed. Berlin, Alemanha: Technische Universität Berlin, 2006. cap.4, 207 p.

JIANG, S. et al. Optimisation for assay of fluorescein diacetate hydrolytic activity as a sensitive tool to evaluate impacts of pollutants and nutrients on microbial activity in coastal sediments. **Marine Pollution Bulletin**. v. 110, n. 1, p. 424-431, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.031>.

KUEHN, W.; MUELLER, U. Riverbank Filtration: An Overview. **Journal AWWA**. v. 92, n. 12, p. 60-69, 2000. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2000.tb09071.x>.

KUMAR, S. Soil Dehydrogenase Enzyme Activity in Natural and Mine Soil -A Review. **Middle East Journal of Scientific Research**. v. 13 (7), n. p. 898-906, 2013. <https://doi.org/10.5829/idosi.mejsr.2013.13.7.2801>.

LENHARD, G. Bestimmung der verfügbaren Pflanzennährstoffe durch Ermittlung der Dehydrogenaseaktivität des Bodens. **Zeitschrift für Pflanzenernährung**. v. 99, n. 2-3, p. 182-190, 1962. <https://doi.org/10.1002/jpln.19620990214>.

LIU, L. et al. Applying Bio-Slow Sand Filtration for Water Treatment. **Polish Journal of Environmental Studies**. v. 28, n. 4, p. 2243-2251, 2019. <https://doi.org/10.15244/pjoes/89544>.

LOZADA, D. et al. Decrease of the hydraulic conductivity of sand columns by *Methanosarcina barkeri*. **World journal of microbiology & biotechnology**. v. 10, n. p. 325-333, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00414873>.

MALKOMES, V. H.-P. Eine modifizierte methode zur erfassung der dehydrogenaseaktivität (TTC-reduktion) im boden nach herbizidanwendung. **Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.** v. 45, n. 9, p. 180-185, 1993.

MAMBU, S. SOIL DEHYDROGENASE ACTIVITY: A COMPARISON BETWEEN THE TTC AND INT METHOD. A REVIEW. **JURNAL ILMIAH SAINS**. v. 14, n. p. 87, 2014. <https://doi.org/10.35799/jis.14.2.2014.5937>.

MARMONIER, P. et al. Distribution of Dissolved Organic Carbon and Bacteria at the Interface between the Rhône River and Its Alluvial Aquifer. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 14, n. 3, p. 382-392, 1995. <https://doi.org/10.2307/1467204>.

MCKENZIE, N.; COUGHLAN, K.; CRESSWELL, H. **Soil physical measurements and interpretation for land evaluation**. CSIRO. 2002.

MICHELAN, D. C. G. S. et al. Desempenho do sistema filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável em Ituporanga Santa Catarina. **Revista DAE**. v. 59, n. p. 28-36, 2011. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.078>.

MICHELAN, D. C. G. S. **Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano**. 2010. 342 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2010.

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 em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2009.

MORITZ, M. M.; FLEMMING, H.-C.; & WINGENDER, J. Integration of *Pseudomonas aeruginosa* and *Legionella pneumophila* in drinking water biofilms grown on domestic plumbing materials. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. v. 213, n. 3, p. 190–197, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2010.05.003>.

NOUBACTEP, C. et al. Extending Service Life of Household Water Filters by Mixing Metallic Iron with Sand. **CLEAN – Soil, Air, Water**. v. 38, n. 10, p. 951-959, 2010. <https://doi.org/10.1002/clen.201000177>.

OBERDORFER, J. A.; PETERSON, F. L. Waste-Water Injection: Geochemical and Biogeochemical Clogging Processes. **Groundwater**. v. 23, n. 6, p. 753-761, 1985. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1985.tb01954.x>.

ODONG, J. Evaluation of Empirical Formulae for Determination of Hydraulic Conductivity based on Grain-Size Analysis. **The Journal of American Science**. v. 4, n. 1, p. 1-6, 2008.

OSTVAR, S. et al. Investigating the influence of flow rate on biofilm growth in three dimensions using microimaging. **Advances in Water Resources**. v. 117, n. p. 1-13, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.03.018>.

PAGE, D. et al. Determining treatment requirements for turbid river water to avoid clogging of aquifer storage and recovery wells in siliceous alluvium. **Water Research**. v. 66, n. p. 99-110, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.018>.

PAIVA, A. L. R. **O processo de filtração em margem e um estudo de caso no Rio Beberibe**. 2009. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2009.

PAVELIC, P. et al. Water quality effects on clogging rates during reclaimed water ASR in a carbonate aquifer. **Journal of Hydrology**. v. 334, n. 1, p. 1-16, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.08.009>.

PERUCCI, P. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. **Biology and Fertility of Soils**. v. 14, n. 1, p. 54-60, 1992. <https://doi.org/10.1007/BF00336303>.

PERUJO, N.; ROMANÍ, A. M.; SANCHEZ-VILA, X. A bilayer coarse-fine infiltration system minimizes bioclogging: The relevance of depth-dynamics. **Science of The Total Environment**. v. 669, n. p. 559-569, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.126>.

PILLSBURY, A. F.; APPLEMAN, D. Factors in permeability changes of soils and inert granular material. **Soil Science**. v. 59, n. 2, p. 1945.

PINTO, C. d. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas**. São Paulo: Oficina de textos, Ed. 3, 2011. 367.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. 2010. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)–Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2010.

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 em Engenharia Ambiental)–Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2006.

RAY, C. et al. **Riverbank Filtration – improving source-water quality**. California, USA: Kluwer Academic. 2003. 1-15.

RAY, C. et al. A Perspective of Riverbank Filtration. **Journal AWWA**. v. 94, n. 4, p. 149-160, 2002. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2002.tb09459.x>.

RICE, R. C. Soil Clogging during Infiltration of Secondary Effluent. **Journal (Water Pollution Control Federation)**. v. 46, n. 4, p. 708-716, 1974.

RINCK-PFEIFFER, S. et al. Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. **Water Research**. v. 34, n. 7, p. 2110-2118, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00356-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00356-5).

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. 245 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental)–Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2012.

ROMERO-ESQUIVEL, L. G.; PIZZOLATTI, B. S.; SENS, M. L. Tratamiento de agua potable por filtración inducida en una laguna costera en el sur de Brasil. **Revista Tecnología en Marcha**. v. 25, n. 4, p. 23-32, 2012. <https://doi.org/10.18845/tm.v25i4.616>.

ROMERO, L. et al. La filtración inducida como una alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas. **Interciencia**. v. 38, n. p. 253, 2013.

ROMERO, L. G. et al. Removal of cyanobacteria and cyanotoxins during lake bank filtration at Lagoa do Peri, Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**. v. 16, n. 6, p. 1133-1143, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0715-x>.

ROSENBERRY, D. O.; PITLICK, J. Effects of sediment transport and seepage direction on hydraulic properties at the sediment–water interface of hyporheic settings. **Journal of Hydrology**. v. 373, n. 3, p. 377-391, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.04.030>.

ROUSÉ, P. C.; FANNIN, R. J.; SHUTTLE, D. A. Influence of roundness on the void ratio and strength of uniform sand. **Géotechnique**. v. 58, n. 3, p. 227-231, 2008. <https://doi.org/10.1680/geot.2008.58.3.227>.

SANTOS, L. L. et al. Aplicação da tecnologia de filtração em margens para redução ou eliminação de contaminantes físico-químicos na região semi-árida de Pernambuco. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió, AL. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2011. p. 19.

SCHIJVEN, J.; BERGER, P.; MIETTINEN, I. Removal of Pathogens, Surrogates, Indicators, and Toxins Using Riverbank Filtration. In: RAY, C. et al. **Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality**. ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2003. 73-116 p.

SCHNÜRER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein Diacetate Hydrolysis as a Measure of Total Microbial Activity in Soil and Litter. **Applied and Environmental Microbiology**. v. 43, n. 6, p. 1256, 1982.

SCHOENHEINZ, D.; GRISCHEK, T. Behavior of Dissolved Organic Carbon During Bank Filtration Under Extreme Climate Conditions. In: RAY, C.; SHAMRUKH, M. **Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries**. 1 ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. cap.4, 51-67 p.

SCHUBERT, J. Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies. **Journal of Hydrology**. v. 266, n. 3, p. 145-161, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00159-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00159-2).

SENS, M. L. et al. Filtração em Margem. In. **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. 1 ed. Minas Gerais: PROSAB-04, 2006. cap.5, 173-236 p.

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L. Bank filtration of reservoir as an efficient technique for water supply treatment. In. **Reservoir and River Basin Management: Exchange of Experiences from Brazil, Portugal and Germany**. ed. Alemanha: Technical University of Berlin, 2007. 253 p.

SHEPHERD, R. G. Correlations of Permeability and Grain Size. **Groundwater**. v. 27, n. 5, p. 633-638, 1989. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1989.tb00476.x>.

SIMPSON, S. L.; ANGEL, B. M.; JOLLEY, D. F. Metal equilibration in laboratory-contaminated (spiked) sediments used for the development of whole-sediment toxicity tests. **Chemosphere**. v. 54, n. 5, p. 597-609, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.08.007>.

SING, K. Reporting Physisorption Data for Gas/Solid Systems with Special Reference to the Determination of Surface Area and Porosity. **Pure and Applied Chemistry - PURE APPL CHEM**. v. 54, n. p. 2201-2218, 1982. <https://doi.org/10.1351/pac198254112201>.

SOARES, M.; PIZZOLATTI, B. S.; SENS, M. L. Estudo Hidrogeológico Preliminar para a Avaliação do Potencial de Colmatação do Sedimento das Margens da Lagoa do Peri e do Canal Sangradouro – Florianópolis – Santa Catarina – para a Implantação da Técnica da Filtração em Margem. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**. v. 43, n. p. 2019. http://dx.doi.org/10.11137/2019_4_46_55.

SOARES, M. B.; PIZZOLATTI, B. S. Estudo do Efeito da Colmatação sobre a Condutividade Hidráulica, Porosidade Total e Remoção da Turbidez Utilizando Diferentes Meios Filtrantes, como Apoio à Implementação da Técnica da Filtração em Margem. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**. v. 43, n. 1, p. 130-137, 2020. http://dx.doi.org/10.11137/2020_1_130_137.

SOARES, M. B. D. **Estudo da Implantação em escala real da Filtração em Margem em Lago de piscicultura extensiva para dessedentação animal**. 2009. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2009.

SOARES, M. B. D. **The Influence of High Infiltration Rates, Suspended Sediment Concentration and Sediment Grain Size on River and Lake Bed Clogging**. 2015. 143 f. Tese (Doutorado em Engenharia)-Technischen Universität Berlin, 2015.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARTIZATION. **ISO 23753-1:2005(E) Soil quality - Determination of dehydrogenase activity in soils: Part 1: Method using triphenyltetrazolium chloride (TTC)**. Suíça, 2005.

STEVENSON, D. G. Flow and filtration through granular media - the effect of grain and particle size dispersion. **Water Resources**. v. 31, n. 2, p. 310-322, 1996.

STEVENSON, I. L. Dehydrogenase activity in soils. **Canadian Journal of Microbiology**. v. 5, n. 2, p. 229-235, 1959. <https://doi.org/10.1139/m59-026>.

SUGAI, Y. et al. Considerations on the possibility of microbial clogging of re-injection wells of the wastewater generated in a water-dissolved natural gas field. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 81, n. p. 35-43, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.10.003>.

SWISHER, R.; CARROLL, G. C. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. **Microbial Ecology**. v. 6, n. 3, p. 217-226, 1980. <https://doi.org/10.1007/BF02010387>.

TAYLOR, J. P. et al. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 34, n. 3, p. 387-401, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00199-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00199-7).

THALMANN, A. Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivitat im Boden mittels triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). **Landwirtsch Forsch**. v. 21, n. p. 249-258, 1968.

TUFENKJI, N.; RYAN, J.; M., E. Peer Reviewed: The Promise of Bank Filtration. **Environmental Science & Technology**. v. 36, n. 21, p. 422A-428A, 2002. <https://doi.org/10.1021/es022441j>.

VALETT, H. M.; FISHER, S. G.; STANLEY, E. H. Physical and Chemical Characteristics of the Hyporheic Zone of a Sonoran Desert Stream. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 9, n. 3, p. 201-215, 1990. <https://doi.org/10.2307/1467584>.

VAN LOPIK, J. H. et al. The Effect of Grain Size Distribution on Nonlinear Flow Behavior in Sandy Porous Media. **Transport in Porous Media**. v. 120, n. 1, p. 37-66, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11242-017-0903-3>.

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

VERVIER, P.; DOBSON, M.; PINAY, G. Role of Interaction Zones Between Surface and Ground Waters in DOC Transport and Processing: Considerations for River Restoration. **Freshwater Biology.** v. 29, n. 2, p. 275-284, 1993. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00763.x>.

WAKELIN, S. et al. Microbial community structure of a slow sand filter schmutzdecke: A phylogenetic snapshot based on rRNA sequence analysis. **Water Science & Technology Water Supply.** v. 11, n. 4, p. 426-436, 2011. <https://doi.org/10.2166/ws.2011.063>.

WANG, J. et al. Revealing the microbial community structure of clogging materials in dewatering wells differing in physico-chemical parameters in an open-cast mining area. **Water Research.** v. 63, n. p. 222-233, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.021>.

WESTPHALEN, P. M. d. F. **Nosso município.** 2020. Disponível em: <https://www.fredericowestphalen-rs.com.br/nossomunicipio>. Acessado em: 24/12/2020.

WICHTMANN, T.; TRIANTAFYLIDIS, T.; SPÄTH, L. On the influence of grain shape on the cumulative deformations in sand under drained high-cyclic loading. **Soils and Foundations.** v. 59, n. 1, p. 208-227, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.sandf.2018.11.001>.

WOLIŃSKA, A.; STEPNIEWSKA, Z. Dehydrogenase Activity in the Soil Environment. In: CANUTO, R. A. **Dehydrogenases.** ed. Londres, Reino Unido: IntechOpen, 2012. cap.8, 183-210 p.

XIANG, S.-R. et al. Drying and rewetting effects on C and N mineralization and microbial activity in surface and subsurface California grassland soils. **Soil Biology and Biochemistry.** v. 40, n. 9, p. 2281-2289, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.004>.

XIE, Y. et al. Risk of physical clogging induced by low-density suspended particles during managed aquifer recharge with reclaimed water: Evidences from laboratory experiments and numerical modeling. **Environmental Research.** v. 186, n. p. 109527, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109527>.

YIN, S. et al. The effect of ferrous ions on hydraulic conductivity in fine tailings. **Engineering Geology.** v. 260, n. p. 105243, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2019.105243>.

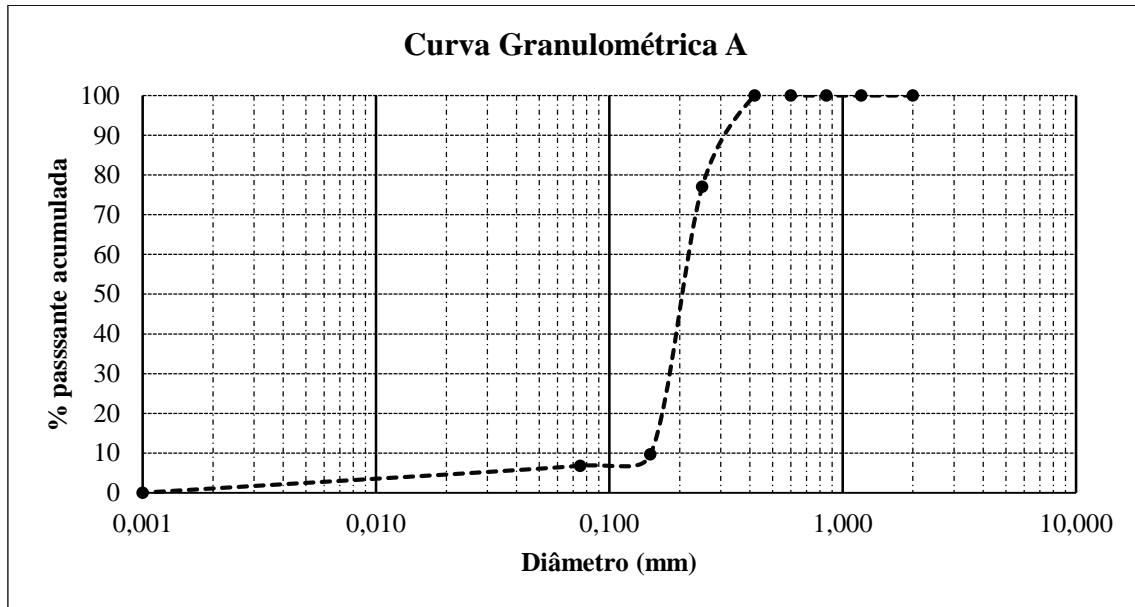
YOGAFANNY, E.; FUCHS, S.; OBST, U. Study of Slow Sand Filtration in Removing Total Coliforms and *E. Coli*. **Jurnal Sains & Teknologi Lingkungan.** v. 6, n. p. 107-116, 2014. <https://doi.org/10.20885/jstl.vol6.iss2.art4>.

ZHANGZHONG, L. et al. A kinetic model for the chemical clogging of drip irrigation system using saline water. **Agricultural Water Management.** v. 223, n. p. 105696, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105696>.

ZHOU, Y. et al. Experimental study of seepage flow properties with biofilm development in porous media with different filter morphologies. **Journal of Hydrology**. v. 591, n. p. 125596, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125596>.

APÊNDICE A – ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DO MEIO FILTRANTE

Figura 40 – Análise granulométrica da areia considerada de menor granulometria.



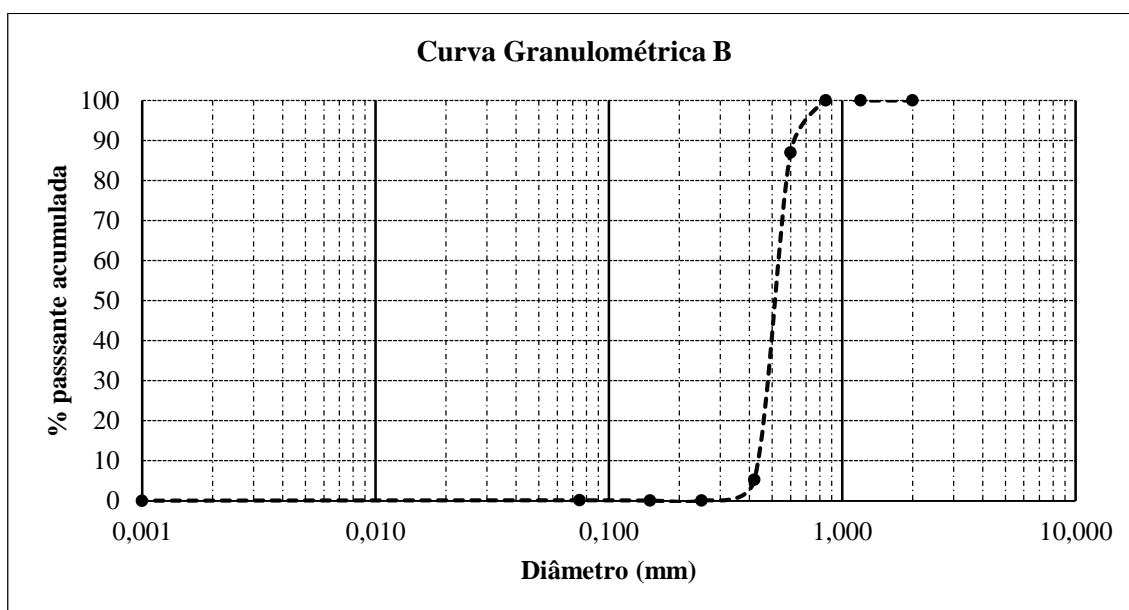
Fonte: Autora (2019).

Tabela 6 – Interpretação da curva granulométrica A – areia fina.

Denotação	Areia fina
d₁₀ (mm)	0,16
d₃₀ (mm)	0,18
d₅₀ (mm)	0,21
d₆₀ (mm)	0,22
Coefficiente de Curvatura (CC)	0,92
Coefficiente de Não Uniformidade (CNU)	1,37
Distribuição nas colunas	Filtro 1, Filtro 4 e Filtro 7

Fonte: Autora (2020).

Figura 41 – Análise granulométrica da areia de granulometria considerada intermediária.



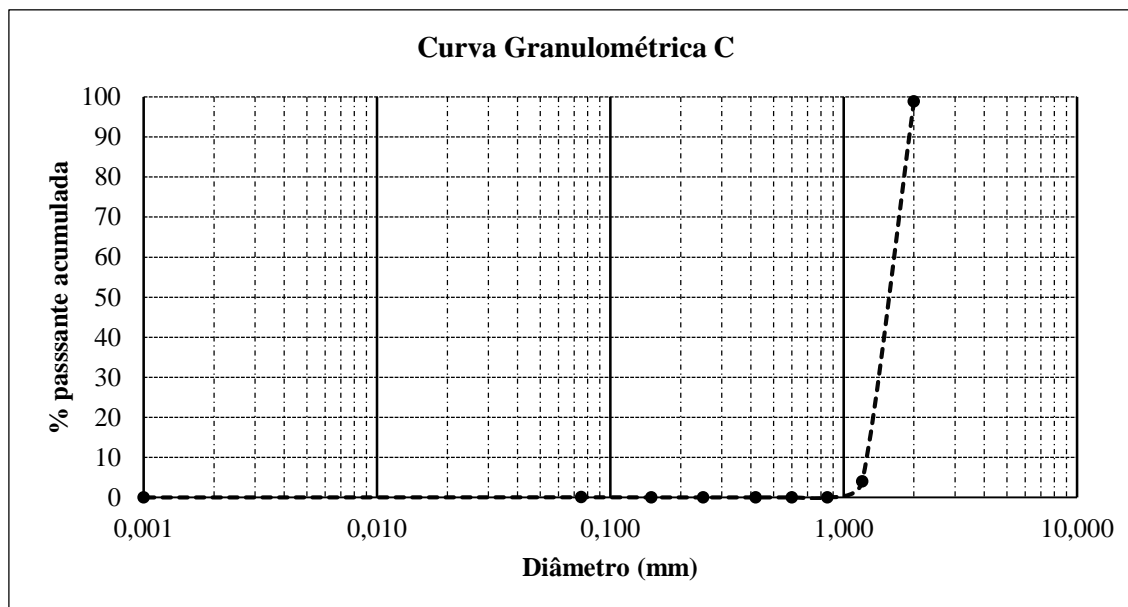
Fonte: Autora (2019).

Tabela 7 – Interpretação da curva granulométrica B – areia média.

Denotação	Areia média
d₁₀ (mm)	0,44
d₃₀ (mm)	0,48
d₅₀ (mm)	0,51
d₆₀ (mm)	0,54
Coefficiente de Curvatura (CC)	0,97
Coefficiente de Não Uniformidade (CNU)	1,23
Distribuição nas colunas	Filtro 2, Filtro 5 e Filtro 8

Fonte: Autora (2020).

Figura 42 – Análise granulométrica da areia considerada de maior granulometria.



Fonte: Autora (2019).

Tabela 8 – Interpretação da curva granulométrica C – areia grossa.

Denotação	Areia grossa
d₁₀ (mm)	1,33
d₃₀ (mm)	1,5
d₅₀ (mm)	1,64
d₆₀ (mm)	1,71
Coeficiente de Curvatura (CC)	0,99
Coeficiente de Não Uniformidade (CNU)	1,28
Distribuição nas colunas	Filtro 3, Filtro 6 e Filtro 9

Fonte: Autora (2020).