



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

Letícia Tommasi

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA
CONVENCIONAL E DE FILTRAÇÃO DIRETA NO MUNICÍPIO DE TIJUCAS/SC**

Florianópolis
2022

Letícia Tommasi

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA
CONVENCIONAL E DE FILTRAÇÃO DIRETA NO MUNICÍPIO DE TIJUCAS/SC**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.

Florianópolis
2022

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

Tommasi, Letícia

Avaliação de Desempenho de Estação de Tratamento de Água Convencional e de Filtração Direta no Município de Tijucas/SC / Letícia Tommasi; orientador, Maurício Luiz Sens, 2022.

99 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Avaliação de desempenho. 3. Produção efetiva. 4. Carreira de filtração. 5. Tratamento de Água. I. Sens, Maurício Luiz. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Letícia Tommasi

**Avaliação de Desempenho de Estação de Tratamento de Água Convencional e de
Filtração Direta no Município de Tijucas/SC**

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

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Sérgio Luiz Belló, Dr.(a)
Universidade Federal do Rio Grande

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

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2022.

AGRADECIMENTOS

A concretização de um sonho passa por um trabalhoso percurso do qual muitos fazem parte, sendo esse o fruto da contribuição de todos que ao meu lado estiveram.

À minha família, que sempre me apoiou e não mediu esforços para que eu chegasse até aqui. Agradeço o carinho e incentivo para buscar novas superações e por me acompanhar em todo o percurso de desenvolvimento profissional e pessoal.

Ao meu namorado, por todo carinho e paciência, por estar sempre ao meu lado nas horas difíceis e por ter acreditado na minha competência, vibrando com minhas vitórias.

Ao meu orientador Prof. Maurício Luiz Sens, pela oportunidade de desenvolver esse trabalho e pela confiança em mim depositada.

À banca examinadora, pelo gentil aceite do convite para participar desse trabalho com suas valiosas contribuições.

Aos colegas mais experientes, cientistas, professores e autores de obras científicas, que contribuíram para a ampliação do conhecimento científico.

A Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em especial ao Programa de Pós-graduação de Engenharia Ambiental, ao qual me sinto orgulhosa de ter feito parte, pelo amparo durante o período de mestrado.

Aos operados da Estação de Tratamento de Água do SAMAE Tijucas pela contribuição e apoio, fornecendo os dados para a realização desta pesquisa.

A todos que de alguma forma, direta ou indiretamente, participaram do desenvolvimento desta pesquisa e que ajudaram a tornar possível mais esta conquista.

MUITO OBRIGADA!

“O futuro não é um lugar para onde estamos indo, mas um lugar que estamos criando. O caminho para ele não é encontrado, mas construído e o ato de fazê-lo muda tanto o realizador quanto o destino”.
(Antonie de Saint-Exupéry)

RESUMO

A demanda por água potável tem crescido de forma acelerada em todo o mundo, porém, ironicamente, a contínua degradação dos mananciais têm reduzido a sua disponibilidade, o que está criando conflitos para atender todos os tipos de consumidores. A escassez deste recurso tem incentivado a realização de pesquisas que buscam a otimização das estações de tratamento, porém ainda são restritas as pesquisas que empregam a produção efetiva nas avaliações de desempenho. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de um sistema de tratamento convencional e de um sistema de filtração direta, em escala real, construídos na mesma planta e operados pela mesma equipe, considerando a aplicabilidade destas tecnologias em relação a qualidade da água bruta, os parâmetros operacionais dos sistemas de tratamento, como a carreira de filtração e as retrolavagens, e a produção efetiva. Foram realizadas análises da qualidade da água bruta e filtrada, calculadas as durações de carreiras de filtração e avaliados os processos de retrolavagens, buscando verificar a possibilidade de obter aumento da produção efetiva. Os resultados demonstraram que ambos os sistemas estudados possuem falhas operacionais, que não priorizam a qualidade da água no encerramento da carreira de filtração e desconsideram os limites de duração, o que coloca em risco a saúde dos consumidores e eleva o volume de perdas de água nos sistemas. O tratamento por filtração direta obteve produção efetiva média de 93,38%, abaixo do nível recomendado e o convencional de 95,93%. Diante disso, foi identificada a necessidade de padronização das atividades operacionais, visando a adequação dos critérios para encerramento da carreira de filtração e a redução de descartes de lodo de fundo, de modo a aumentar a produção efetiva.

Palavras-Chave: Filtração direta; Tratamento convencional; Qualidade da água; Carreira de filtração; Produção efetiva.

ABSTRACT

The demand for drinking water has grown rapidly around the world, but ironically, the continued degradation of water sources has reduced their availability, which is creating conflicts to serve all types of consumers. The scarcity of this resource has encouraged research that seeks the optimization of the water treatment plant, but research that employs as net water production in performance evaluations is still restricted. Therefore, the objective of this study was to evaluate the performance of a conventional treatment system and a upflow direct filtration system, in real scale, constructed at the same plant and operated by the same team, considering the applicability of these technologies in relation to the quality of the raw water, the operational parameters of the treatment systems, such as the filter run and the backwash, and the net water production. Analyses of the quality of raw and filtered water were performed, the durations of filter runs were calculated, and the backwashed processes were evaluated, seeking to verify the possibility of obtaining an increase in net water production. The results showed that both systems studied have operational flaws, which do not prioritize water quality at the end of the filter run and disregard the duration limits, which puts at risk the health of consumers and increases the volume of water losses in the system. The treatment by upflow direct filtration obtained an average net water production of 93.38%, below the recommended level and the conventional level of 95.93%. In that event, the need for standardization of operational activities was identified, aiming at the adequacy of the criteria for closing the filter run and reducing the disposal of bottom sludged, in order to increase the net water production.

Keywords: Direct filtration; Conventional treatment; Water quality; Filter run; Net water production.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema do tratamento de água tipo convencional.	27
Figura 2. Esquema de filtração direta descendente com pré-floculação mecânica... 31	31
Figura 3. Esquema de um filtro ascendente com descarga de fundo intermediária. . 32	32
Figura 4. Esquema de tecnologia de dupla filtração.	33
Figura 5. Tipos de tecnologias aplicadas pelas companhias estaduais de saneamento.	34
Figura 6. Esquema de produção de lodo em ETA convencional.	35
Figura 7. Etapas da carreira de filtração.....	39
Figura 8. Localização da área de estudo.....	43
Figura 9. Esquema da Estação de Tratamento de Água por Filtração Direta Ascendente.	48
Figura 10. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água bruta do Rio Itinga.	51
Figura 11. Curva de permanência de excedência para análises de cor aparente da água bruta do Rio Itinga.	52
Figura 12. Curva de permanência de excedência para análises de pH da água bruta do Rio Itinga.....	53
Figura 13. Dados de concentração de turbidez da água filtrada do sistema de filtração direta.....	54
Figura 14. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água filtrada nos 6 filtros do sistema FDA.....	55
Figura 15. Turbidez da água filtrada e paradas para retrolavagens – Sistema FDA. 57	57
Figura 16. Turbidez da água filtrada antes de iniciar as retrolavagens no sistema FDA.	58
Figura 17. Duração mínima, média e máxima das carreiras de filtração do sistema FDA.	60
Figura 18. Curva de permanência de excedência das carreiras de filtração do sistema FDA.	61
Figura 19. Produção efetiva mensal – sistema FDA.....	63
Figura 20. Esquema da Estação de Tratamento de Água convencional.	64
Figura 21. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água bruta do Rio Tijucas.	66

Figura 23. Curva de permanência de excedência para análises de cor aparente da água bruta do Rio Tijucas.	67
Figura 23. Curva de permanência de excedência para análises de pH da água bruta do Rio Tijucas.	68
Figura 24. Dados de concentração de turbidez da água filtrada do sistema convencional.	69
Figura 25. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água filtrada do sistema convencional.	70
Figura 26. Turbidez da água filtrada e paradas para retrolavagens – Tratamento convencional.	71
Figura 27. Turbidez da água filtrada antes de iniciar as retrolavagens no sistema convencional.	72
Figura 28. Duração mínima, média e máxima das carreiras de filtração do sistema convencional.	73
Figura 29. Curva de permanência de excedência das carreiras de filtração do sistema convencional.	74
Figura 30. Produção efetiva mensal - sistema convencional.	76

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Características das águas naturais em função da tecnologia de tratamento recomendada.	22
Quadro 2. Tratamento mínimo requerido para cada tipo de água.	23
Quadro 3. Classificação da água bruta para abastecimento público.	23
Quadro 4. Limites de aplicação de diferentes técnicas de tratamento, em função da qualidade da água bruta.	24
Quadro 5. Parâmetros da qualidade da água bruta e suas respectivas tecnologias.	25
Quadro 6. Equações empíricas para estimativa de quantidade de lodo descartada em ETAs convencionais.....	36
Quadro 7. Média mensal dos parâmetros físico-químicos da água do Rio Itinga.	50
Quadro 8. Volumes gastos e produção efetiva mensal do sistema FDA.	62
Quadro 9. Média mensal de parâmetros físico-químicos da água do Rio Tijucas.....	65
Quadro 10. Volumes gastos e produção efetiva mensal do sistema convencional. ...	75

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	OBJETIVOS.....	15
1.1.1	Objetivo geral	15
1.1.2	Objetivos específicos	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	16
2.1.1	Turbidez	16
2.1.2	Cor	17
2.1.3	pH	18
2.1.4	Agentes Biológicos	19
2.1.5	Compostos Emergentes	20
2.2	TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	21
2.2.1	Tratamento de água convencional	26
2.2.2	Filtração direta	30
2.3	RESÍDUOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	34
2.4	AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO	37
2.4.1	Carreira de filtração	39
2.4.2	Produção efetiva	41
3	MATERIAIS E MÉTODOS	43
3.1	ÁREA DE ESTUDO	43
3.2	CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO	44
3.3	LEVANTAMENTO DE DADOS	44
3.4	TRATAMENTO DOS DADOS	45
3.5	AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS DE RETROLAVAGENS E ENCERRAMENTO DAS CARREIRAS DE FILTRAÇÃO	46
3.6	DETERMINAÇÃO DA DURAÇÃO DA CARREIRA DE FILTRAÇÃO	46
3.7	DETERMINAÇÃO DA PRODUÇÃO EFETIVA	46
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1	SISTEMA DE FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE (FDA).....	48
4.1.1	Caraterização do Sistema de Tratamento	48
4.1.2	Caracterização da Água Bruta do Sistema FDA	50
4.1.3	Caracterização da Água Filtrada no Sistema FDA	53

4.1.4	Avaliação da Retrolavagem do Sistema FDA	55
4.1.5	Avaliação da Carreira de Filtração do Sistema FDA	59
4.1.6	Avaliação da Produção Efetiva do Sistema FDA.....	62
4.2	SISTEMA CONVENCIONAL.....	64
4.2.1	Caraterização do Sistema de Tratamento	64
4.2.2	Caracterização da Água Bruta do Sistema Convencional	65
4.2.3	Caracterização da Água Filtrada do Sistema Convencional	68
4.2.4	Avaliação da Retrolavagem do Sistema Convencional	70
4.2.5	Avaliação da Carreira de Filtração do Sistema Convencional	73
4.2.6	Avaliação da Produção Efetiva do Sistema Convencional.....	75
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	78
6	REFERÊNCIAS	81
ANEXO A – Layout da ETA Central do SAMAE Tijucas – Filtração Direta Ascendente.....		91
ANEXO B – Layout da ETA Central do SAMAE Tijucas – ETA Convencional ...		92
ANEXO C – Especificação das Camadas Filtrantes do Sistema de Filtração Direta Ascendente.....		93
ANEXO D – Especificação das Camadas Filtrantes do Sistema Convencional		94
APÊNDICE I – Níveis de Turbidez e Retrolavagens do Sistema de Filtração Direta Ascendente.....		95
APÊNDICE II – Níveis de Turbidez e Retrolavagens do Sistema Convencional		98

1 INTRODUÇÃO

Com o aumento da população e o incremento da industrialização nas últimas décadas, a disponibilidade de água tem sido insuficiente para atender à demanda em muitas regiões. É estimado que cerca de dois terços da população mundial sofrem escassez de água durante pelo menos uma vez ao ano (TRA, 2016).

Considerando que, o crescimento populacional do planeta está estimado em 85 milhões de pessoas por ano (PRIMIN, 2018), a disponibilidade de água torna-se, cada vez mais, alvo de conflitos entre os usos deste recurso. De acordo com Caretta et al. (2022), em quase um terço das maiores cidades do mundo, a demanda pode exceder a disponibilidade de água de superfície até 2050. As Nações Unidas (UN, 2018) afirmaram que se o ambiente natural continuar sendo degradado, com pressões sobre os recursos hídricos globais, 52% da população mundial será colocada em risco até este mesmo ano.

Muito embora o saneamento básico seja um direito constitucional e um dos objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, os efeitos causados pelas mudanças climáticas, tem gerado preocupações no que se refere à infraestrutura de saneamento urbana e a segurança hídrica. De acordo com o 6º relatório do IPCC - AR6 (CARETTA et al., 2022), os eventos climáticos extremos, como fortes chuvas, inundações, secas rigorosas e calor prolongado, tem se tornado mais frequentes e mais severos devido às mudanças climáticas e irão acelerar no futuro próximo.

Além disso, as mudanças climáticas, juntamente com as ações antrópicas, vêm comprometendo, continuamente, a qualidade dos recursos hídricos, limitando o acesso à água e aumentando os riscos à saúde humana pelo seu consumo. As águas superficiais são as mais susceptíveis a efeitos de degradação de sua qualidade, por estarem diretamente expostas a contaminações e pelo aporte de águas de escoamento superficial das cidades.

Aliado a isto, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ONU, 2015) almejam a garantia da disponibilidade e do manejo sustentável da água, delimitando metas para 2030 de universalização, melhoria da qualidade da água com a redução da poluição hídrica, a restauração de ecossistemas e o aumento da eficiência do uso da água.

Estes acordos globais intensificam a busca pela implantação de sistemas de tratamento com níveis elevados de desempenho para permitir a distribuição de água em condições favoráveis de potabilidade e minimizar os impactos relativos à escassez hídrica.

Assim, a presente pesquisa propôs avaliar o desempenho de tecnologias de tratamento de água, por meio de análises da qualidade da água, dos processos de retrolavagens de filtros e da produção efetiva de um sistema convencional de tratamento e de um sistema de filtração direta, em escala real.

1.1 OBJETIVOS

Nas seções abaixo estão descritos o objetivo geral e os objetivos específicos desta dissertação.

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar o desempenho de produção e de qualidade de água quanto aos parâmetros turbidez e cor, em um sistema de tratamento convencional e em um sistema de filtração direta, em escala real.

1.1.2 Objetivos específicos

1. Caracterizar os parâmetros construtivos e operacionais dos sistemas de tratamento;
2. Caracterizar a qualidade da água bruta dos mananciais;
3. Avaliar os processos de retrolavagens de ambos os sistemas de tratamento;
4. Avaliar a carreira de filtração dos sistemas de tratamento;
5. Avaliar a produção efetiva de água dos dois sistemas de tratamento.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo contempla os fundamentos envolvidos com o tema proposto, sendo abordados assuntos como: parâmetros de qualidade de água, etapas de potabilização de água para abastecimento público e avaliação de desempenho de unidades de filtração de água.

2.1 PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA

A análise de parâmetros da qualidade da água é de grande relevância quando realizada na água bruta, de modo a determinar a metodologia de tratamento adequada para garantir o fornecimento de água em condições de potabilidade. Da mesma forma, análises laboratoriais são imperativas para atestar a qualidade da água a ser distribuída para consumo humano.

Por serem parâmetros de rápida determinação, a turbidez, a cor e o pH são avaliados rotineiramente nas Estações de Tratamento de Água como forma de monitoramento operacional, indicando a eficiência do tratamento.

2.1.1 Turbidez

A turbidez é um parâmetro físico largamente avaliado em sistemas de saneamento. Sua concentração está relacionada à presença de partículas sólidas em suspensão e em estado coloidal. Esta propriedade pode ser devida principalmente à existência de algas, plânctons, matéria orgânica e outras substâncias como o zinco, ferro, manganês, areia, argila ou contaminantes de efluentes domésticos e industriais (BRASIL, 2015; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). De acordo com a CETESB (2018), a turbidez expressa o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar a amostra de água, seja por absorção ou espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca .

A turbidez pode ser determinada por meio de métodos espectroquímicos de espalhamento, ou seja, está associado a medidas de intensidade de radiação espalhada por uma solução. Estes métodos são classificados como nefelométricos e turbidimétricos. Quando uma radiação passa por um meio no qual partículas sólidas

são dispersas, parte da radiação se espalha em todas as direções; a diminuição da radiação incidente, como resultado do espalhamento por partículas, é a base dos métodos turbidimétricos e a medida da radiação que dispersou é captada pelos métodos nefelométricos (MORAIS; TÓTH; RANGEL, 2006).

Conforme abordam Heller e Pádua (2016a), as medições de turbidez são de extrema necessidade em fases de planejamento de estações de tratamento de água, tendo em vista que a turbidez da água bruta é um dos principais parâmetros para a seleção da tecnologia e do controle operacional a serem implementados.

A turbidez é um parâmetro de grande importância operacional relacionado ao processo de filtração, em virtude da agregação de bactérias e outros organismos, patogênicos ou não, com partículas sólidas presentes na água. Além disso, altos níveis de turbidez podem reduzir a eficiência do processo de desinfecção, criando maior demanda de produto desinfetante (EDZWALD, 2011).

O órgão Health Canada (2012) relata diversos fatores que podem interferir na eficiência da redução da turbidez nos processos de filtração, como o tipo de tecnologia que está sendo usada, a qualidade da água da fonte, taxas de filtração, pré-tratamento químico, tamanho / tipo do meio filtrante e características da superfície, comprimento do filtro, maturação do filtro, temperatura da água, integridade do filtro e procedimentos de retrolavagem.

A Portaria GM/MS nº 888/2021, a qual determina os padrões de potabilidade da água para consumo humano, estabelece um valor máximo de 0,5 uT na água resultante de filtros rápidos e 1,0 uT de filtros lentos. Como padrão organoléptico, a legislação impõe um limite 5 uT em qualquer ponto da rede de distribuição.

2.1.2 Cor

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente em estado coloidal orgânico, como a matéria húmica (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina) e inorgânico (óxidos de ferro e manganês) (CETESB, 2018; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Este parâmetro pode ser medido na forma de cor verdadeira ou de cor aparente; a primeira refere-se à análise realizada sem a interferência de partículas suspensas na água, responsáveis pela elevação da turbidez, ou seja, após a

centrifugação ou filtração da amostra. A segunda é determinada considerando as partículas suspensas na água (HELLER; PÁDUA, 2016a; LIBÂNIO, 2010).

A cor verdadeira é um importante indicador da concentração de matéria orgânica presente nas águas, sendo esta composta por proteínas, aminoácidos, ácidos graxos e substâncias húmicas; estas últimas representam cerca de 50 a 70% de matéria orgânica dissolvida na água, as quais são formadas pela degradação química e biológica de resíduos de vegetais e de animais e da atividade metabólica de microrganismos (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Heller e Pádua (2016b), a matéria húmica confere tonalidades amarelas e amarronzadas na água. As águas residuais industriais podem conter ligninas, taninos, corantes e outros produtos químicos orgânicos e inorgânicos que também podem alterar a cor da água (APHA, 2017). A cor é variável conforme o pH da água, tendo maior facilidade de remoção em valores de pH mais baixos

Embora a cor seja um parâmetro de caráter estético, tendo em vista que níveis elevados podem provocar a rejeição dos consumidores, o Ministério da Saúde determina um limite de 15 unidades Hazen ($1 \text{ uH} = 1 \text{ mg Pt-Co/L}$) na água para abastecimento público (BRASIL, 2021a). Além disso, conforme indica a (APHA, 2017), a presença de matéria orgânica incide na formação de subprodutos da desinfecção, além de conferir gosto e odor à água.

Para a água bruta, a Resolução CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre os níveis de qualidade das águas naturais do território brasileiro, inclui a cor como padrão de classificação de águas doces, limitando este parâmetro em 75 mg Pt/L , em águas de classes 2 e 3 (CONAMA, 2005).

2.1.3 pH

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a intensidade das condições ácidas ($\text{pH} < 7,0$) ou alcalinas ($\text{pH} > 7,0$) na água, por meio da concentração de íons H^+ . Apesar da tendência das águas naturais em permanecerem próximas da neutralidade, algumas variáveis são capazes de influenciar o valor do pH, como as características do solo, a presença de ácidos húmicos ou atividade fotossintética intensa (HELLER; PÁDUA, 2016a).

O pH exerce forte influência no grau de solubilidade de diversas substâncias, desta forma, este parâmetro pode interferir indiretamente na intensidade da cor, na

distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos e na toxicidade dos elementos (LIBÂNIO, 2010). Os autores Heller e Pádua (2016b) ainda destacam a influência do pH no processo de cloração, tendo em vista que este perde sua eficiência em casos de pH elevado.

Segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), águas com valores baixos de pH tendem a ser corrosivas a certos metais e concretos, e águas com valores elevados tendem a formar incrustações nos sistemas de distribuição. Assim sendo, é imperativa a correção dos valores de pH para evitar problemas nos sistemas de abastecimento de água.

No Brasil, o padrão de potabilidade recomendado para o pH, no sistema de distribuição, é delimitado entre 6,0 a 9,5 (BRASIL, 2017), de modo a evitar danos à rede de abastecimento e efeitos adversos a saúde do consumidor.

2.1.4 Agentes Biológicos

Certos organismos possuem a capacidade de provocar alterações na coloração, gosto e odor da água, além de causar danos à saúde humana, caso sejam consumidos, como cianobactérias, microalgas e actinomicetos (PÁDUA, 2009). Desta forma, na água distribuída às comunidades são realizadas análises de organismos indicadores de contaminação, organismos patogênicos e organismos que provocam alterações físicas na mesma.

Os organismos patogênicos são comumente encontrados em águas continentais e estão intrinsecamente relacionados à transmissão de doenças, principalmente no trato gastrointestinal. Os autores Heller e Pádua (2016b) levantaram diversos agentes patogênicos de veiculação hídrica, dentre estes: bactérias (*Escheria coli*, *Salmonela typhi*, *Vibrio cholerae*, *Pseudomonas aeruginosa*, etc.), vírus (enterovírus, hepatite A e E, rotavírus, etc.), protozoários (*Entamoeba hystolitica*, *Giardia intestinalis*, *Cryptosporidium parvum spp*) e helmintos (*Dracunculus medinensis*). Alguns destes recebem maior atenção nos sistemas de abastecimento público, como é o caso da *Escheria coli*, da *Giardia intestinalis* e do *Cryptosporidium parvum spp*, os quais são alvo de monitoramento por exigência legal do Ministério da Saúde.

Estes microrganismos são inativados da água para consumo por meio da desinfecção, quando se trata de bactérias e vírus, ou são removidos no processo de

filtração, quando a contaminação ocorre por protozoários e helmintos (HELLER; PÁDUA, 2016a).

Usualmente, a qualificação da água para abastecimento público é determinada de forma indireta, por meio de organismos indicadores, tais como as bactérias do grupo coliforme, pressupondo que a presença destes organismos na água, indicaria a introdução de matéria de origem fecal.

De acordo com Brasil (2006a), alguns microrganismos são mais resistentes ao processo de desinfecção, entretanto, em razão de seu diâmetro são removidas na filtração. Diante disso, indiretamente, a remoção de agentes biológicos da água também incide na duração da carreira de filtração de uma Estação de Tratamento de Água.

2.1.5 Compostos Emergentes

De acordo com Kutz (2018), os compostos emergentes são definidos como quaisquer produtos sintéticos ou naturais ou qualquer microrganismo que não é comumente monitorado ou regulado no meio ambiente, mas tem o potencial de entrar nas águas superficiais e causar efeitos adversos à saúde humana e/ou ecológica, como fármacos, produtos de cuidado pessoal, produtos químicos domésticos, aditivos alimentares, novos pesticidas, nanopartículas, entre outros.

Os contaminantes emergentes geram preocupação devido à incerteza de seu impacto na saúde pública, mesmo que em baixos níveis (EDZWALD, 2011). Atualmente, muitas dessas substâncias, principalmente os fármacos, não são removidas com eficiência pelos tratamentos convencionais de águas residuárias e, portanto, os contaminantes e seus metabólitos atingem as águas superficiais (BAYABIL; TESHOME; LI, 2022; HEBERER, 2002; KÜMMERER, 2008).

Caldas et al (2013) indicaram por meio de uma investigação de agrotóxicos, produtos farmacêuticos e de higiene pessoal em águas superficiais e tratadas, que as fontes de água têm sido afetadas pelos efluentes domésticos e pelas atividades agrícolas, tendo em vista a observação do chamados PPCP (fármacos e produtos e cuidado pessoal) e de pesticidas nas amostras de água.

Recentemente, o surto de coronavírus (SARS-CoV-2) deu origem a uma inevitável aplicação mundial de uma ampla variedade de medicamentos. Alguns desses fármacos apareceram em águas tratadas, efluentes e biossólidos. Isto porque

os sistemas de tratamento convencionais não conseguem remover esses contaminantes da água de forma eficiente, tornando-se uma preocupação emergente no campo ambiental, em função dos riscos para a qualidade da água dos ecossistemas aquáticos e para a saúde pública (MORALES-PAREDES; RODRÍGUEZ-DÍAZ; BOLUDA-BOTELLA, 2022; SAFAEI et al., 2022).

Salvador et al. (2022) avaliaram a presença do vírus SARS-CoV-2 em amostras concentradas de água natural e potável. Cargas virais foram detectadas tanto em águas superficiais, como na água potável. Assim, os autores ressaltaram a necessidade do monitoramento deste vírus e de outros patógenos, especialmente em corpos d'água de baixo fluxo que recebem águas residuais.

Westerhoff et al. (2005) demonstraram que métodos convencionais de tratamento de água promovem a remoção de menos de 25% da maioria dos compostos desreguladores endócrinos (EDC) e de PPCP. Testes com a dosagem de cloro ou ozônio demonstraram uma redução nos níveis de EDC e PPCP, possivelmente pela sua transformação em subprodutos de oxidação. Entretanto, a formação de subprodutos de desinfecção, como os trihalometanos, traz impactos também preocupantes.

Morales-Paredes, Rodríguez-Díaz e Boluda-Botella (2022) observaram um aumento significativo na concentração de medicamentos anti-COVID-19 em águas superficiais, águas residuais e águas residuais tratadas após a pandemia. Os autores avaliaram a aplicabilidade de técnicas de adsorção com bio e nanomateriais, e processos avançados de oxidação para remoção destes fármacos em escala piloto, que foram capazes de remover mais de 80% de alguns deles. Os autores recomendaram a utilização de sistemas híbridos, que combinem tecnologias convencionais com as mais inovadoras, para obter a redução de custos operacionais e otimização dos processos.

2.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Em razão da diversidade de tecnologias disponíveis para tratamento de água (convencional, dupla filtração, filtração direta, floto-filtração, etc.), a seleção da modalidade ideal para instalação em determinado local precisa ter uma análise criteriosa. Segundo Edzwald (2011), esta seleção deve considerar a qualidade da água bruta de captação, os requisitos legais de remoção de contaminantes, a

confiabilidade e flexibilidade do processo de tratamento, os custos de construção, operação e manutenção do sistema, os impactos ambientais associados, as capacidades das companhias de abastecimento, a área disponível, e os requisitos de tratamento de resíduos.

É inquestionável que a qualidade da água bruta, dentre os requisitos de seleção, é o que possui maior relevância, tendo em vista a intrínseca relação da qualidade da água com a saúde pública. Assim sendo, o Ministério da Saúde (BRASIL, 2006b) propõe uma hierarquização das características da água bruta, em função da dificuldade de remoção ou sua relevância na potabilização, sendo as algas o primeiro parâmetro que interfere na qualidade da água e, conseqüentemente, na decisão da metodologia de tratamento, seguido pelas E. coli, cor verdadeira, turbidez, ferro e manganês, alcalinidade e pH, temperatura, condutividade elétrica e compostos orgânicos.

Considerando a variabilidade nas características da água bruta, inexistente um consenso entre os autores em relação aos limites de aplicação de cada tipo de tecnologia de tratamento. Kawamura (2000) apud Libânio (2010) utilizam os parâmetros turbidez, cor aparente, E. coli e algas para auxiliar na definição da tecnologia de tratamento (Quadro 1).

Quadro 1. Características das águas naturais em função da tecnologia de tratamento recomendada.

Parâmetro/ Tecnologia	Convencional	Dupla Filtração	Filtração Direta	Filtração Lenta	Filtração Direta em Linha
Turbidez (uT)	<3000	<50	<20	<10	<5
Cor aparente (uH)	<1000	<50	<20	<20	<15
E. coli (NMP/100 mL)	<10 ⁶	<10 ³	<10 ³	<10 ³	<100
Algas (UPA/mL)	<10 ⁵	<5000	<10 ³	<250	<100

Fonte: Kawamura (2000) apud Libânio (2010).

Já a norma técnica brasileira NBR 12216 (ABNT, 1992) estabelece que o tratamento mínimo requerido deve considerar os limites dos parâmetros DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio com período de incubação de 5 dias), coliformes, pH, cloretos e fluoretos, conforme Quadros 2 e 3.

Quadro 2. Tratamento mínimo requerido para cada tipo de água.

CLASSE DE ÁGUA	TRATAMENTO MÍNIMO
Tipo A	Desinfecção e correção do pH.
Tipo B	Desinfecção e correção do pH e, além disso: Decantação simples, para águas contendo sólidos sedimentáveis, quando, por meio desse processo, suas características se enquadrem nos padrões de potabilidade; ou b) Filtração, precedida ou não de decantação, para águas de turbidez natural, medida na entrada do filtro, sempre inferior a 40 Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT) e cor sempre inferior a 20 unidades, referidas aos Padrões de Platina.
Tipo C	Coagulação, seguida ou não de decantação, filtração em filtros rápidos, desinfecção e correção do pH.
Tipo D	Tratamento mínimo do tipo C e tratamento complementar apropriado a cada caso.

Fonte: ABNT (1992).

Quadro 3. Classificação da água bruta para abastecimento público.

TIPOS DE ÁGUA BRUTA				
PARÂMETROS	A	B	C	D
DBO 5 dias (mg/L)				
Média	Até 1,5	1,5 – 2,5	2,5 – 4,0	> 4,0
Máxima, em qualquer amostra	1,0 – 3,0	3,0 – 4,0	4,0 – 6,0	> 6,0
Coliformes (NMP/100 mL)				
Média mensal em qualquer mês	50 - 100	100 - 5000	5000 - 20000	> 20000
Máximo	> 100 cm Menos de 5% das amostras	> 5000 Menos de 20% das amostras	> 20000 cm Menos de 5% das amostras	-

pH	5,0 – 9,0	5,0 – 9,0	5,0 – 9,0	3,8 – 10,3
Cloretos	< 50,0	50,0 – 250,0	250,0 – 600,0	> 600
Fluoretos	< 1,5	1,5 – 3,0	> 3,0	-

Fonte: ABNT (1992).

Os autores Heller e Pádua (2016a) relacionam os principais parâmetros e respectivos valores usualmente referenciados na literatura para viabilizar a seleção da melhor tecnologia de tratamento de água para abastecimento público (Quadro 4).

Quadro 4. Limites de aplicação de diferentes técnicas de tratamento, em função da qualidade da água bruta.

Valores Máximos para a Água Bruta						
Tipos de Tratamento	Turbidez (uT)	Cor verdadeira (uH)	Ferro Total (mg/L)	Manganês (mg/L)	Coliformes (NMP/100 mL)	
					Totais	Fecais
Filtração lenta	10	5	1	0,2	2.000	500
Pré-filtro + filtro lento	50	10	5	0,5	10.000	3.000
FIME	100	10	3	0,5	20.000	5.000
Filtração ascendente	100	100	15	1,5	5.000	1.000
Dupla filtração	200	150	15	2,5	20.000	5.000
Filtração direta descendente	25	25	2,5	-	2.500	500
Filtração direta descendente com floculação	50	50	2,5	-	5.000	1.000
Tratamento convencional**	250	*	2,5	-	20.000	5.000

Fonte: Heller; Pádua (2016a).

Legenda: NMP: Número Mais Provável.

* Depende do valor da turbidez.

** Para águas que excedem os limites de tratamento convencional, este deverá ser complementado com tratamentos especiais, tais como pré-oxidação, ajuste de pH, aplicação de polímeros, utilização de carvão ativado, etc.

Para o caso específico da filtração direta e dupla filtração, o autor Di Bernardo (2003) utiliza a metodologia ilustrada no quadro 5, onde aplica parâmetros de cor,

turbidez, sólidos em suspensão, densidade de algas, E. coli e coliformes fecais para definir a tecnologia de tratamento de água a ser empregada.

Quadro 5. Parâmetros da qualidade da água bruta e suas respectivas tecnologias.

Características da água bruta	Tecnologias de Tratamento			
	Filtração Direta Descendente	Filtração Direta Ascendente	Dupla Filtração (Pedregulho ↑ + areia ou CD ↓)	Dupla Filtração (Areia grossa ↑ + areia ou CD ↓)
Turbidez (uT)	90% ≤ 10	90% ≤ 10	90% ≤ 100	90% ≤ 50
	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 150	95% ≤ 100
	100% ≤ 100	100% ≤ 100	100% ≤ 200	100% ≤ 150
Cor verdadeira (uC)	90% ≤ 20	90% ≤ 20	90% ≤ 50	90% ≤ 50
	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 75	95% ≤ 75
	100% ≤ 50	100% ≤ 50	100% ≤ 100	100% ≤ 100
Sólidos em suspensão (mg/L)	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 150	95% ≤ 100
	100% ≤ 100	100% ≤ 100	100% ≤ 200	100% ≤ 150
Coliformes totais (NMP/100 ml)	1000 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾	5000 ⁽¹⁾	5000 ⁽¹⁾
E. coli (NMP/100 ml)	500 ⁽¹⁾	500 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾
Densidade de algas (UPA/ml)	500	500	1000	1000
Taxas de filtração (m ³ /m ² /d)	200-600	160-240	FAP: 80-180 FRD: 180-600 ⁽²⁾	FAAG: 120-240 FRD: 200-600 ⁽²⁾
Nº de DFIs durante a carreira de filtração dos filtros ascendentes	NA	≥ 2 ⁽³⁾	≥ 4 ⁽³⁾	≥ 4 ⁽³⁾
Taxa de aplicação de água na interface durante as DFIs (m ³ /m ² /d)	NA	≥ 600	≥ 600	≥ 600

Fonte: Di Bernardo (2003).

¹ Limites mais elevados podem ser adotados com o emprego de pré-desinfecção. ² As taxas de filtração mais elevadas nessa faixa são aplicáveis somente quando é utilizado meio filtrante de dupla camada. ³ Observar outros critérios.

Legenda: DFI – descarga de fundo intermediária; FAAG – filtro com escoamento ascendente em areia grossa; FAP – filtro com escoamento ascendente em pedregulho; FRD – filtro rápido descendente; CD – camada dupla de antracito + areia; NA – não se aplica.

Em geral, as tecnologias de tratamento de água dividem-se em duas categorias distintas: com ou sem coagulação química, em função do tipo de unidade filtrante utilizada: i) sem coagulação, conduz ao emprego da filtração lenta; e ii) com coagulação química, a etapa fundamental para clarificação da água é a filtração rápida. Incluídas nesta segunda categoria, as principais tecnologias de tratamento constituem-se na filtração direta e no tratamento convencional (BRASIL, 2006b).

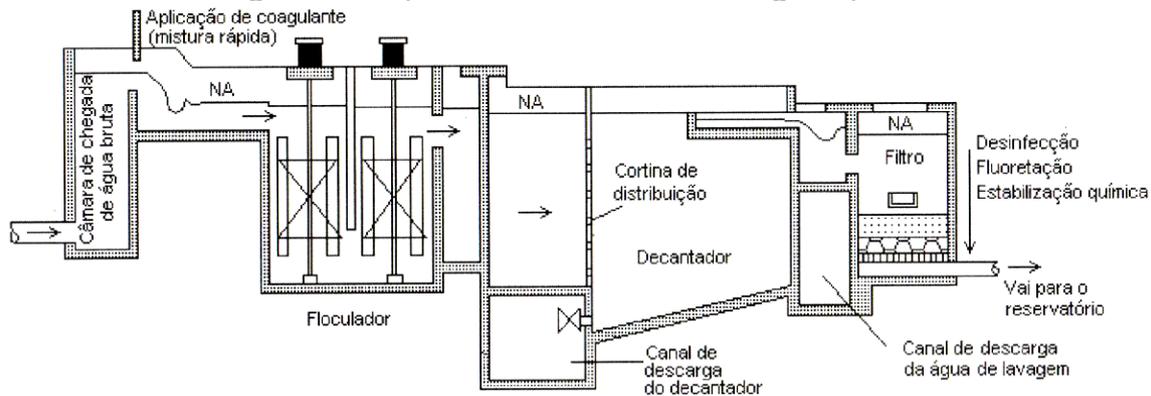
2.2.1 Tratamento de água convencional

Em uma pesquisa realizada pelo IBGE (2020), foi apontado que no Brasil, a tecnologia de tratamento convencional é a mais aplicada para abastecimento público, correspondendo a 50,5% dos municípios. Ainda foi verificado que quanto mais populoso o município for, maior o percentual de ocorrência de sistemas convencionais de tratamento de água.

Considerando que o desenvolvimento urbano tem produzido um ciclo de contaminação, gerado pelos efluentes da população urbana, escoamentos pluviais e ocupação ribeirinha, localidades com grandes expansões demográficas acabam comprometendo as águas dos mananciais (TUCCI, 2008). Um estudo realizado por Vasconcelos e Souza (2011) concluiu que há uma relação entre a urbanização crescente e a degradação dos corpos hídricos, onde observaram alterações nas variáveis cor aparente, turbidez, coliformes totais, oxigênio dissolvido e nitratos, em detrimento do lançamento de efluentes sem tratamento e água pluvial que escoam até os mananciais.

Isto nos indica que as águas dos mananciais podem apresentar diversos tipos de impurezas, tais como partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos, que por apresentarem carga superficial negativa, acabam dificultando sua remoção (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Desta forma, os processos de tratamento do tipo convencional (figura 1), por terem maior flexibilidade em relação aos parâmetros de qualidade da água, são os comumente aplicados com o objetivo de abastecimento público.

Figura 1. Esquema do tratamento de água tipo convencional.



Fonte: Heller e Pádua (2016a).

Como ponto de partida do tratamento convencional tem-se a unidade de mistura rápida, onde é adicionado um coagulante à água, normalmente à base de alumínio ou ferro, com carga positiva, para permitir a formação de espécies hidrolisadas, que reagem quimicamente com as impurezas, reduzindo a força repulsiva que tende a mantê-las estáveis no meio aquoso. As condições para uma coagulação eficiente são bastante variáveis, considerando a qualidade da água bruta. Assim sendo, os gradientes de velocidade média da mistura rápida partem de 500 s⁻¹ a 7000 s⁻¹, e o tempo de detenção de 1 s a mais de 3 minutos (HELLER; PÁDUA, 2016b). O processo de coagulação é requerido quando o manancial de captação apresenta elevada cor e turbidez, densidade de algas relativamente alta ou ainda com temperaturas baixas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Por seguinte, a água segue para a etapa de floculação, de modo a viabilizar as colisões entre as partículas eletricamente desestabilizadas por meio da agitação lenta, e a sua conseqüente agregação, formando aglomerados maiores (flocos), os quais são susceptíveis de remoção nas unidades seguintes (SABOGAL-PAZ, 2007). De acordo com Camp (1946), os flocos variam sua dimensão desde alguns micrômetros até aproximadamente 4 mm, a massa específica está compreendida entre 1000 a 1050 kg/m³ e seu formato é bastante irregular.

Para promover a remoção dos flocos formados e clarificar a água, segue-se para a etapa de sedimentação das partículas suspensas, separando as fases líquida e sólida. As unidades de decantação exercem sua função pela ação da gravidade e são projetadas com base na taxa de aplicação superficial, a qual está intrinsecamente relacionada à velocidade de sedimentação das partículas a serem removidas da água.

Os decantadores podem ser do tipo convencional, de baixa taxa, de elementos tubulares, ou de alta taxa (ABNT, 1992). É importante mencionar que para ocorrer a remoção dos flocos de forma eficiente nesta unidade, estes deverão apresentar alta densidade, de modo a amplificar sua velocidade de sedimentação (LETTERMAN; YIACOUMI, 2011).

Continuando o processo de clarificação e potabilização da água, a próxima etapa de tratamento é a filtração rápida. Nesta etapa a água passa através do leito filtrante e os materiais particulados são retidos na superfície do leito ou são coletados na sua profundidade (BRINCK, 2009).

De acordo com Di Bernardo (2003), o processo de filtração considera diversas variáveis, como as características da suspensão (tipo, tamanho e massa específica das partículas, resistência ao cisalhamento, concentração de partículas, temperatura e pH da água, etc.), do meio filtrante (tipo de material granular, tamanho efetivo, coeficiente de desuniformidade, espessura da camada filtrante, etc) e hidráulicas (taxa de filtração, carga hidráulica, método de controle do nível de água nos filtros, etc.).

A remoção das partículas envolve mecanismos de transporte, responsáveis por conduzir as partículas suspensas na água para a superfície dos grãos; mecanismos de aderência no leito filtrante, que ocorrem quando as partículas estão muito próximas dos grãos e forças de ação superficial atuam de modo a aderi-las à superfície dos mesmos, removendo-as da água; e mecanismos de desprendimento, que sucedem quando as partículas removidas acumulam-se na superfície dos grãos, diminuindo o espaço de poros e aumentando as forças de cisalhamento que atuam sobre o material depositado, desprendendo e arrastando partículas para outras camadas do filtro (HELLER; PÁDUA, 2016a).

De acordo com a ABNT (1992), os filtros rápidos podem ser de camada filtrante simples (areia) ou dupla (areia + antracito), de fluxo ascendente ou descendente, sendo que os de fluxo ascendente sempre serão compostos por camada simples. Segundo Logsdon (2008), estes filtros são normalmente compostos por meio granular de areia de sílica, carvão antracito, Carvão Ativado Granular (CAG), areia de alta densidade ou materiais granulares não convencionais.

O tamanho do material filtrante é um fator capaz de exercer interferência na remoção das partículas da água, no desenvolvimento da perda de carga e nos processos de retrolavagem, o que conseqüentemente influencia o desempenho dos filtros (ABNT, 1992). Além disso, o Coeficiente de Uniformidade (CU) dos grãos

também exerce efeitos sobre a performance das unidades; quanto menor seu valor, mais uniforme será o material, mais profunda será a retenção de impurezas e, portanto, maior será a carreira de filtração (BRINCK, 2009). A ABNT (1992) recomenda um coeficiente de uniformidade de 1,4 a 1,6 em filtros rápidos. Já os autores Tobiasson et al. (2011) adotam coeficientes entre 0,7-0,8 para areia, 0,46-0,60 para o antracito e 0,75 para o CAG.

Segundo Heller e Pádua (2016b), a retrolavagem de filtros rápidos pode ser realizada: a) exclusivamente com água; b) com água e lavagem auxiliar superficial ou subsuperficial; c) lavagem inicial com ar, seguida de lavagem com água; ou d) com ar e água simultaneamente.

Após as etapas de clarificação e filtração da água, o Ministério da Saúde requer a implantação de processo de desinfecção, bem como a manutenção de residuais mínimos de produto desinfetante na água distribuída (BRASIL, 2021b). Esta etapa consiste em isentar a água de microrganismos patogênicos, incluindo bactérias, vírus, protozoários, microalgas e cianobactérias, seja por intermédio da inativação (inibição da reprodução de microrganismos ou da transmissibilidade de enfermidades, pela ação de produto desinfetante) ou da esterilização (extermínio de qualquer forma de microrganismo por fervura ou radiação ionizante) (LIBÂNIO, 2010).

Os autores Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017) explicam que a inativação dos microrganismos ocorre através de um ou mais dos seguintes mecanismos: a) destruição da estrutura celular; b) interferência no metabolismo com inativação de enzimas; ou c) interferência na biossíntese e no crescimento celular, evitando a síntese de proteínas, ácidos nucleicos e coenzimas. Já o processo de esterilização envolve a destruição completa de todas as formas vivas presentes na água.

Para Crittenden et al. (2012), a desinfecção pode ser classificada de duas formas: a) desinfecção primária, com a inativação de microrganismos diretamente na água; b) desinfecção secundária, a qual objetiva manter um desinfetante residual no sistema de distribuição de água tratada. Cada finalidade requer um desinfetante com determinadas características para garantir sua eficácia.

Apesar do cloro ser o desinfetante mais habitual nas estações de tratamento de água, o risco amplificado por este produto relativo à formação de subprodutos, como trihalometanos, ácidos haloacéticos, halopicrinas, haloacetoneitrilas, halocetonas, haloaldeídos e outros compostos halogenados que podem causar danos à saúde pública, quando da presença de matéria húmica na água, impulsionou

pesquisas sobre desinfetantes alternativos (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017), tal como a cloramina (GUAY; RODRIGUEZ; SÉRODES, 2005; RICHARDSON et al., 2000), o ozônio (LIU et al., 2021; MONDARDO; SENS; FILHO, 2006; VAROUQA, 2021), dióxido de cloro (PRASERT et al., 2021; RICHARDSON et al., 2000; USEPA, 1999), peróxido de hidrogênio (BATTERMAN; ZHANG; WANG, 2000; DROGUI et al., 2001), peroxônio (PASCHOALATO; TRIMAILOVAS; DI BERNARDO, 2008; USEPA, 1999), radiação ultravioleta (DANIEL et al., 2001; NISHIZAWA et al., 2020), dentre outros.

A última etapa do sistema convencional refere-se à fluoretação, a qual é requerida por legislação federal (BRASIL, 1974) com intuito de prevenir a decomposição do esmalte dos dentes dos consumidores, bem como evitar o surgimento de cáries (HELLER; PÁDUA, 2016b). De acordo com a FDI World Dental Federation (2014), mais de 370 milhões de pessoas, em mais de 27 países, recebem água fluoretada.

Não obstante, esta imposição legal tem despertado dúvidas sobre sua real necessidade. O primeiro motivo para o questionamento está voltado para aspectos econômicos. Além disso, alguns profissionais do setor do saneamento são céticos quanto à eficácia preventiva da fluoretação da água; outros preocupam-se com os efeitos nocivos à saúde humana, como patologias no sistema nervoso, tecido ósseo, sistema endócrino, fluorose dentária etc. Ainda, outros pesquisadores também discutem sobre o princípio da autonomia, com a escolha da população em consumir água fluoretada ou não (GARBIN et al., 2017; NARVAI; FRAZÃO; CASTELLANOS FERNANDEZ, 2004). Margeando estas discussões, permanece até os dias atuais o requisito legal para dosagem de compostos fluoretados na água de abastecimento público (BRASIL, 2017), considerando-se como um direito básico da cidadania.

2.2.2 Filtração direta

Quando a água bruta apresenta valores reduzidos de turbidez, a coagulação torna-se ineficaz, tendo em vista as baixas concentrações de partículas suspensas na água e a sua estabilidade. Destarte, essas partículas não colidem facilmente umas com as outras, o que dificulta sua agregação para formação de flocos. Em consequência disso, interferências negativas podem ocorrer na qualidade da água produzida, nos custos operacionais, no consumo de produtos químicos, na geração

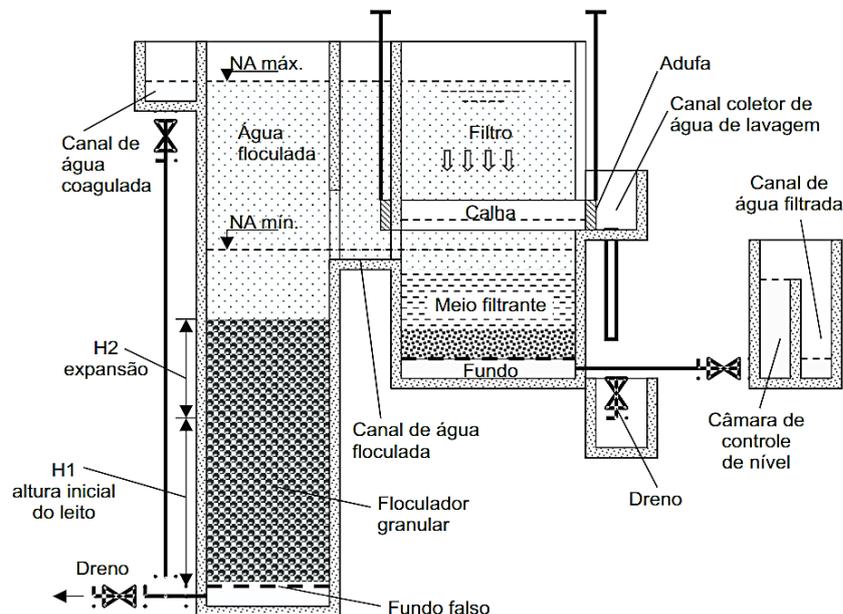
de lodo, bem como na produção efetiva, já que estes parâmetros são diretamente relacionados com a duração da carreira de filtração da ETA (DI BERNARDO, 2003; MITTAPALLI; KALAVATHY, 2016).

De modo geral, a filtração direta é indicada para águas brutas com cor e turbidez relativamente reduzidas e que não apresentem variações bruscas de qualidade, apresentando sistemas simplificados, onde inexistem etapas de sedimentação ou flotação e, em alguns casos, também de floculação (DI BERNARDO, 2003; EDZWALD; BECKER; TAMBINI, 1987; SAKAMOTO, 2013).

O termo filtração direta abrange todas as técnicas de tratamento em que os filtros rápidos são as únicas unidades destinadas a remover os sólidos presentes na água, nas quais a água bruta é coagulada, floculada e encaminhada diretamente às unidades de filtração (HEALTH CANADA, 2012; HELLER; PÁDUA, 2016b). Segundo Heller e Pádua (2016a), a filtração direta pode ser dividida em: filtração direta descendente (FDD), filtração direta descendente com floculação (FDDF), filtração direta ascendente (FDA) e dupla filtração (DF).

Na filtração direta descendente a água coagulada percorre a camada filtrante de cima para baixo, e a água filtrada sai pela parte inferior do filtro (figura 2). Neste sistema predominam os filtros de dupla camada, constituída de antracito e areia, de espessura 15 cm a 35 cm e 45 cm a 90 cm, respectivamente (BRASIL, 2006b; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; HELLER; PÁDUA, 2016b).

Figura 2. Esquema de filtração direta descendente com pré-floculação mecânica.

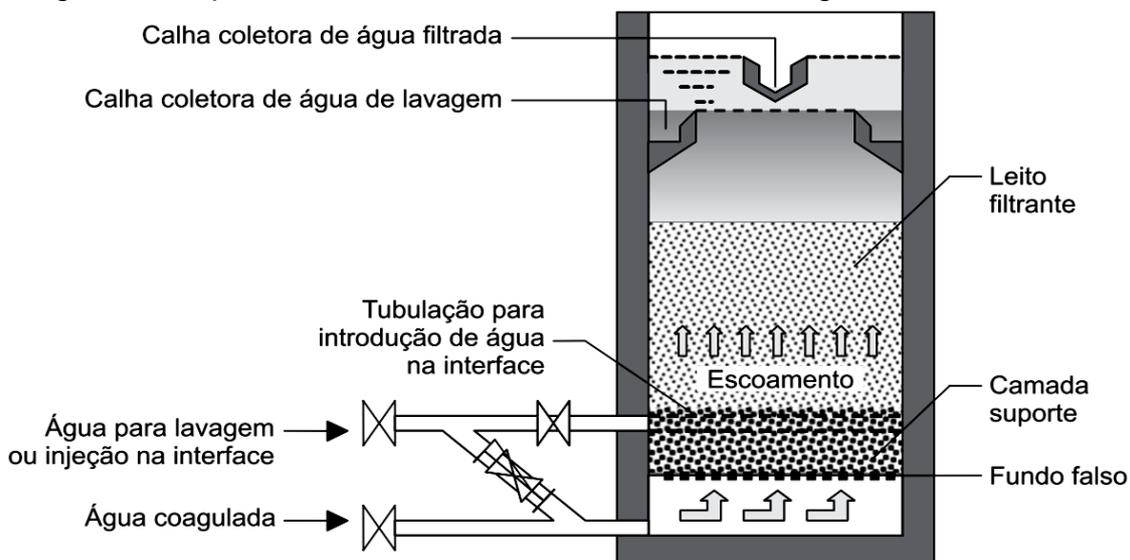


Fonte: Di Bernardo (2003).

Quando as partículas de tamanho médio da ordem de 1 a 3 μm predominam na água bruta, é conveniente promover a floculação após a coagulação, de modo a permitir o aumento do tamanho das partículas, possibilitando a melhoria do desempenho da ETA e reduzindo os custos operacionais (DALSSASSO; SENS, 2006). Esta metodologia é aplicada na técnica de filtração direta descendente com floculação, onde a formação de flocos na água é realizada antes de entrar nos filtros (HELLER; PÁDUA, 2016b).

Na versão ascendente a água bruta é coagulada por neutralização de cargas (figura 3), sendo introduzida na parte inferior da unidade filtrante, passando pelo sistema de drenagem, camada de pedregulho (responsável pela remoção de, no mínimo, 30% das impurezas) e meio filtrante constituído unicamente de areia, com espessura da ordem de 1,80 m, camada-suporte de 40 cm, e operam com taxas de filtração entre 120 e 180 m/dia (BRASIL, 2006b; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Figura 3. Esquema de um filtro ascendente com descarga de fundo intermediária.

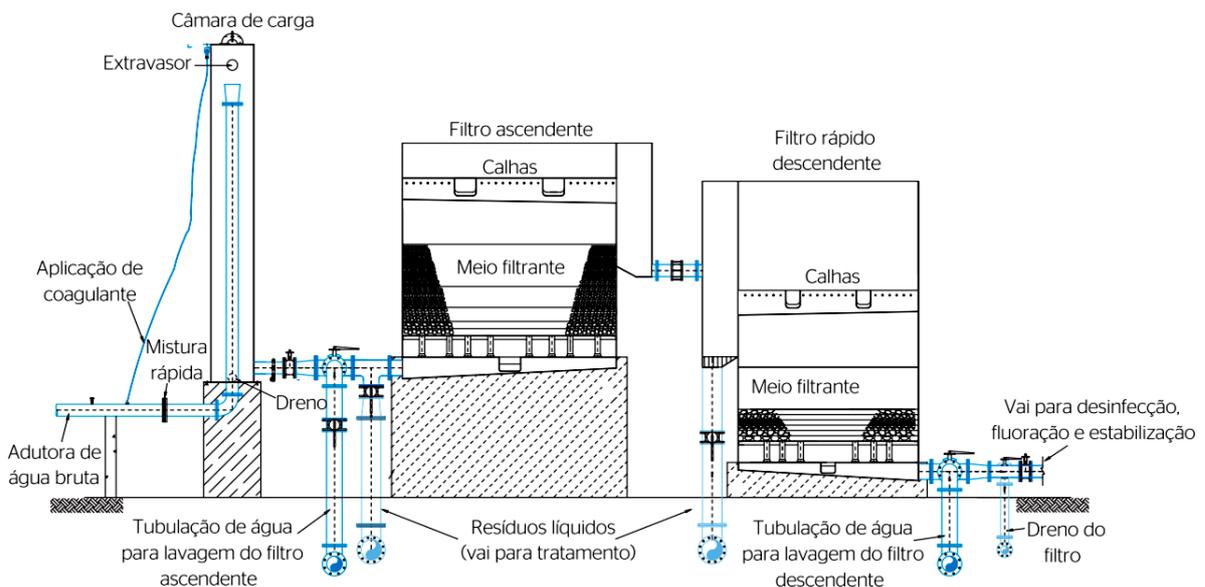


Fonte: Di Bernardo (2003).

Em ocasiões de elevação brusca da turbidez, ressalta-se que nos filtros de fluxo ascendente, quando a perda de carga, em um nível qualquer do meio filtrante, ultrapassa o peso da camada submergida acima desse nível, o meio se fluidifica e permite que flocos anteriormente depositados saiam junto ao efluente (RICHTER; NETTO, 1991).

Na dupla filtração ocorre a associação dos tipos de filtração direta, ou seja, após a coagulação por neutralização de cargas em unidade de mistura rápida, a água segue para a filtração de fluxo ascendente, normalmente operada com descargas de fundo intermediárias, e posteriormente para os filtros de fluxo descendente (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; HELLER; PÁDUA, 2016b), conforme figura 4. As unidades normalmente utilizam meio filtrante de pedregulho ou areia grossa no ascendente e de areia, ou antracito e areia, no descendente (SABOGAL-PAZ, 2007).

Figura 4. Esquema de tecnologia de dupla filtração.



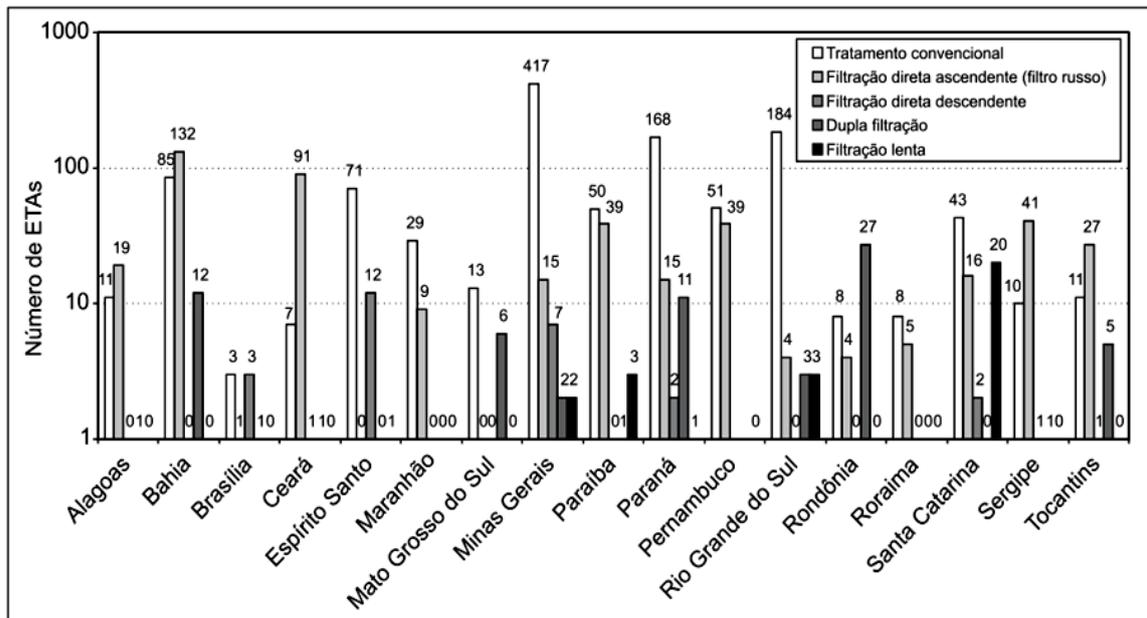
Fonte: Sabogal-Paz (2010) *apud* Sabogal-Paz et al. (2015).

Os autores Edzwald, Becker e Tambini (1987) apresentam como fator limitante para a aplicação da filtração direta a concentração de até 5 mg/L de carbono orgânico total (COT) na água bruta e recomendam níveis de turbidez baixos (menor que 20-30 uT), baixa cor (inferior a 30-40 uH) e baixa concentração de algas. Aziz (2009) afirma que filtração direta demonstra-se como uma solução econômica para águas com baixa turbidez, com potencial de economia até 30% do custo total da estação, em razão da inexistência de decantadores, da menor produção de lodo, menor necessidade de manutenção e reduzida quantidade de produtos químicos dosados.

Um estudo publicado pelo PROSAB, realizado por Di Bernardo (2003), buscou levantar a frequência da utilização dos sistemas de filtração direta pelas companhias estaduais de saneamento. A pesquisa identificou uma maior tendência de uso do tratamento convencional nos Estados do Sul e Sudeste, possivelmente em virtude das

variações da qualidade da água ao longo do ano. Por outro lado, na região Nordeste, a qualidade da água bruta parece favorecer o emprego da filtração direta, tendo em vista as diversas captações em açudes (figura 5).

Figura 5. Tipos de tecnologias aplicadas pelas companhias estaduais de saneamento.



Fonte: Di Bernardo (2003).

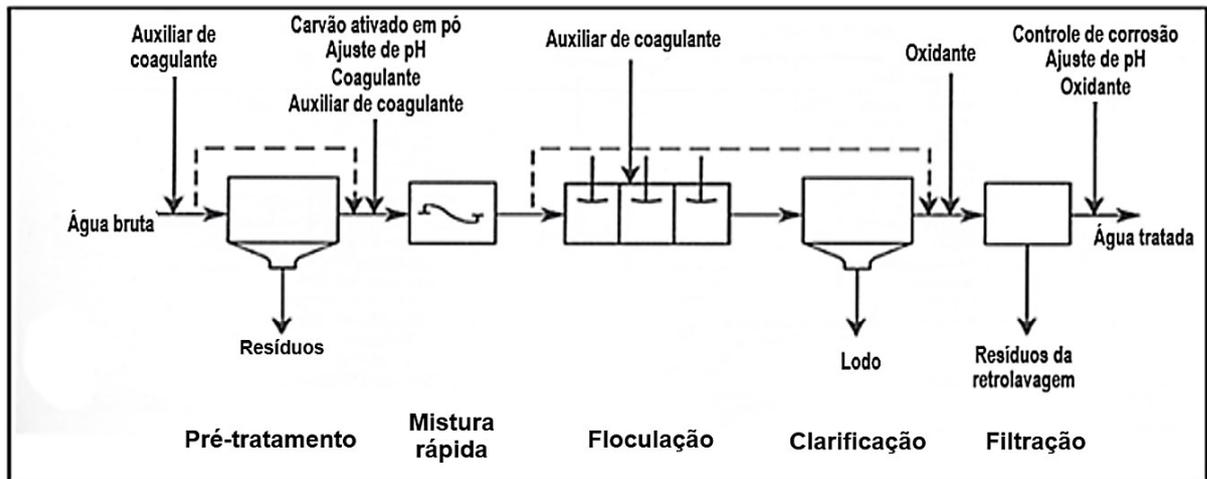
2.3 RESÍDUOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Durante os processos de potabilização da água, geram-se como resíduos os lodos acumulados no fundo dos decantadores e a água de lavagem dos filtros. Estes resíduos são compostos basicamente de impurezas removidas da água em conjunto com os produtos químicos de tratamento utilizados, possuem grande umidade, geralmente maior que 95%, estando, de maneira geral, sob forma fluida e, tipicamente, compreendem até 5% da produção anual da ETA (KATAYAMA, 2012; REALI, 1999).

Grande parte destes resíduos é originada nos processos de coagulação, floculação e sedimentação ou flotação (Figura 6). A composição do lodo está intimamente ligada à natureza química do coagulante empregado para a formação de flocos, bem como da fonte de água bruta (LIBÂNIO, 2010; MAÑOSA et al., 2021; ZHOU et al., 2015). Um dos coagulantes mais comuns é o de policloreto de alumínio (PAC), que ao ser adicionado à água, íons de alumínio (Al^{3+}) são hidrolisados e precipitam em forma hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$) (TRINH; KANG, 2011). Estes precipitados, constituem a maior parte dos resíduos gerados nas ETAs, juntamente

com o silte, a argila, a areia e outras impurezas removidas da água bruta (MAÑOSA et al., 2021).

Figura 6. Esquema de produção de lodo em ETA convencional.



Fonte: Pizzi (2010) adaptado.

Com relação aos sólidos provenientes da retrolavagem dos filtros, Edzwald (2011) afirma que estes são correspondentes aos que permaneceram após a sedimentação ou foram originados pela adição de um auxiliar filtrante ou ainda, foram formados pela oxidação de ferro ou manganês. No caso de sistemas de filtração direta, por inexistir etapas de mistura rápida, mistura lenta e sedimentação, o lodo gerado na retrolavagem dos filtros é o único resíduo produzido e seu volume está relacionado à quantidade de água utilizada nas retrolavagens.

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005), em termos de volume, a maior quantidade de lodo é proveniente da lavagem dos filtros. Já em termos mássicos, a maior quantidade é gerada nos decantadores, tendo em vista que a sedimentação é o primeiro processo físico de separação sólido-líquido. Segundo Pizzi (2010) o lodo gerado no processo de sedimentação é caracterizado por baixo volume e alta concentração de sólidos, ao contrário do que ocorre com o lodo da lavagem dos filtros.

Na América Latina, particularmente no Brasil, ainda são incipientes as pesquisas científicas realizadas no equacionamento das características e da produção de lodo em Estações de Tratamento de Água (KATAYAMA et al., 2015).

Segundo Cornwell (2006), existem três métodos usados para determinar as quantidades de lodo: fórmulas empíricas, análise de balanço de massa de coagulante e determinação em campo. Alguns autores mencionam que a melhor prática para

realizar a quantificação da produção de lodos em ETAs, deve-se tomar como base os resultados obtidos em testes experimentais em estações-piloto ou em escala de bancada, com a água bruta do manancial explorado (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Alternativamente, em razão do custo e tempo de execução destes testes, fórmulas empíricas foram desenvolvidas para estimar a produção de lodo, considerando a geração de resíduos à dosagem de produtos químicos e à quantidade de sólidos em suspensão afluentes à ETA (KATAYAMA et al., 2015). O autor Ribeiro (2007) indica a substituição do parâmetro “sólidos suspensos” por “turbidez”, tendo em vista a escassez de dados de sólidos suspensos nas estações de tratamento. Assim, é sugerida a correção do valor da turbidez, multiplicando-a por um fator que varia entre 1,0 a 2,0. Algumas equações para estimativa de produção de lodo são expressas a seguir (quadro 6).

Quadro 6. Equações empíricas para estimativa de quantidade de lodo descartada em ETAs convencionais.

a) Water Research Center (1979) apud Januário e Ferreira Filho (2007)	$P = (1,2.T + 0,07.C + k.D + A)$	Equação 1
b) Association Francaise Pour L'etude Des Eaux – AFEE (1983) apud (KATAYAMA, 2012)	$P = (1,2.T + 0,07.C + 0,17.D + A)/1000$	Equação 2
c) Cornwell (1987) apud Ribeiro (2007)	$P = 0,44. D + 1,5.T + A$	Equação 3
d) Kawamura (1991) apud Reali (1999)	$P = (D. k) + (T .1,5)$	Equação 4
e) AWWA (1996) apud Ribeiro (2007)	$P = 3,5. T^{0,66}$	Equação 5
f) Richter (2009)	$P = (0,2. C + 1,3.T + k.D)/1000$	Equação 6

Legenda: P = Produção de sólidos secos precipitados (kg de sólidos/m³ de água bruta tratada); T = turbidez da água bruta (uT); D = dosagem do coagulante (mg/L); A = outros aditivos, como carvão ativado em pó e polímero; C = cor da água bruta (uC); k = fator que depende do número de moléculas de água associadas a cada molécula de do precipitado de hidróxido de sódio Os valores para a relação estequiométrica k variam de acordo com o tipo de coagulante (k= 0,23 A 0,26, para o sulfato de alumínio, k= 0,54, para sulfato férrico, k = 0,66, para o cloreto férrico anidro e k = 0,4, para o cloreto férrico hidratado).

No entanto, estas equações estimam um volume de lodo seco produzido e não preveem o volume total. O volume real produzido será dependente da quantidade de água utilizada para remover os sólidos das unidades de tratamento durante a limpeza. Com o aumento dos padrões de qualidade da água, haverá uma tendência no aumento da frequência de descarte de lodo, o que promove concentrações de sólidos menores, tendo em vista que a altura e o tempo de compactação do lodo serão inferiores (AWWA, 1999).

2.4 AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO

As inovações científicas e tecnológicas caminham de forma acelerada, agindo em favor de nossas necessidades, o que não é diferente no setor de tratamento de águas. Com as alterações da qualidade dos mananciais, a quantidade de água disponível se reduziu, necessitando de tecnologias mais desenvolvidas para garantir o fornecimento de água potável nos padrões legais ou aumentar a eficiência dos processos de tratamento existentes.

De acordo com Ferreira et al. (2019), investimentos em eficiência operacional nas companhias de saneamento permitem um retorno financeiro pela diminuição dos custos de produção, possibilitando melhor aproveitamento da infraestrutura existente e a postergação da aplicação de recursos para ampliação dos sistemas, além de auxiliar na preservação dos recursos naturais.

Neste sentido, Pereira (2016) afirma que ajustes para otimizar o desempenho operacional de estações de tratamento de água podem ampliar os limites de vazão de tratamento, além de proporcionar melhor qualidade da água. Para Pereira, Da Silva e Libânio (2018), a avaliação do desempenho das estações de tratamento pelos prestadores tem comumente ocorrido de forma reducionista, restringindo-se ao atendimento dos padrões de potabilidade exigidos pelo Ministério da Saúde.

Em consonância com o apresentado pelos autores supracitados, diversas pesquisas foram publicadas avaliando o desempenho das tecnologias de tratamento através da eficiência de remoção de parâmetros de qualidade da água. Conceição et al. (2019) buscaram avaliar o desempenho de unidades de tratamento de água em um sistema convencional, localizado no Estado do Sergipe, por meio dos parâmetros de cor aparente, turbidez e pH em cada etapa de tratamento, tanto na água bruta como tratada, evidenciando que, devido aos expressivos índices de cor e turbidez da

água do manancial, a água apenas atinge o enquadramento de potabilidade após passar por todas as etapas de tratamento (coagulação, floculação, decantação, filtração).

No mesmo sentido, Almeida, Silva e Paula (2017) analisaram o desempenho da estação de tipo convencional por meio de estudos da alteração da qualidade da água bruta e suas implicações no tratamento executado, comparando resultados de turbidez, cor aparente e pH em períodos secos com períodos chuvosos. Neste estudo foi identificado que a qualidade da água do manancial é bastante influenciada pelas precipitações, sendo que os períodos chuvosos apresentaram maiores valores de turbidez na água bruta, entretanto, a água filtrada apresentou menor turbidez que no período seco, em razão da necessidade de dosagem de coagulante em períodos chuvosos. Além disso, as variações pluviométricas também interferem na carreira de filtração da ETA, tendo em vista que a elevação da turbidez e da cor aumenta a necessidade de lavagem dos filtros, demonstrando sobrecarga na etapa de decantação.

Ali et al. (2012) avaliaram o desempenho de duas estações de tratamento de água em Islamabad, no Paquistão, monitorando a eficiência de remoção de diversos parâmetros, dentre eles a turbidez e os coliformes, sendo que o país possui quase 64% de seus mananciais contaminados com coliformes totais. A pesquisa indicou que a maioria dos parâmetros de qualidade da água se enquadram nas recomendações da WHO (*World Health Organization*), porém as atividades antropogênicas e o pastoreio de animais próximo às margens do manancial, causam a elevação da turbidez e a contaminação microbiológica da água.

Ainda aplicando a metodologia de eficiência de remoção de parâmetros físico-químicos da água para avaliação de desempenho de ETA, Rocha et al. (2009) estudaram a eficiência de uma estação automatizada na cidade de Itapetinga-BA, tendo em vista que sistemas eletrônicos podem apresentar falhas e acabar comprometendo a confiabilidade do sistema, além de causar riscos à saúde pública. Então, por meio da análise de parâmetros de cor, turbidez, dureza, alcalinidade, matéria orgânica, cloro e flúor, os resultados indicaram que o sistema automatizado foi mais eficaz no tratamento do parâmetro cor, seguida pela turbidez e, por último, a matéria orgânica.

Em contrapartida, os autores Zhang et al., (2012) consideram necessários quatro aspectos para avaliar o desempenho de estações de tratamento de água:

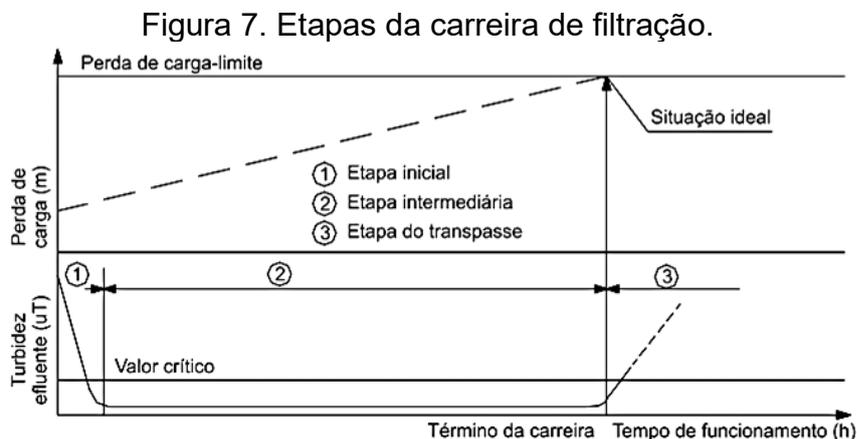
confiabilidade, robustez, resiliência e risco. O primeiro se refere à probabilidade do sistema de tratamento atender aos padrões da legislação vigente, durante um determinado período de tempo. O segundo está relacionado à capacidade da estação em manter a produção de água em condições de qualidade desejáveis, independente de variações nas características da água bruta e nas condições operacionais. Já o termo resiliência refere-se à velocidade na qual a estação se recupera após um distúrbio. O último aspecto envolve a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso, como grandes flutuações na qualidade da água, e suas consequências à saúde dos consumidores.

Segundo Schöntag (2015), quando se avalia a performance de um filtro no tratamento de água verifica-se principalmente: a qualidade da água, a duração da carreira de filtração e o aproveitamento, ou seja, a produção efetiva.

2.4.1 Carreira de filtração

Uma das formas de melhorar o desempenho dos filtros rápidos, é aumentando a carreira de filtração, por meio da otimização dos ciclos de retrolavagem dos filtros (SCHÖNTAG, 2015). A carreira de filtração refere-se ao tempo de operação de filtragem entre duas lavagens, tendo impacto direto na produção efetiva.

Conforme define Di Bernardo (2003), a carreira de filtração pode ser dividida em três etapas: 1) inicial, quando a água filtrada pode apresentar qualidade insatisfatória; 2) intermediária, durante a qual a água é produzida com qualidade desejável; e 3) transpasse, caracterizada pelo aumento contínuo da turbidez da água filtrada, conforme ilustra a figura 7.



Fonte: Di Bernardo (2003).

A duração das carreiras de filtração pode estar relacionada à porosidade do meio granular, à altura do meio filtrante, à taxa de filtração e ao volume de sólidos que chega ao filtro (DI BERNARDO, 2003). O encerramento da carreira de filtração pode ser dado quando a perda de carga no filtro atinge um valor limite estabelecido em função de características construtivas e/ou operacionais do sistema, quando se constata a deterioração crescente da água filtrada (traspasse), ou ainda pode ocorrer de forma programada, com uma duração de carreira de filtração pré-estabelecida (DI BERNARDO, 2003; SADAR; BILL, 2005).

Com a progressão da carreira de filtração, os vazios intergranulares vão sendo preenchidos pelas partículas, o que resulta no aumento da perda de carga e na consequente elevação do nível da água no filtro. Com a redução da porosidade, a velocidade intersticial é incrementada, causando um aumento na probabilidade de ocorrência de traspasse, ou seja, de arraste de partículas para subcamadas inferiores (filtro descendente) ou superiores (filtro ascendente) do meio filtrante, surgindo na água filtrada (DI BERNARDO, 2003; LIBÂNIO, 2010).

Quando um filtro retorna ao modo de filtragem, após a execução da retrolavagem, é comum observar um pico de turbidez na água filtrada, havendo uma redução temporária de desempenho. Isto se deve ao fato de que a água de retrolavagem, após a finalização do processo, permanece abaixo, dentro e acima do leito de filtração. Conforme a água bruta passa pelo leito filtrante, o pico de turbidez irá reduzir até que a meta de turbidez da água filtrada seja atingida. O período de amadurecimento do filtro pode variar em razão de influências sazonais na qualidade da água, do regime de retrolavagem ou de quaisquer problemas a montante (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2020).

De acordo com Di Bernardo (2003), em sistemas de filtração direta, são recomendadas carreiras de filtração superiores a 24 horas, dispendo de uma camada filtrante entre 1,6 a 2,0 m de espessura. Em contrapartida, O'connor, O'connor e Twait, (2009) limitam a carreira de filtração em 48 horas, justificando a possível ocorrência de compactação irreversível no leito de filtração. Quanto à retrolavagem, Di Bernardo et. al. (2017) recomendam um tempo nominal de 7 a 10 minutos para lavagem de filtros rápidos, com velocidades a partir de 0,80 m/min, para promover a expansão do leito.

Considerando que o interesse primordial das estações de tratamento de água está voltado para a maximização da produção de filtração e, simultaneamente, o

fornecimento de água com qualidade aos consumidores, as companhias buscam operar as unidades filtrantes de forma a impedir o transpasse (SADAR; BILL, 2005), o que pode incidir em riscos à qualidade da água distribuída e requerer o descarte da água. Não obstante, os autores afirmam que a maioria das companhias não utiliza o monitoramento dos níveis crescentes de turbidez para prever quando a carreira de filtração deve ser encerrada e tendem a ser mais conservadores, realizando retrolavagens mesmo quando os filtros estão operando de forma satisfatória.

Uma das formas de otimização da carreira de filtração, recomendada pela Environmental Protection Agency (2020), refere-se ao seu prolongamento quando a qualidade da água bruta se demonstra satisfatória. Este aumento da duração da carreira de filtração possibilita o aumento da produção efetiva. Além disso, Freitas (2020) afirma que quando o tempo de retrolavagem com água é otimizado, tem-se uma produção efetiva mais eficaz e, portanto, o processo de retrolavagem deve ser muito bem observado de forma a evitar grandes gastos com água e energia.

2.4.2 Produção efetiva

Os parâmetros hidráulicos inerentes aos processos de potabilização de água são variáveis ao longo da carreira de filtração, em razão de alterações climáticas que provocam influência na qualidade da água. Como explicita Libânio (2010), a ocorrência de chuvas convectivas (de maior intensidade e menor duração), bastante comuns no verão, coincidem com o período de maior demanda de água, o que incidirá na necessidade de maior produção de água tratada. Esta condição é agravada em pequenos sistemas de abastecimento, tendo em vista que a principal unidade de reservação também é utilizada na retrolavagem dos filtros.

Tais circunstâncias são intervenientes da produção efetiva das estações de tratamento, considerando que esta refere-se à razão entre a quantidade de água filtrada e encaminhada ao processo subsequente na ETA e o total de água que foi filtrada (GHISI, 2019), ou seja, contabiliza o volume de água produzido, excluindo-se o que é eliminado durante o processo, seja por descartes de fundo ou intermediário, ou por retrolavagens.

De acordo com Crittenden et al. (2012), os filtros devem ser projetados para atingir uma produção efetiva de 95% e, para ultrapassar este valor, a taxa da carreira de filtração deve ser no mínimo de 200 m³/m².dia.

Uma redução no volume da carreira de filtração ao longo do tempo pode indicar um problema com o leito de filtração, com a sequência de retrolavagem ou com a qualidade da água a montante (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2020).

Segundo Crittenden et al. (2012), é comum entre os operadores a adoção de taxas de retrolavagens ou tempo de lavagem excessivos, acreditando que isto resultaria em maior carreira de filtração ou água produzida com menor turbidez. Entretanto, uma retrolavagem excessiva torna-se contraprodutiva, pois gera um período maior de recuperação dos filtros e, conseqüentemente, redução da produção efetiva.

São escassas as pesquisas voltadas para a eficiência de sistemas de tratamento que empregam como parâmetro a produção efetiva. São encontrados na literatura com maior frequência estudos aplicados aos processos de coagulação, que empregam a produção efetiva como indicador da eficiência do produto empregado no tratamento, tendo em vista o impacto na carreira de filtração (DEMONT; STODDART; GAGNON, 2021; PERNITSKY et al., 2011; WANG, 2018).

Stoddart e Gagnon (2015) estudaram a conversão de um sistema de filtração direta em um tratamento por biofiltração, no Canadá, eliminando o processo de pré-cloração, com intuito de reduzir a formação de subprodutos de desinfecção, no qual a análise de desempenho revelou que esta conversão aumentou a turbidez da água filtrada e reduziu a perda de carga do filtro. Porém, os volumes e a duração da carreira de filtração foram mantidos.

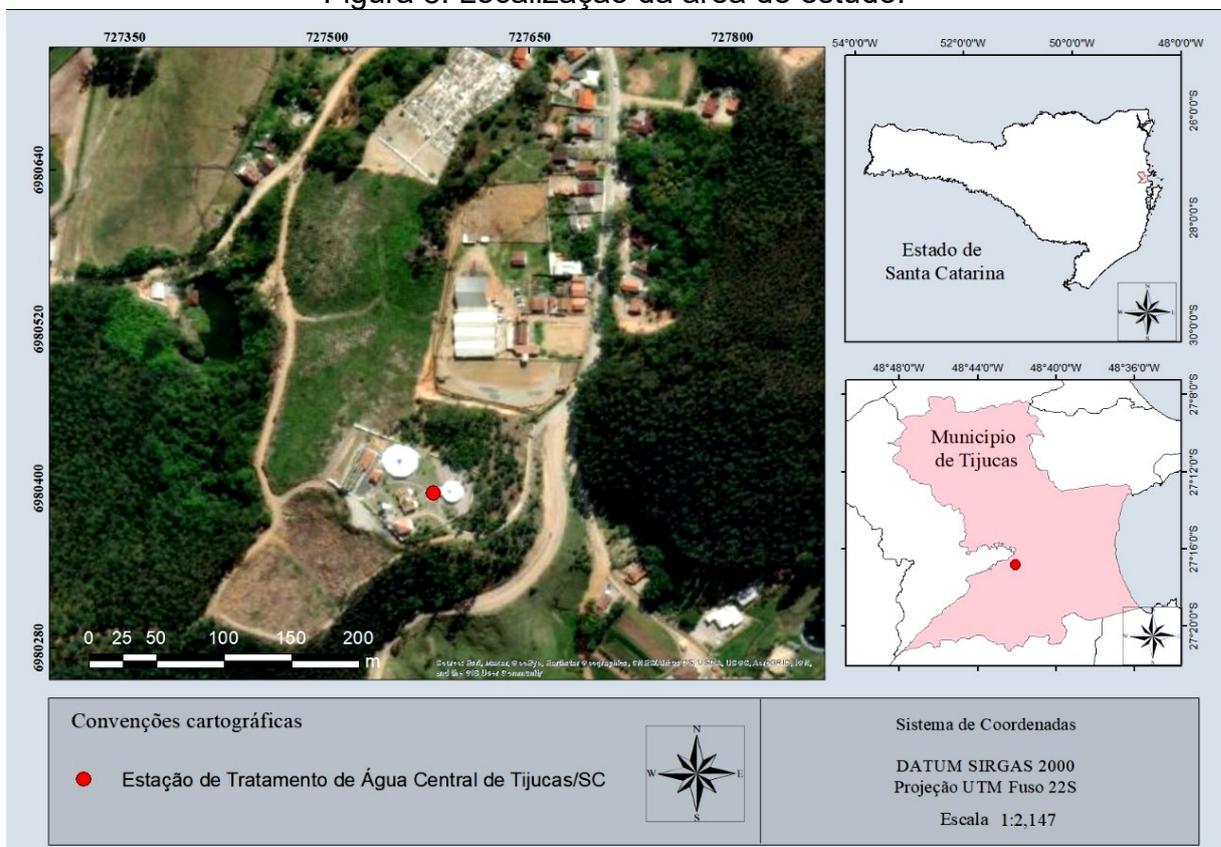
Um estudo realizado por Schöntag e Sens (2015), avaliou o desempenho em filtros rápidos descendentes aplicando esferas de poliestireno como meio filtrante, com a premissa de que o emprego de um material mais leve poderia resultar na redução do volume de água utilizado na retrolavagem e, conseqüentemente, garantiria uma maior produção efetiva no sistema. Entretanto, os autores identificaram que, apesar da velocidade de lavagem ser menor com o poliestireno, o tempo requerido para o arraste de partículas era ampliado e a carreira de filtração foi consideravelmente menor, em relação a um sistema convencional (filtro de areia e antracito).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada no município de Tijucas, localizado na metrópole da Grande Florianópolis, no Estado de Santa Catarina, na Estação de Tratamento de Água (ETA) central do Sistema Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE), ilustrada na figura 8.

Figura 8. Localização da área de estudo.



Fonte: Autor (2022).

Segundo o sistema de classificação climática de Köppen, a área de estudo encontra-se na região de clima mesotérmico úmido (sem estação seca) – Cf –, incluindo dois subtipos – Cfa (clima tropical) e Cfb (clima temperado), de acordo com Pandolfo et al. (2002).

Os mananciais utilizados pelo sistema de abastecimento do município estão incluídos na Bacia Hidrográfica do Rio Tijucas, cujos usos compõem-se em pastagem, campos naturais e solo exposto, agricultura, áreas de reflorestamento, mineração,

área urbana e industrial, além de áreas com vegetação natural (SDS et al., 2018). Os autores Santos, Meurer e Atanázio (2009) indicam que a bacia hidrográfica do Rio Tijucas, encontra-se em acelerada expansão urbana, implicando na supressão da vegetação ciliar e ocupação irregular de Áreas de Proteção Permanentes (APP's), o que provoca a degradação da qualidade de suas águas. Além disso, o Rio Tijucas é conhecido pela exploração mineral em leito de rio, que podem causar o aumento de material particulado em suspensão na água (SDS et al., 2018b).

A escolha desta área de estudo justifica-se em razão da existência de uma unidade compacta com tratamento convencional e uma unidade de filtração direta ascendente no mesmo local, e operados pela mesma equipe. O primeiro, utiliza como fonte de captação o Rio Tijucas (726980.15 m E/ 6980977.55 m S) e o segundo é alimentado pelo Rio Itinga (723278.00 m E/ 6975269.00 m S).

A captação do Rio Tijucas é realizada de forma direta, dotada de tomada d'água com conjunto motobomba submersível suspenso por um flutuador. A água deste manancial apresenta turbidez média de 75,91 uT e cor aparente de 98,34 uH.

Já a captação do Rio Itinga, é realizada por um canal de derivação e uma barragem de regularização de nível. O manancial possui água de boa qualidade, com turbidez média de 2,44 uT e cor aparente de 11,51 uH.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO

O sistema de filtração direta ascendente (FDA) e o sistema convencional foram caracterizados mediante análise dos projetos executivos das estações de tratamento, memoriais descritivos e de cálculo, bem como os manuais de operação de ambos os tratamentos, documentos estes fornecidos para consulta pelo SAMAE.

Foram avaliadas características tanto construtivas, relativas à composição das unidades filtrantes e parâmetros básicos de projeto, bem como características operacionais de retrolavagens e descartes de lodo de fundo.

3.3 LEVANTAMENTO DE DADOS

A obtenção de dados para a caracterização da água bruta dos mananciais de captação dos sistemas de tratamento alvos da pesquisa, foi efetuada por meio de análises diárias, a cada 2 horas, de turbidez, cor aparente e pH de ambos os

mananciais utilizados nos sistemas de abastecimento público do município de Tijucas/SC, compreendidos entre julho/2020 e dezembro/2021.

Os procedimentos das análises seguiram os protocolos definidos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Os parâmetros de qualidade da água foram determinados no laboratório do SAMAE, anexo à ETA central, com o uso de turbidímetro portátil da marca HACH (modelo 2100Q) para determinação da turbidez da água, tendo seus resultados em unidades de turbidez (uT); o parâmetro cor aparente, foi determinado por meio de um colorímetro portátil, do fabricante HACH (modelo DM Cor), com resultados em unidades Hazen (uH), e o pH com um pHmetro de bancada da marca Gehaka (modelo PG 2000).

Para permitir a avaliação da degradação contínua da qualidade da água filtrada, de modo a estabelecer relação com o encerramento das carreiras de filtração, foram coletadas, diariamente, amostras de água em cada unidade filtrante de ambos os sistemas em pesquisa, a cada 2 horas. Também foram registrados os horários de retrolavagens de ambos os sistemas, de modo a permitir a quantificação do tempo de operação das unidades filtrantes.

3.4 TRATAMENTO DOS DADOS

Os resultados quantitativos das análises físico-químicas da água do manancial e da água filtrada foram fornecidos pela companhia de saneamento em planilhas do Excel, separados por sistema de tratamento, por unidade filtrante, por data de coleta e por parâmetro analisado.

Já os dados das retrolavagens foram separados por sistema, com os registros de horário de início e término da lavagem de cada filtro. Estes foram fornecidos em via impressa.

Desta forma, de modo a viabilizar os cálculos de estatística descritiva, os dados precisaram ser padronizados no Excel, em função de:

- a) fonte de água bruta (Rio Itinga ou Rio Tijucas);
- b) tecnologia de tratamento (sistema de Filtração Direta Ascendente ou sistema convencional);
- c) unidades filtrantes (Número do filtro em análise);
- d) parâmetro analisado (turbidez, cor aparente, pH, duração).

3.5 AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS DE RETROLAVAGENS E ENCERRAMENTO DAS CARREIRAS DE FILTRAÇÃO

Para permitir a conexão do início das retrolavagens das unidades filtrantes com a redução da qualidade da água filtrada, foram confeccionados gráficos por meio do software Excel, relacionando dados de turbidez da água filtrada com os registros dos encerramentos das carreiras de filtração.

Esta análise buscou identificar a necessidade de otimização dos processos de retrolavagens e identificar padrões operacionais, de modo a verificar possibilidade de obtenção de maior produção de água, sem interferir no atendimento dos requisitos legais para distribuição de água da Portaria GM/MS nº 888/2021 (turbidez da água filtrada até 0,5 uT).

3.6 DETERMINAÇÃO DA DURAÇÃO DA CARREIRA DE FILTRAÇÃO

Para permitir a análise da performance das unidades de tratamento de água por filtração direta e do sistema convencional, valores de duração das carreiras de filtração foram contabilizados de forma manual, tendo em vista que os dados foram passados em formato de texto. Posteriormente, os dados de média foram transformados em gráficos para facilitar a visualização dos resultados de cada unidade filtrante dos sistemas de tratamento, objetivando identificar a possibilidade de ampliação da carreira e sua adequabilidade com as recomendações da literatura (entre 24 e 48 horas).

3.7 DETERMINAÇÃO DA PRODUÇÃO EFETIVA

Para avaliar o desempenho das tecnologias de potabilização em estudo, foi calculada a produção efetiva (PE) de ambos os sistemas por meio da equação adaptada de Crittenden et al. (2012), com dados de volume de água produzida nas carreiras de filtração (UVCF), volume de água descartado na retrolavagem dos filtros (UVR), do volume de descarte de fundo dos floculadores e decantadores (UVFloc e UVDec) e do volume de água gasto para esvaziar os filtros antes da retrolavagem iniciar (UVF), apresentados nas equações 7 a 11.

$$PE = [UVCF - (UVR + UVFloc + UVDec + UVF)] / UVCF \quad (\text{eq. 7})$$

$$UVCF = Q_{ETA} * t_{OP} \quad (\text{eq. 8})$$

$$UVR = Q_R * t_R \quad (\text{eq. 9})$$

$$UVFloc = \Delta H * A_{Floc} * 6 \quad (\text{eq. 10})$$

$$UVDec = \Delta H * A_{Dec} * 8 \quad (\text{eq. 11})$$

Onde:

Q_{ETA} = Vazão de entrada na ETA (m³/h)

Q_R = Vazão de retrolavagem (m³/h)

t_{op} = Tempo de operação da ETA (h)

t_R = Tempo total de retrolavagens (h)

ΔH = Variação da altura do nível d'água (m)

A_{floc} = Área molhada do floclador (m²)

A_{dec} = Área molhada do decantador (m²)

Os valores de UVFloc e UVDec foram calculados pela redução de nível de água nas unidades durante o descarte. Como no sistema de filtração direta inexistem as etapas de floculação e decantação, os parâmetros UVFloc e UVDec foram anulados da equação 7 no cálculo de produção efetiva deste sistema.

Para o cálculo da produção efetiva das tecnologias de tratamento, foram consideradas vazões de entrada na ETA convencional de 108 m³/h e de 390 m³/h na filtração direta. A velocidade ascensional de retrolavagem do primeiro sistema é de 75 cm/min e este procedimento tem uma duração de 7 minutos, parâmetros estes determinadas na programação do fabricante da ETA modular. O sistema de filtração direta possui velocidade de retrolavagem de 90 cm/min, com duração média de 20 min.

Os dados referentes à quantidade de retrolavagens realizadas nos sistemas de tratamento foram fornecidos pelo SAMAE. Quanto aos descartes de lodo de fundo do sistema convencional, foi considerado um tempo de 20 segundos a cada 2 horas no decantador e 20 segundos de purga semanalmente no floclador.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico são apresentados resultados encontrados no período de julho de 2020 a dezembro de 2021, com base nos dados de projeto fornecidos pelo SAMAE e coletas de água para análise de turbidez, cor aparente e pH da água bruta, análises de turbidez da água filtrada, registros de carreiras de filtração e processos de retrolavagens, e resultados de produção efetiva das unidades de tratamento do sistema convencional e do sistema de filtração direta.

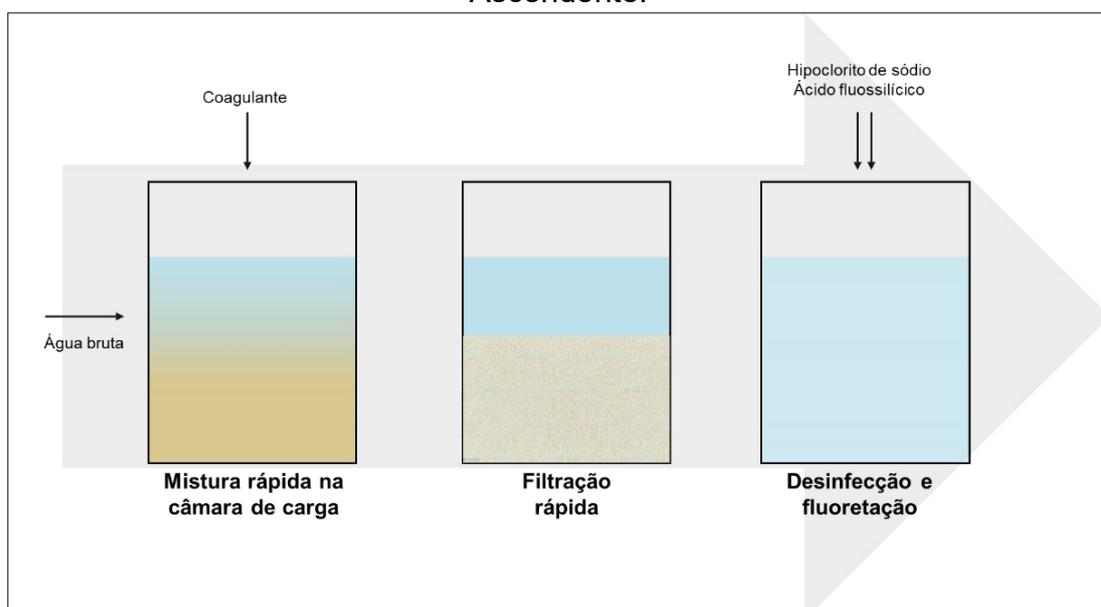
4.1 SISTEMA DE FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE (FDA)

4.1.1 Caracterização do Sistema de Tratamento

a) Características construtivas

O sistema de filtração direta do SAMAE Tijucas é composto por 6 filtros rápidos, de fluxo ascendente e taxa de filtração contínua. O leito filtrante é constituído por 5 sub-camadas de areia de diferentes granulometrias, com profundidade total de 2 m, e camada suporte com 55 cm de pedregulho (Anexo C). Em seguida, a água segue para as etapas de desinfecção e fluoretação. Um esquema do tratamento é apresentado na figura 9.

Figura 9. Esquema da Estação de Tratamento de Água por Filtração Direta Ascendente.



Fonte: Autor, 2022.

Este sistema foi projetado para tratamento de uma vazão limite de 390 m³/h (108 L/s) e taxa de filtração média de 150 m³/m².dia (6,25 m/h), com água proveniente de manancial superficial (cachoeira do Rio Itinga), cuja qualidade sofre influência sazonal em sua qualidade. O layout da planta de filtração rápida pode ser observado no anexo A.

As unidades de tratamento encontram-se com necessidade de substituição de leito filtrante, tendo em vista que alguns materiais da camada suporte já estão visíveis na superfície, misturados com a areia, podendo ter sido causada pela mistura dos materiais e/ou perda durante as retrolavagens.

b) Características operacionais

A operação de retrolavagem, neste sistema, é realizada de forma manual, com água bruta da cachoeira e uso de bomba centrífuga, a uma vazão de 561,60 m³/h e velocidade de 0,90 m/min. De acordo com o manual de operação desta estação de tratamento, o processo de retrolavagem é realizado considerando os seguintes critérios:

- Degradação da qualidade - turbidez da água filtrada próxima de 0,5 uT ou ocorrência de transpasse de sólidos na superfície dos filtros;
- Aumento de perda de carga nas unidades filtrantes - avaliação apenas visual (aumento do nível da água na câmara de carga dos filtros);
- Nível do reservatório de água potável – retrolavagem iniciada quando o reservatório para distribuição de água está cheio.

Este último critério, em especial, é devido à dificuldade em manter o sistema de distribuição com pressão adequada em pontos mais distantes da ETA (ponta de rede), sendo que em grande parte dos trechos os sistema de abastecimento funciona por gravidade, necessitando monitoramento da altura manométrica.

O procedimento de retrolavagem é realizado durante um tempo médio de 20 minutos em cada unidade filtrante. Após este período, o filtro entra em produção novamente, dispensando o tempo de amadurecimento (ou tempo de recuperação).

4.1.2 Caracterização da Água Bruta do Sistema FDA

As amostras de água bruta do manancial utilizado no sistema de filtração direta ascendente foram coletadas em um período de 1,5 anos para análise da variabilidade na qualidade da água, principalmente em virtude de interferências climáticas ao longo do ano.

A água bruta do sistema de filtração direta apresenta parâmetros físico-químicos relativamente baixos, em razão da água de captação ser proveniente de um manancial de encosta (cachoeira) bastante protegido, o que justificaria o emprego da tecnologia de filtração direta ascendente. Os parâmetros de turbidez, cor e pH do monitoramento são os principais relacionados a filtração direta, apesar de outros serem importantes também (como ferro manganês, coliformes e algas), mas normalmente são de baixos valores neste manancial. Assim, o quadro 7 mostra os resultados médios de turbidez, cor aparente e pH da água bruta do sistema de filtração direta.

Quadro 7. Média mensal dos parâmetros físico-químicos da água do Rio Itinga.

Mês de coleta	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	pH
Jul/20	1,54	12,12	7,05
Ago/20	1,82	11,37	7,19
Set/20	1,64	13,60	7,32
Out/20	1,50	15,58	7,16
Nov/20	2,39	16,81	6,88
Dez/20	5,58	19,76	6,78
Jan/21	5,26	18,38	7,07
Fev/21	4,09	13,71	7,19
Mar/21	3,02	11,75	6,90
Abr/21	2,69	10,53	6,96
Mai/21	2,21	7,88	7,31
Jun/21	2,70	9,94	7,22
Jul/21	0,76	5,14	7,37
Ago/21	0,79	5,76	7,45
Set/21	1,88	10,36	7,41
Out/21	2,61	12,27	7,47
Nov/21	1,79	8,11	7,25
Dez/21	1,36	4,95	7,21
Média*	2,44	11,51	7,18
Desvio Padrão*	7,75	11,27	0,32

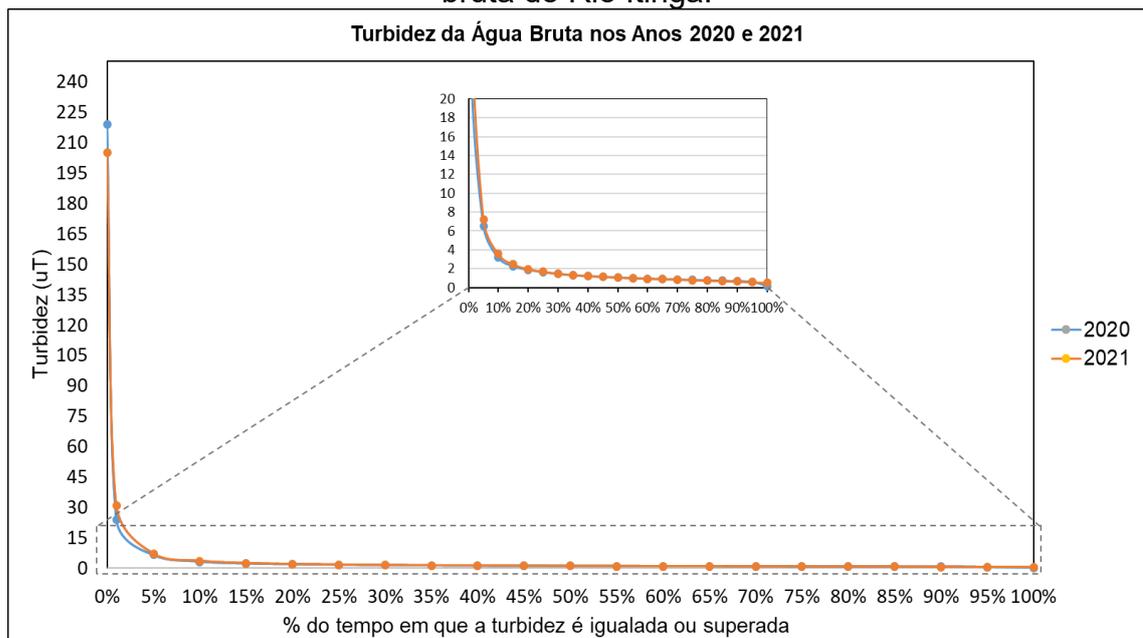
*Valores referentes a amostragens diárias analisadas entre o período de julho/2020 a dezembro/2021.

Os resultados das análises do Rio Itinga indicam que valores amostrais estão bem distribuídos em torno da média, demonstrando uma baixa homogeneidade nos dados durante o período de avaliação, possivelmente em razão da influência climática sobre a qualidade da água. Este fato é melhor percebido pelos resultados obtidos na estação de verão (dezembro a março), os quais atingem médias de turbidez e de cor aparente superiores em relação aos outros meses. Esta época é conhecida pelas chuvas torrenciais, a quais, conforme afirma Richter (2009), influenciam diretamente nos valores de material em suspensão em um corpo hídrico, devido ao aporte de material particulado por escoamento superficial.

Além disso, altas temperaturas, como as que ocorrem no período de veraneio, possuem a tendência de apresentar valores mais elevados de turbidez. Isto se deve ao fato de que, nestas condições, ocorre a aceleração dos processos biológicos de materiais alóctones e o aumento da produção primária, resultando em uma maior concentração de material particulado, e conseqüentemente, da turbidez (HILL; GARDNER; EKISOLA, 1992).

Os resultados amostrados para **turbidez** (figura 10) demonstram maior concentração de dados abaixo de 10 uT, sendo que menos de 5% dos dados estão acima deste valor (DI BERNARDO, 2003; LIBÂNIO, 2010).

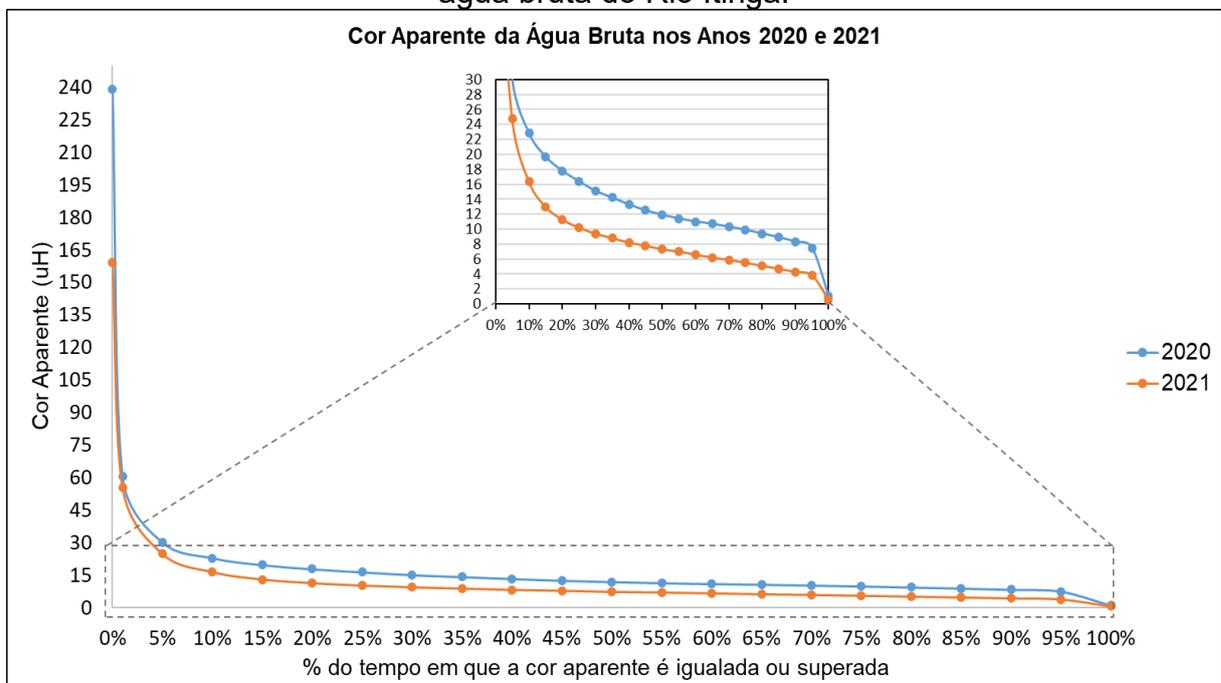
Figura 10. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água bruta do Rio Itinga.



Esporadicamente a turbidez é elevada, em razão de influências pluviométricas. Esta variação ultrapassa os limites determinados por Kawamura (2000) apud Libânio (2010) em aproximadamente 2% das amostras (<20 uT), em ambos os anos de pesquisa. Entretanto, considerando os padrões recomendados por Di Bernardo (2003), o sistema de filtração direta ascendente ainda se encontra viável para tratamento da água deste manancial (5% \geq 25 uT). Por outro lado, apesar do limite de turbidez indicado por este autor para a tecnologia FDA ser mais flexível, ainda assim a turbidez deveria permanecer 100% do tempo abaixo de 100 uT, não obstante, este valor é ultrapassado algumas vezes (menos de 1% de frequência).

Em relação ao parâmetro **cor aparente** da água bruta, apesar das médias mensais apresentarem valores abaixo do limite de tolerância determinado na literatura para garantir a eficiência do tratamento, quando avaliada a frequência dos dados, observamos que aproximadamente 15% dos valores ultrapassam o valor de referência de 20 uH (KAWAMURA, 2000 apud LIBÂNIO, 2010) no ano de 2020, e pouco mais de 5% no ano de 2021, conforme demonstrado na figura 11.

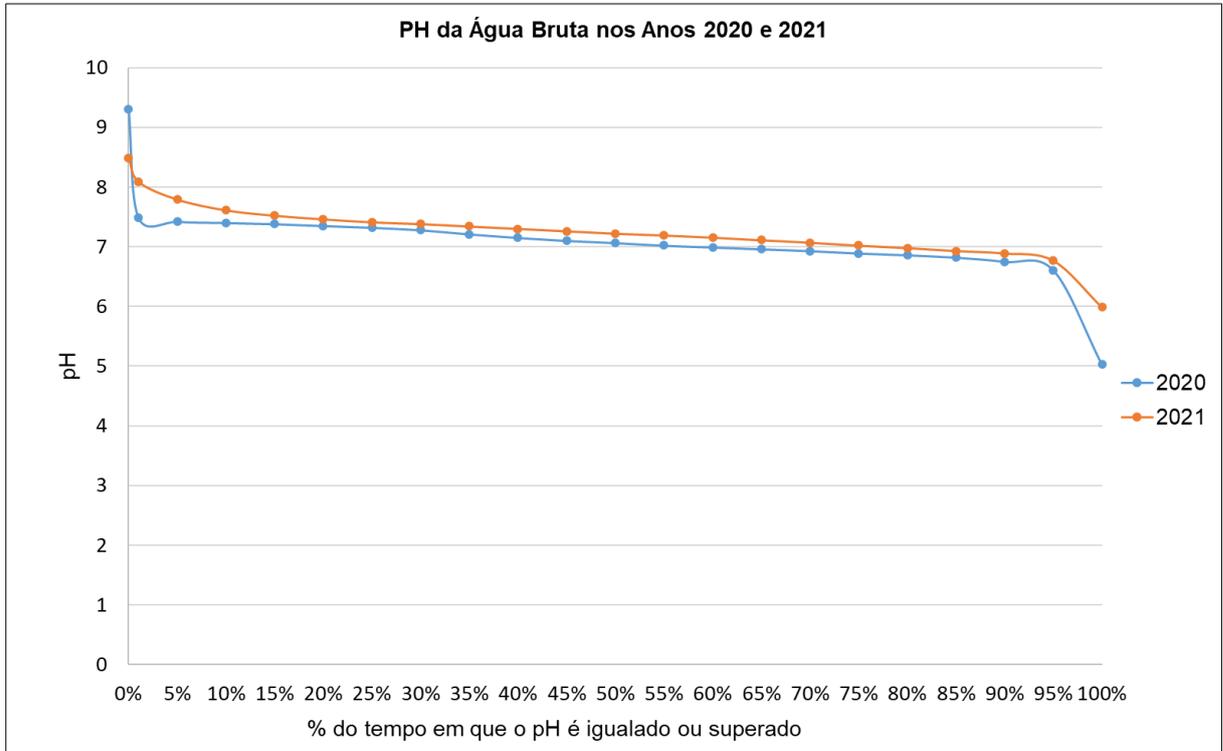
Figura 11. Curva de permanência de excedência para análises de cor aparente da água bruta do Rio Itinga.



Quanto ao **pH** da água do Rio Itinga, este permanece estável, dentro dos limites imputados pela legislação federal (entre 6,0 e 9,0) em grande parte das amostras no

ano de 2020 e, no ano de 2021, todas as análises apresentaram valores em conformidade com a Resolução CONAMA nº 357/2005, conforme ilustra a figura 12.

Figura 12. Curva de permanência de excedência para análises de pH da água bruta do Rio Itinga.

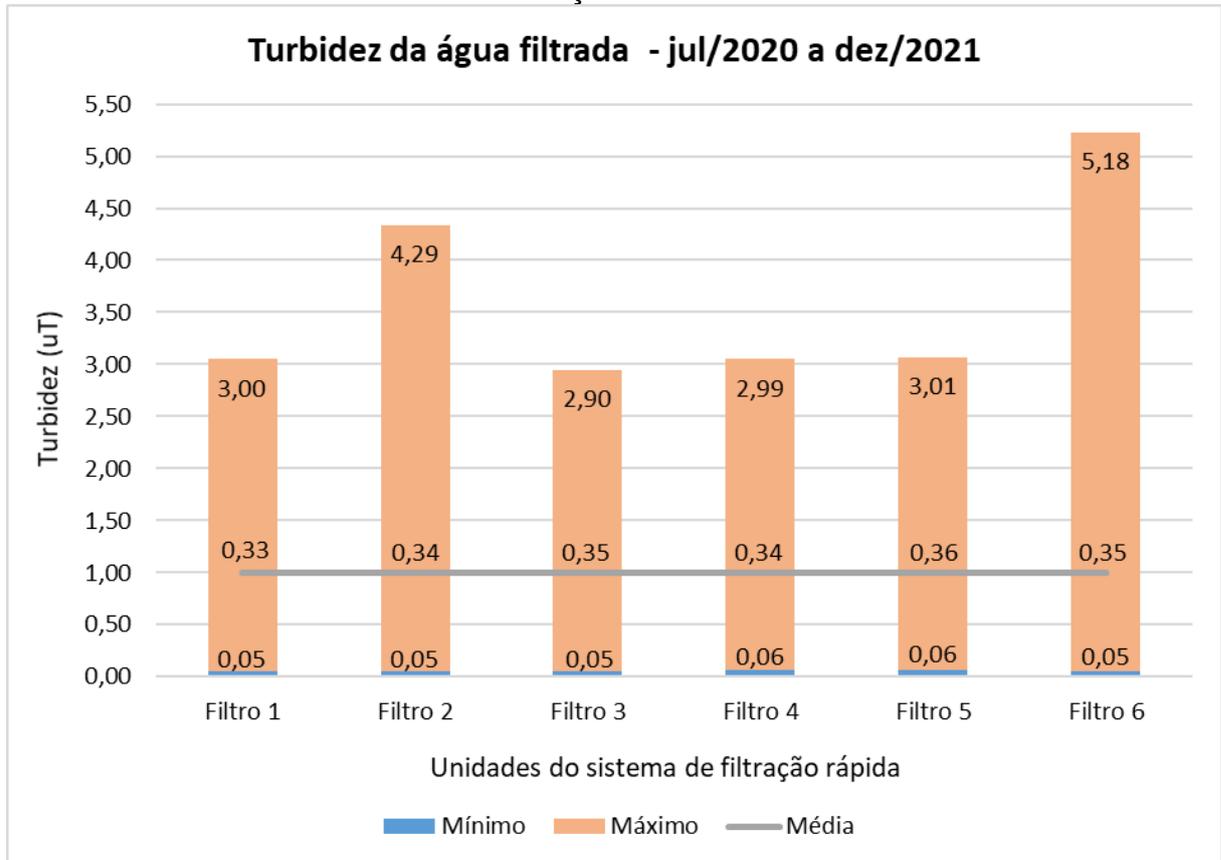


Portanto, os valores obtidos nas análises da qualidade da água bruta, indicam a continuidade do tratamento por filtração direta.

4.1.3 Caracterização da Água Filtrada no Sistema FDA

No sistema de filtração direta, os resultados de turbidez da água filtrada demonstraram-se com amplitudes bastante similares entre as unidades filtrantes, entretanto os filtros 2 e 6 apresentaram valores máximos mais elevados que os demais (figura 13).

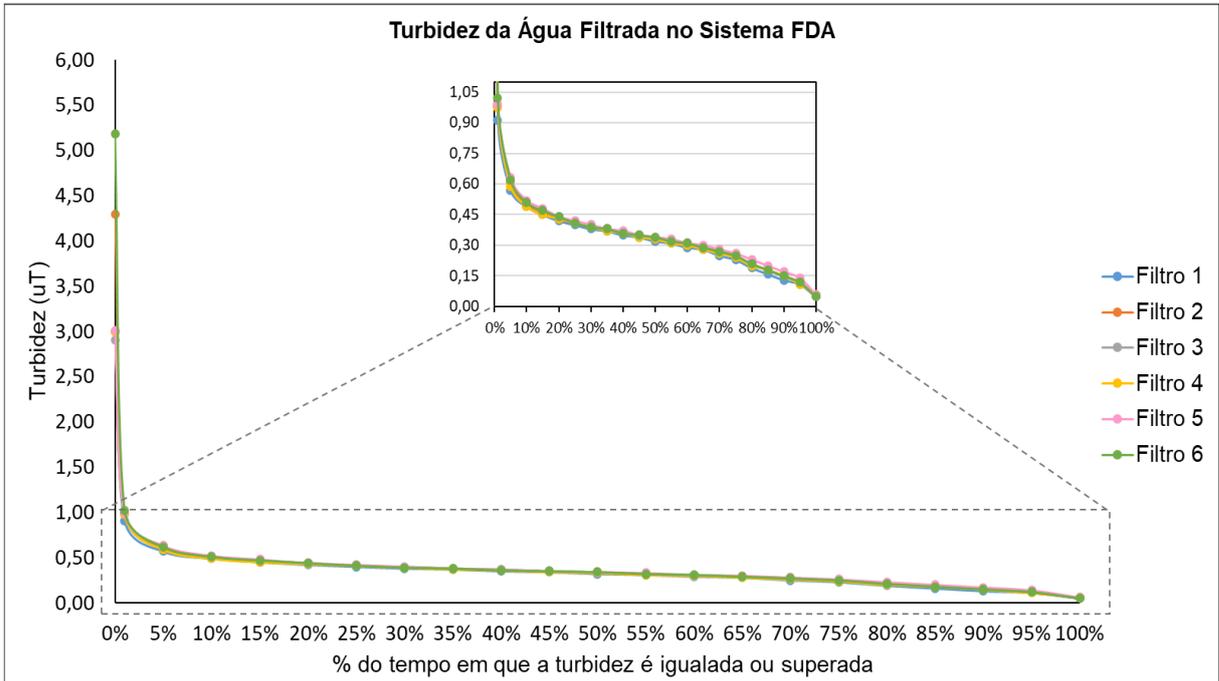
Figura 13. Dados de concentração de turbidez da água filtrada do sistema de filtração direta.



Os valores de turbidez possuem uma grande variação (de 0,05 a 5,18 uT), entretanto obtiveram médias similares entre as unidades filtrantes. Estes valores extremos, apesar de consistirem em observações atípicas e infrequentes, e não seguirem a distribuição característica dos demais dados amostrados, por serem decorrentes da forte influência de eventos pluviométricos sob o manancial, não podem ser descartados da estatística descritiva.

Ao avaliar a frequência dos níveis de turbidez ao longo do período de pesquisa, foi observado que 10% dos dados amostrados para turbidez da água filtrada do sistema FDA ultrapassaram o limite de tolerância determinado pela legislação (figura 14), o que infere em uma irregularidade, tendo em vista a exigência de que, no mínimo, 95% das amostras devem apresentar turbidez menor que 0,5 uT (Portaria GM/MS nº 888/2021).

Figura 14. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água filtrada nos 6 filtros do sistema FDA.



Esta ocorrência pode ser justificada por três motivos; o primeiro por caminhos preferenciais devido a lavagens inadequadas (baixa velocidade de lavagem) dos filtros, sofrendo maior influência com o aumento da turbidez e cor da água bruta. O segundo por dosagens incorretas de coagulante nas diversas mudanças de qualidade da água bruta. Por último, pela forma de operação, pela longa espera para iniciar as lavagens dos filtros, pelo fato das lavagens serem realizadas somente quando o nível do reservatório se encontra satisfatório. Este último motivo para encerramento da carreira de filtração, é justificado pelos operadores como uma prevenção de risco de desabastecimento da cidade por falta de pressão na rede de distribuição.

Estas condições operacionais podem reduzir a eficiência da etapa de desinfecção com o cloro, principalmente em relação dos protozoários. Além disso, a presença de turbidez e cor podem conferir sabor e odor, além do aumento do índice de trihalometanos na água.

4.1.4 Avaliação da Retrolavagem do Sistema FDA

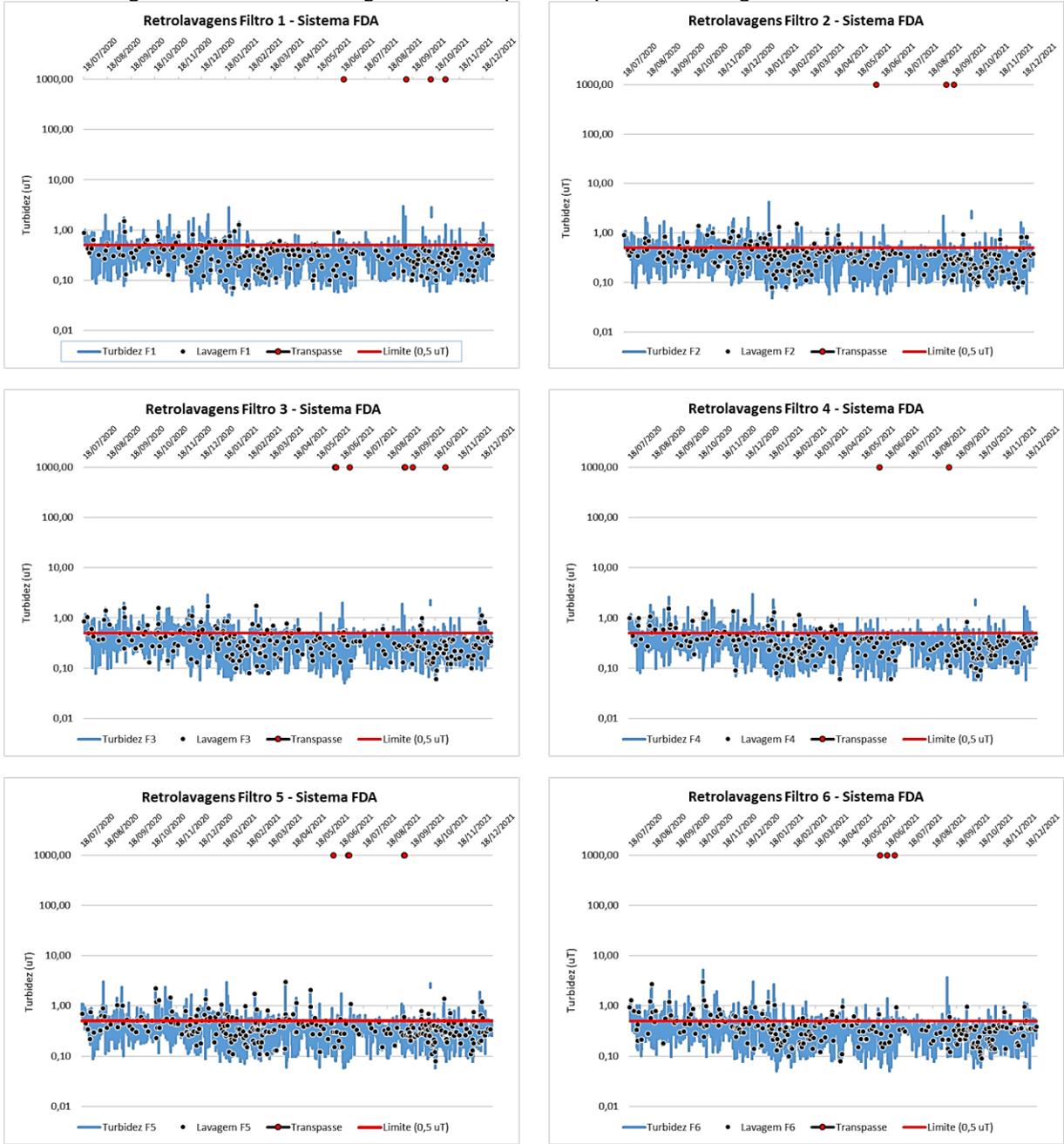
O processo de retrolavagem do sistema FDA é realizado manualmente, onde os operadores executam o procedimento quando a produção de água se encontra estável, evitando problemas na distribuição. Assim sendo, foi realizado estudo de

1471 retrolavagens, visando identificar a relação da degradação da qualidade da água ao longo da carreira de filtração com o seu encerramento.

O sistema de filtração direta, apesar de possibilitar maior controle sobre a operação dos filtros, e por consequência, sobre os processos de retrolavagens, por consistir em um processo manual, ainda é notória a ocorrência de transpasse nas unidades filtrantes (Figura 15, imagens em maior escala no apêndice I), o que está intimamente relacionado com o aumento de perda de carga nos filtros, que aqui no sistema FDA é realizado apenas de forma visual. Em razão da existência desta fragilidade na identificação do aumento da perda de carga, o sistema sofreu transpasse de sólidos 20 vezes, apenas em 2021.

O que promove o alerta em relação a este sistema, é relativo à ocorrência de amostras com altos níveis de turbidez sem iniciar a retrolavagem, em razão de considerar como critério para encerrar a carreira de filtração o nível de água do reservatório de montante, conforme abordado no item 4.1.1. Caso este não se encontre em nível satisfatório para distribuição de água, a retrolavagem é postergada, até que o reservatório atinja o nível desejado. Entretanto, este procedimento pode aumentar o risco de contaminação ao permitir a distribuição de água com níveis acima do limite requerido pelo Ministério da Saúde, ampliando a probabilidade da proliferação de microrganismos dentro da própria rede de distribuição.

Figura 15. Turbidez da água filtrada e paradas para retrolavagens – Sistema FDA.

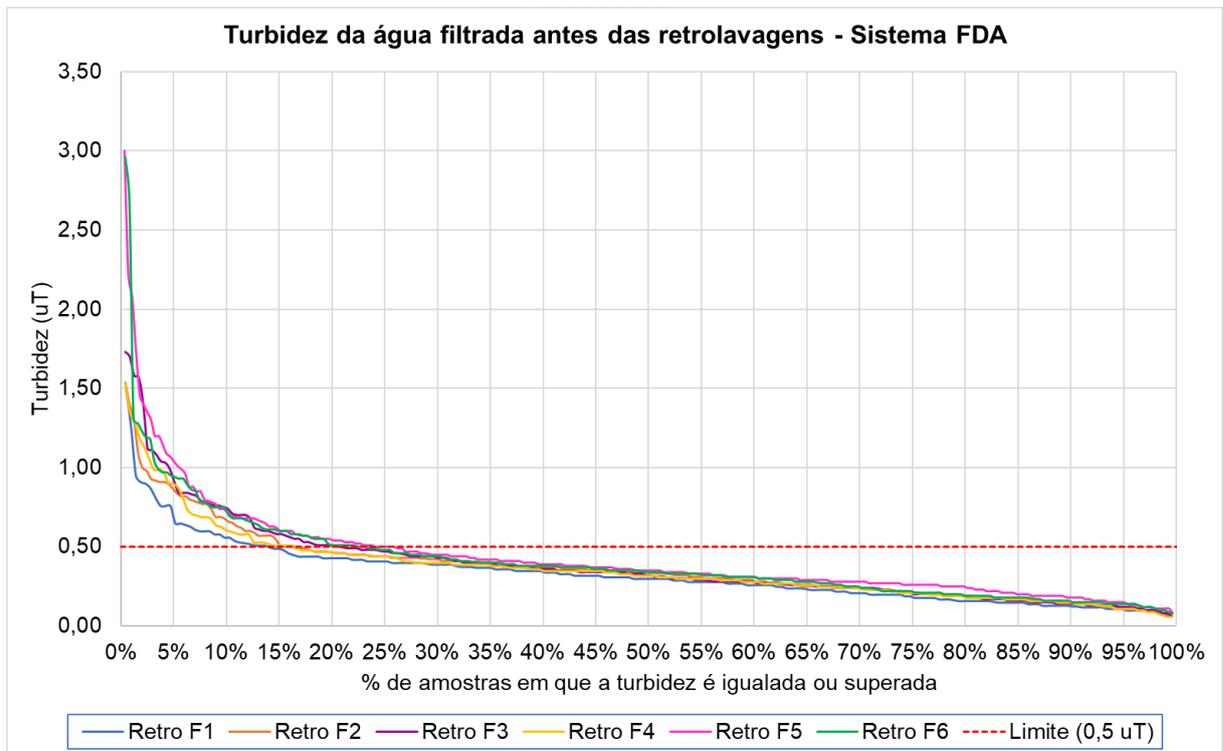


Contudo, a maior concentração de dados de análises de turbidez da água filtrada antes de iniciar a retrolavagem encontra-se abaixo do limite de tolerância (0,5 uT), o que demonstra que em grande parte das operações, o sistema é paralisado para a lavagem em situações dispensáveis.

A figura 16 demonstra que a maior fração dos dados é relativa a processos de retrolavagens iniciados com turbidez abaixo de 0,5 uT, apenas 14-25% das amostras apresentaram turbidez da água filtrada igual ou superior a 0,5 uT antes de iniciar a retrolavagem, o que permitiria aumentar a carreira de filtração das unidades e, conseqüentemente, incrementar a produção de água neste sistema.

Este fato também ocorre devido ao emprego do critério de nível do reservatório de distribuição, porém aqui causado em ocasião de nível elevado, pois os operadores consideram oportuno lavar os filtros, mesmo com turbidez da água baixa, para aproveitar os horários de menor consumo de água, sendo que durante a retrolavagem, a vazão de água encaminhada ao reservatório sofre redução.

Figura 16. Turbidez da água filtrada antes de iniciar as retrolavagens no sistema FDA.



Quando o nível do reservatório é considerado um critério para o encerramento da carreira de filtração, quiçá até considerado o mais relevante, o processo de retrolavagem torna-se desconexo em relação à qualidade da água destinada ao consumo, tornando a variação da turbidez irrelevante na determinação da duração da carreira de filtração deste sistema.

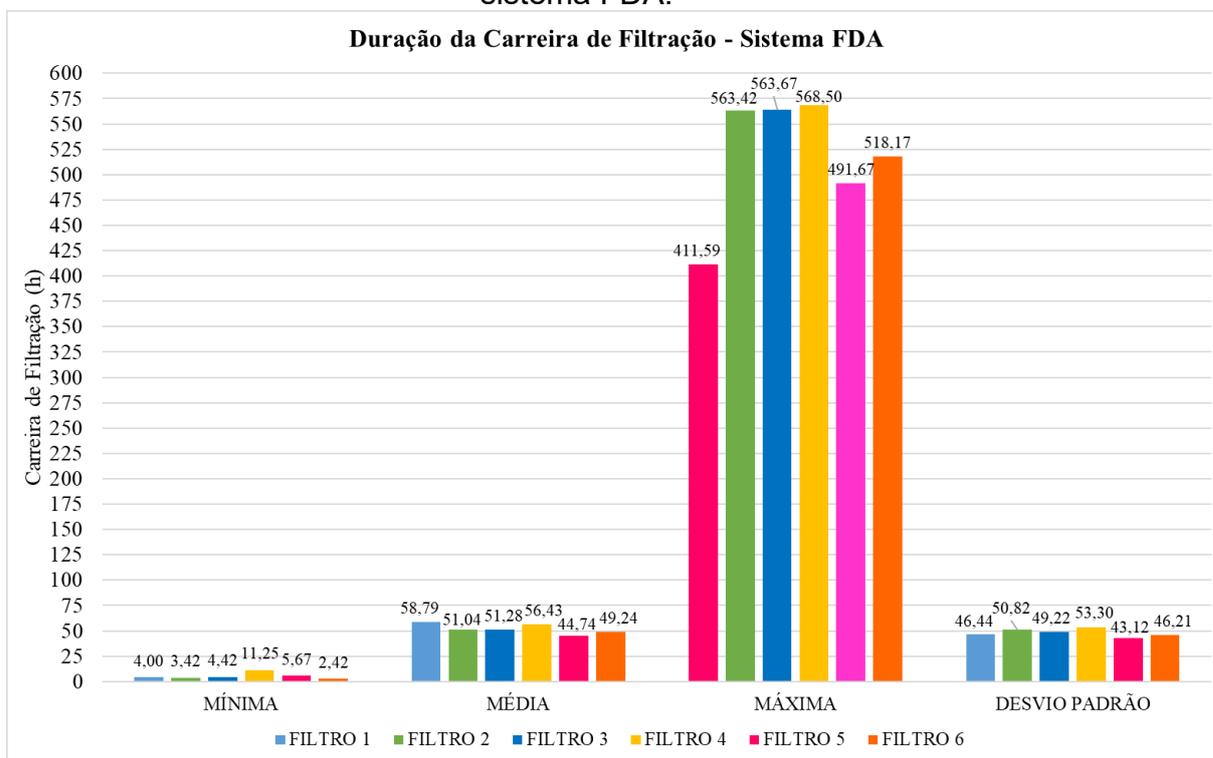
4.1.5 Avaliação da Carreira de Filtração do Sistema FDA

Considerando que um dos parâmetros de avaliação de performance de sistemas de tratamento consiste na duração da carreira de filtração (SCHÖNTAG, 2015), foram avaliadas 1464 carreiras do sistema de filtração direta ascendente.

A figura 17 torna visível a ocorrência de carreiras com durações bastante baixas, com encerramento de uma unidade filtrante com apenas 2,42 horas de operação, isto se deve ao fato de que as variações bruscas na qualidade da água bruta implicam em maiores dosagens de coagulante, que por sua vez provocam a colmatação das unidades filtrantes e o encerramento da carreira de filtração. Isto nos sugere uma fragilidade na robustez do sistema, tendo em vista sua incapacidade em manter a produção de água em situações de variações nas características da água bruta.

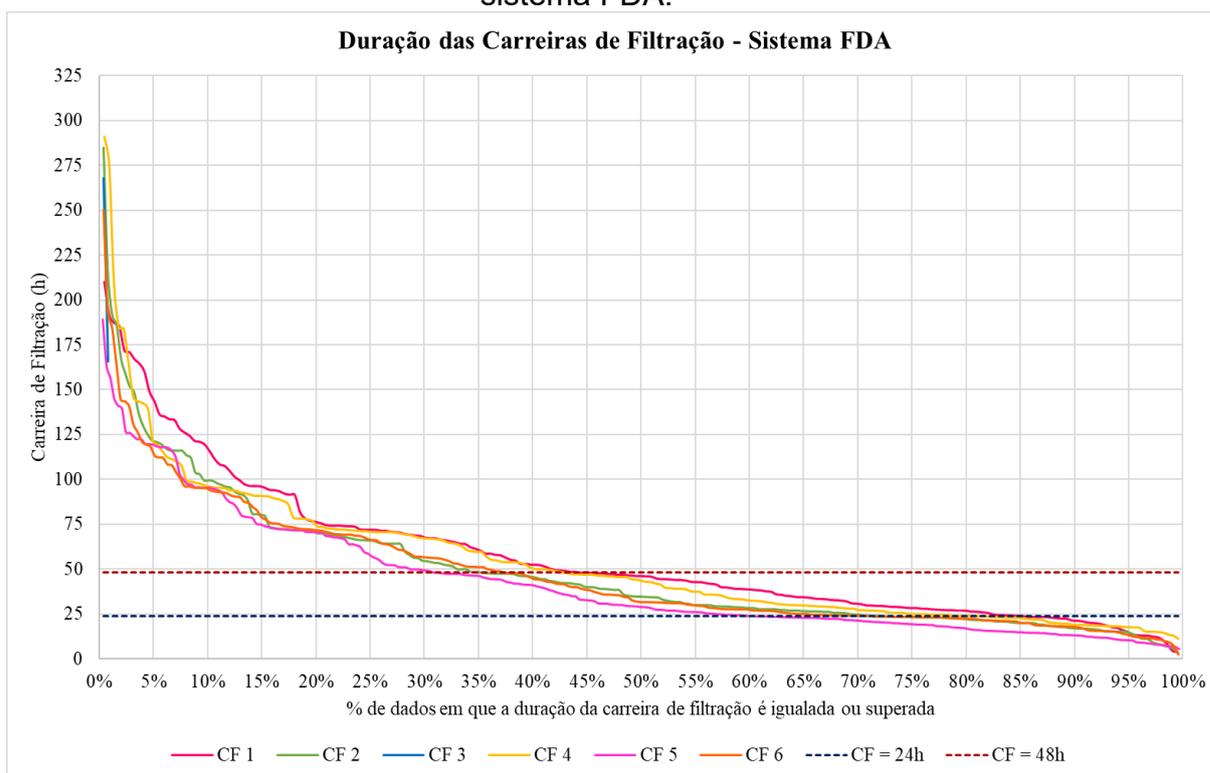
Conforme aborda Libânio (2010), o sistema de filtração direta possui limitações em razão da inexistência de decantadores. Assim sendo, em casos de águas com cor e turbidez continuamente elevadas, a potabilização da água torna-se insatisfatória, além de causar a redução das carreiras de filtração, interferindo no desempenho da estação de tratamento, como ocorre no sistema em estudo, onde foram evidenciadas durações de carreiras de filtração com menos de 24 horas, em alguns momentos.

Figura 17. Duração mínima, média e máxima das carreiras de filtração do sistema FDA.



Por outro lado, também ocorram situações de carreiras de filtração bastante prolongadas, com duração excessiva, tendo em vista a recomendação da literatura, que indica uma duração máxima de 48 horas (O'CONNOR; O'CONNOR; TWAIT, 2009). Os valores de desvio padrão indicam esta grande dispersão nos dados amostrados em torno da média. Desta forma, foi elaborada uma curva de permanência (figura 18), para permitir a observação de casos atípicos e habituais na duração das carreiras de filtração do sistema FDA.

Figura 18. Curva de permanência de excedência das carreiras de filtração do sistema FDA.



No sistema FDA, entre 60 e 85% dos resultados apresentaram valores de carreira de filtração acima de 24 horas, ou seja, entre 15 e 40% das carreiras de filtração são encerradas com um tempo bastante curto de operação. A situação oposta, carreiras de filtração prolongadas em excesso, ocorre com uma frequência de 31 a 45%. Desta forma, é passível de se admitir que as unidades filtrantes são encerradas com frequência fora das recomendações da literatura (entre 24 e 48 horas de operação).

Estes extremos nos permitem afirmar que a produção de água no sistema FDA é fortemente influenciada por fatores operacionais, necessitando de padronização das atividades. Por um lado, é reconhecida a possibilidade do prolongamento das carreiras de filtração, considerando a qualidade da água filtrada (vide item 4.1.3) e a curta duração de algumas carreiras. Em contrapartida, deve-se atentar para períodos de prolongamento muito extensos, que colocam em risco a efetividade do processo de filtração, para que as carreiras de filtração permaneçam com duração entre 24 e 48 horas.

4.1.6 Avaliação da Produção Efetiva do Sistema FDA

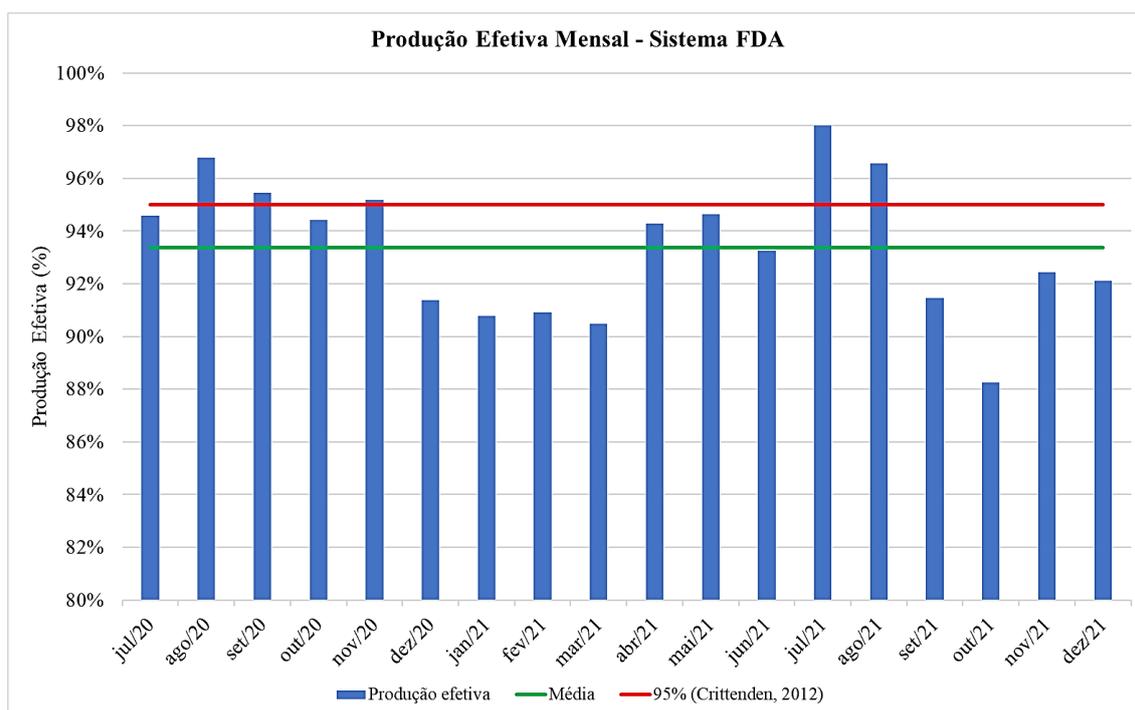
Sob a perspectiva de Schöntag (2015), conforme já mencionado na revisão de literatura, o desempenho de uma unidade de tratamento de água é avaliado não somente pela qualidade da água e da duração da carreira de filtração, mas também pela produção efetiva. Assim sendo, foi realizado o cálculo da produção efetiva do sistema de filtração direta de Tijuca mês a mês (Quadro 8), tendo em vista as variações sazonais percebidas sobre as análises de qualidade de água, obtendo-se os seguintes resultados:

Quadro 8. Volumes gastos e produção efetiva mensal do sistema FDA.

Mês	Produção Total Mensal (m ³)	Volumes Gastos (m ³)		Produção Efetiva	
		Retrolavagens (m ³)	Descartes de Água dos Filtros (m ³)	Produção Efetiva (m ³)	Produção Efetiva (%)
jul/20	131.040,00	5.930,50	1.181,44	123.928,06	94,57%
ago/20	290.160,00	7.783,78	1.550,64	280.825,58	96,78%
set/20	279.240,00	10.563,70	2.104,44	266.571,86	95,46%
out/20	290.160,00	13.528,94	2.695,16	273.935,90	94,41%
nov/20	280.410,00	10.563,70	2.967,96	266.878,35	95,17%
dez/20	278.460,00	20.015,42	3.987,36	254.457,22	91,38%
jan/21	284.700,00	21.868,70	4.356,56	258.474,74	90,79%
fev/21	262.080,00	19.830,10	3.950,44	238.299,46	90,93%
mar/21	287.040,00	22.795,34	4.541,16	259.703,50	90,48%
abr/21	279.630,00	13.343,62	2.658,24	263.628,14	94,28%
mai/21	289.380,00	12.972,96	2.584,40	273.822,64	94,62%
jun/21	276.120,00	15.567,55	3.101,28	257.451,17	93,24%
jul/21	290.160,00	4.818,53	959,92	284.381,55	98,01%
ago/21	290.160,00	8.339,76	1.661,40	280.158,84	96,55%
set/21	280.800,00	20.015,42	3.987,36	256.797,22	91,45%
out/21	285.480,00	27.984,53	5.574,92	251.920,55	88,24%
nov/21	279.240,00	17.606,16	3.507,40	258.126,44	92,44%
dez/21	290.160,00	19.088,78	3.802,76	267.268,46	92,11%
Média	274.690,00	15.145,42	3.065,16	256.479,43	93,38%

Diante disso, a produção efetiva no sistema FDA varia entre 88,24 e 98,01%, notadamente, os valores mais altos de produção efetiva correspondem aos meses de inverno. A média demonstrou um valor de 93,38%, o que apesar de parecer um bom desempenho, fica abaixo do que indica Crittenden et al. (2012), cuja produção efetiva deveria apresentar valor mínimo de 95% (Figura 19).

Figura 19. Produção efetiva mensal – sistema FDA.



Como este sistema não possui unidades de floculação e decantação, todos os descartes são advindos dos processos de filtração, ou seja, a produção efetiva no sistema FDA é influenciada de forma expressiva pela quantidade de retrolavagens realizadas e de descartes em ocasiões de transpasse de sólidos, como é evidenciado no mês de outubro/2021, cuja produção efetiva apresentou o menor valor dentro do período de análise, quando os volumes de retrolavagem e de descarte da água dos filtros foram justamente os mais elevados. Isto incide novamente na necessidade de ajustes nos processos de retrolavagem, de modo a reduzir o volume de descarte de água.

Outro fator interferente refere-se a paralizações no sistema, seja para manutenção ou por rompimentos na adutora de água bruta, tendo em vista que estas provocam a redução da produção de água e, conseqüentemente, menor

produção efetiva. Assim, de forma indireta, a produção efetiva está interligada também às perdas físicas nos sistemas de adução.

4.2 SISTEMA CONVENCIONAL

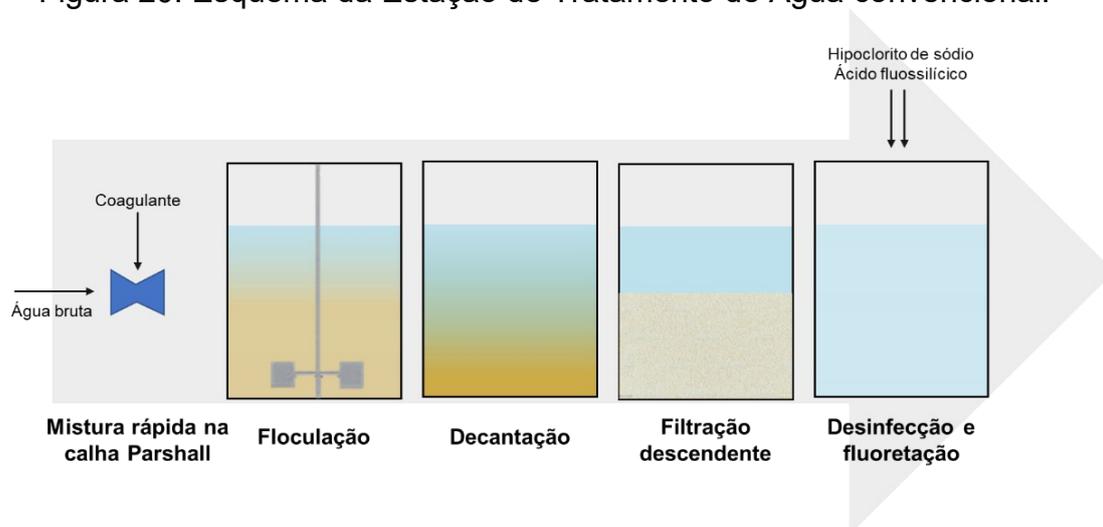
4.2.1 Caracterização do Sistema de Tratamento

a) Características construtivas

O sistema convencional foi projetado buscando o tratamento da água do Rio Tijucas. De acordo com análises laboratoriais pretéritas realizadas pelo SAMAE, os parâmetros de qualidade da água deste manancial são bastante instáveis ao longo do ano, em razão de sua susceptibilidade às alterações climáticas, o que implica em grande variação de turbidez e cor aparente da água bruta.

Este sistema de tratamento é composto por 02 flocladores de 3 câmaras de agitação mecânica em série, 2 decantadores de alta taxa, 4 filtros rápidos de fluxo descendente (leito filtrante de areia e carvão antracito, e camada suporte de seixos rolados), com taxa de filtração de $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, seguidos de desinfecção e fluoretação (o layout da ETA e composição dos filtros podem ser observados nos anexos B e D). A figura 20 apresenta um esquema do tratamento convencional.

Figura 20. Esquema da Estação de Tratamento de Água convencional.



Fonte: Autor, 2022.

b) Características operacionais

A retrolavagem dos filtros é automatizada, com uma velocidade ascensional de 0,90 m/min. Todo o procedimento de lavagem ocorre em um período de 7 minutos por filtro. A carreira de filtração é encerrada baseada unicamente no critério de aumento de perda de carga (medida por piezômetros) dos filtros. A próxima carreira de filtração é iniciada dispensando o tempo de amadurecimento dos filtros (ou tempo de recuperação).

O descarte de lodo de fundo dos floculadores é realizado semanalmente, de forma manual, com duração de 20 segundos. Já o descarte de lodo de fundo dos decantadores é realizado automaticamente, com periodicidade diária, a cada 2 horas, permanecendo a válvula aberta por um tempo também de 20 segundos.

4.2.2 Caracterização da Água Bruta do Sistema Convencional

É marcante a influência da sazonalidade na qualidade da água do manancial do sistema convencional. O período de dezembro a março (estação de verão), caracterizado pela ocorrência de chuvas convectivas, apresenta um aumento expressivo nos parâmetros indicadores de sólidos suspensos e dissolvidos no ano de 2020 (Quadro 9).

Quadro 9. Média mensal de parâmetros físico-químicos da água do Rio Tijucas.

Mês de coleta	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	pH
Jul/20	33,22	71,04	6,82
Ago/20	78,53	102,77	6,96
Set/20	35,70	75,11	7,18
Out/20	32,97	74,34	7,06
Nov/20	46,61	101,80	6,74
Dez/20	187,61	169,73	6,66
Jan/21	212,48	208,47	6,97
Fev/21	99,16	124,04	6,95
Mar/21	117,29	139,26	6,71
Abr/21	38,64	69,89	6,70
Mai/21	45,85	75,42	7,09
Jun/21	140,16	133,26	6,97
Jul/21	27,33	47,31	7,06
Ago/21	21,12	39,10	7,12
Set/21	69,26	95,55	7,08
Out/21	104,59	123,60	7,17
Nov/21	58,81	81,72	6,82

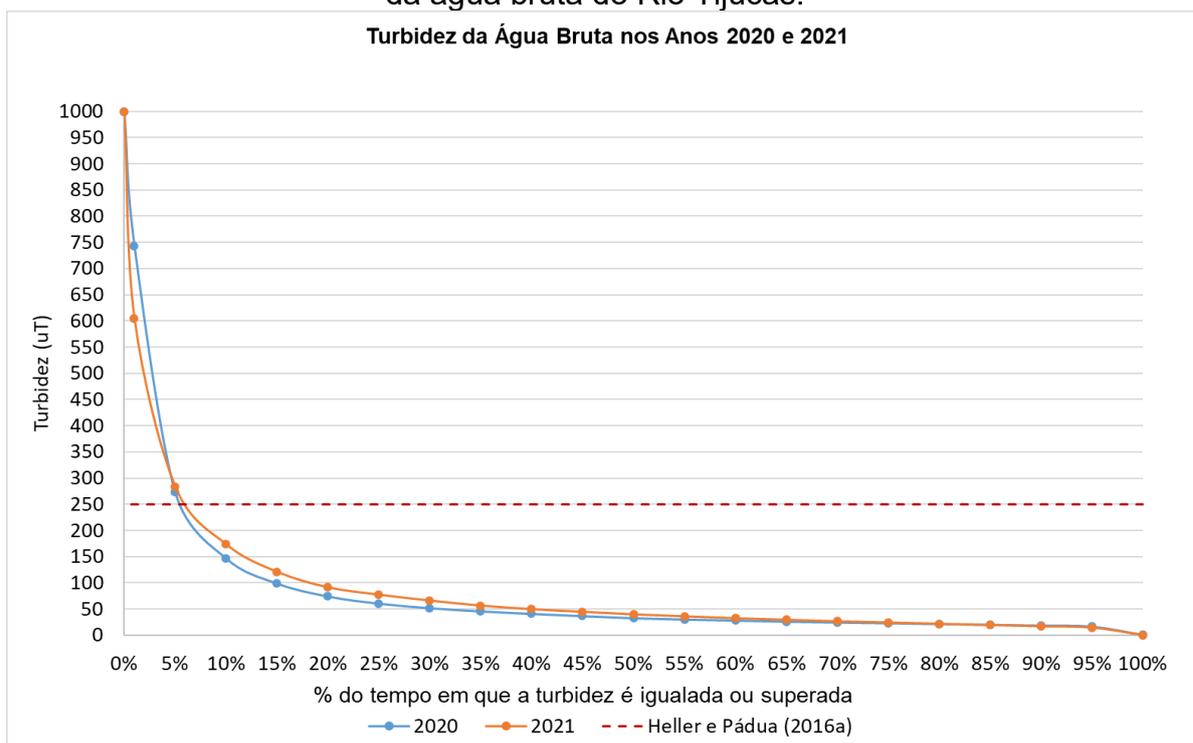
Dez/21	22,04	39,22	6,77
Média*	75,91	98,34	6,94
Desvio Padrão*	116,82	72,79	0,24

*Valores referentes a amostragens diárias analisadas entre o período de julho/2020 a dezembro/2021.

De acordo com os autores Hermes e Silva (2004), águas com altos valores de turbidez, como os encontrados no Rio Tijucas, são capazes de provocar, além do efeito antiestético sobre os consumidores, a redução da fotossíntese de macrófitas e algas subsuperficiais e a limitação da produção primária às camadas superiores, em razão do impedimento da passagem de luz para as camadas mais profundas do curso hídrico, o que pode ocasionar a proliferação de cianobactérias produtoras de toxinas.

Os resultados amostrados para **turbidez** (figura 21) demonstraram grande variabilidade, entretanto, apenas uma pequena fração dos dados (pouco mais de 5%) ultrapassaram o valor de 250 uT, o que pressupõe que esta água poderia ser tratada por sistema convencional sem necessidade de unidades complementares de tratamento, considerando os critérios de Heller e Pádua (2016a).

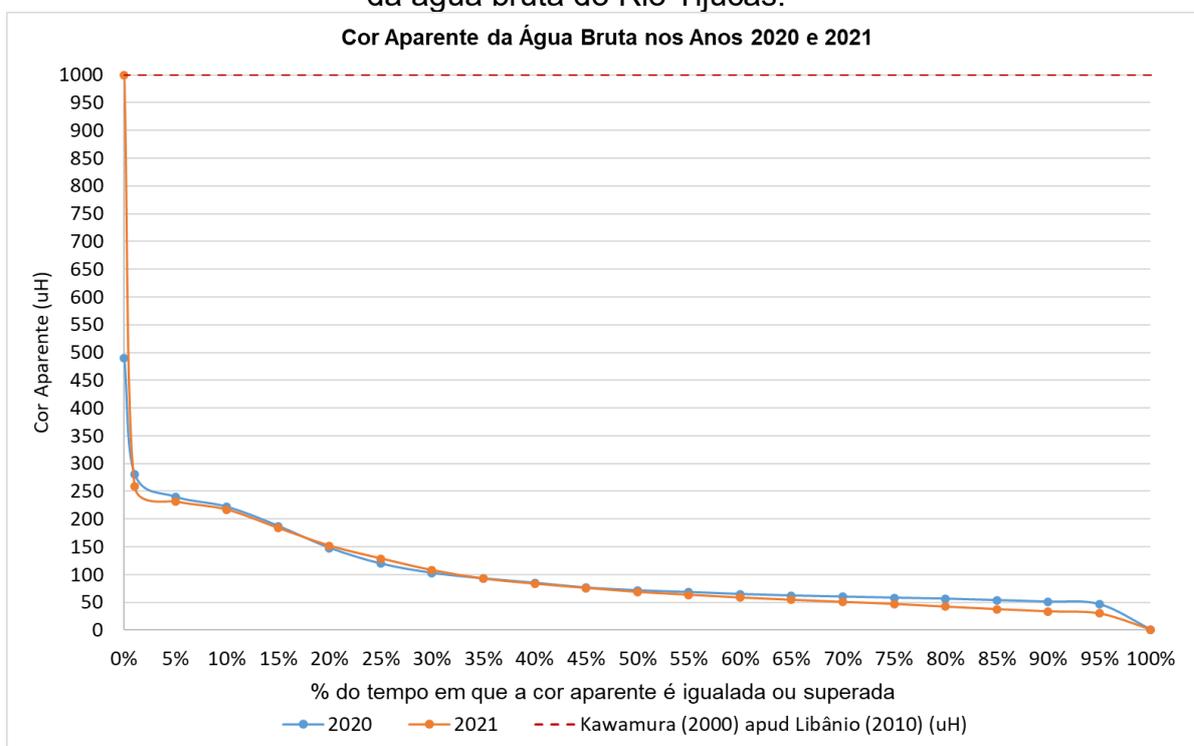
Figura 21. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água bruta do Rio Tijucas.



Quando analisamos os resultados referentes à **cor aparente** (figura 23), o Rio Tijuca atinge valores iguais ou superiores a 1000 uH (considerando que este valor é o limite de quantificação do equipamento de análise) em uma frequência abaixo de 4% em 2020 e abaixo de 2% em 2021, o que demonstra que a água deste manancial é passível de tratamento para remoção de cor pelo sistema convencional (KAWAMURA (2000) apud LIBÂNIO (2010)).

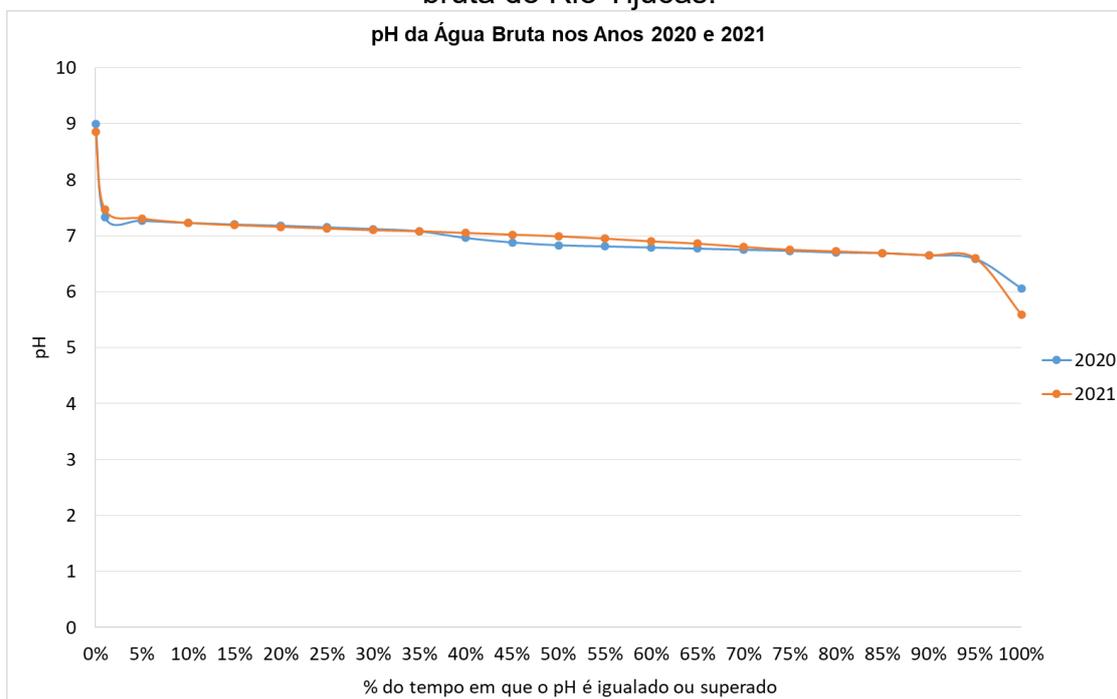
Entretanto, esporadicamente, em virtude de fortes chuvas, o tratamento pode ser comprometido temporariamente, quando a tendência é aumentar a concentração de cor aparente.

Figura 22. Curva de permanência de excedência para análises de cor aparente da água bruta do Rio Tijuca.



Com relação ao **pH** do manancial Rio Tijuca, grande parte das amostras permaneceram dentro do estipulado pela resolução CONAMA nº 357/2005 (pH entre 6,0 e 9,0), conforme ilustra a Figura 23.

Figura 23. Curva de permanência de excedência para análises de pH da água bruta do Rio Tijucas.

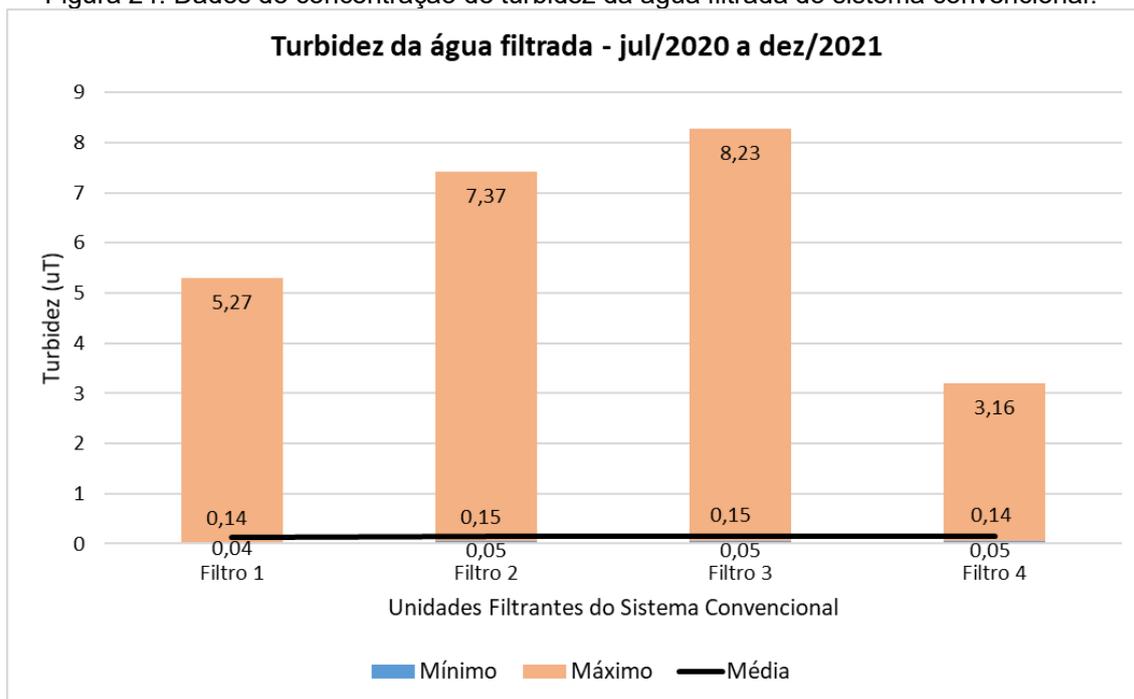


No ano de 2020, nenhuma das análises apresentaram valores discordantes dos limites legais e, no ano de 2021, mais de 95% dos dados permaneceram em conformidade. Como os valores na grande maioria das amostras ficaram próximos de 7, com pouca variação, é facilitada a determinação da dose de coagulante no sistema.

4.2.3 Caracterização da Água Filtrada do Sistema Convencional

Um dos fatores intervenientes na operação da retrolavagem das unidades filtrantes são os níveis de turbidez da água efluente destas unidades. Ao passo que a turbidez se eleva e excede o valor determinado pelo Ministério da Saúde, ou ainda quando a perda de carga dos filtros se amplia, são necessárias paradas programadas para lavagem. Os valores de turbidez média, mínima e máxima encontrados nas amostras de água filtrada do sistema convencional são demonstrados no gráfico da figura 24.

Figura 24. Dados de concentração de turbidez da água filtrada do sistema convencional.



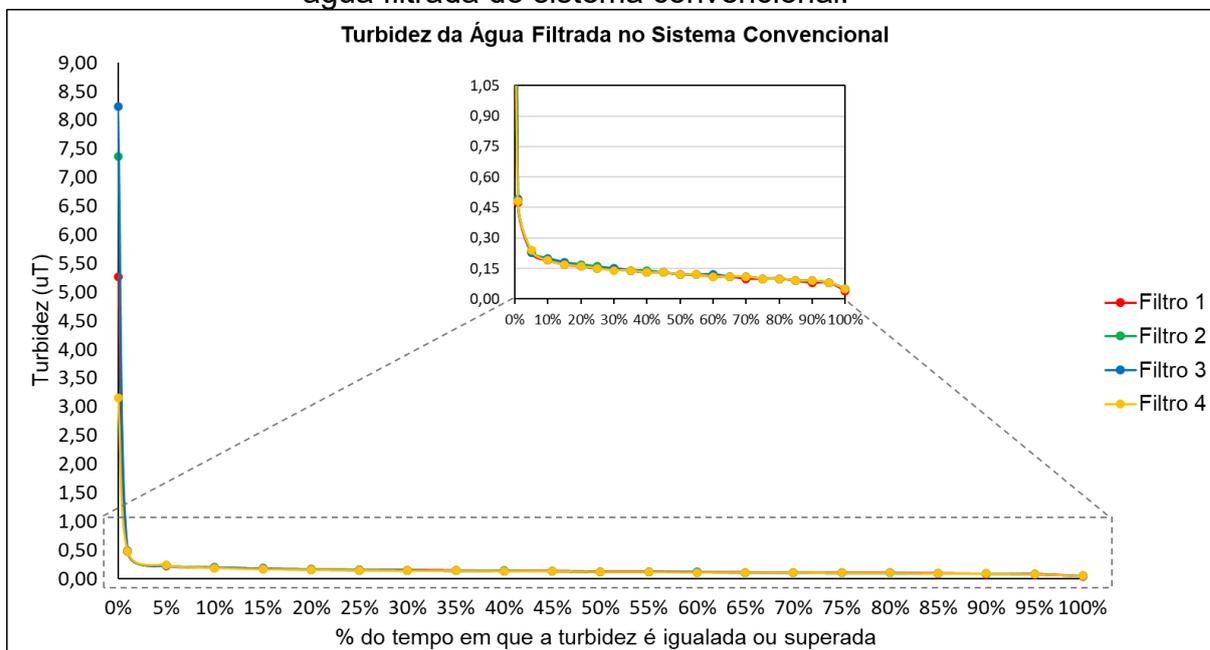
No sistema convencional em análise, apesar da qualidade da água do manancial apresentar grande oscilação em seus parâmetros, quando observados os resultados da água filtrada, esta tecnologia parece remover com eficiência os elevados níveis de turbidez da água do rio Tijucas, considerando que as médias permanecem reduzidas e dentro dos limites atribuídos pela legislação (0,5 uT), sendo praticamente equivalentes em todas as unidades filtrantes.

O maior valor de turbidez encontrado na água filtrada do sistema convencional foi de 8,23 uT, no filtro 3, ultrapassando o limite do Ministério da Saúde em 16,46 vezes. É importante ressaltar que o filtro 4 permaneceu inoperante de 01/10/2020 a 23/12/2020, o que pode ter interferido na observação de dados em situações de chuva.

É presumível que os maiores picos nos valores de turbidez da água filtrada são encontrados em dias chuvosos, quando a qualidade da água bruta sofre influência do transporte de sedimentos na água do manancial superficial, ou ainda em ocasiões de explorações minerais no leito do rio, que podem causar a suspensão dos materiais particulados na água. Entretanto, o limite de tolerância do Ministério da Saúde para a turbidez da água filtrada (0,5 uT) é

ultrapassado em apenas 1% dos dados amostrados, conforme demonstra a figura 25.

Figura 25. Curva de permanência de excedência para análises de turbidez da água filtrada do sistema convencional.



Com as alterações bruscas na qualidade da água bruta, as dosagens de coagulantes precisam ser monitoradas e ajustadas com maior frequência. Diante disso, é perceptível que a vulnerabilidade do sistema convencional está voltada para a operação da fase de coagulação, tendo em vista que, apesar da presença de unidades de floculação e decantação, ainda são evidenciados picos de turbidez na água filtrada inconformes com a legislação.

Ou seja, o ajuste de coagulante em episódios extremos, nem sempre ocorre em tempo hábil para permitir o período de contato e agitação necessários para a formação eficaz dos flocos, fazendo com que parte dos sólidos não seja removida antes da etapa de filtração.

4.2.4 Avaliação da Retrolavagem do Sistema Convencional

Para avaliação dos procedimentos de retrolavagem no sistema convencional de tratamento, objetivando a análise da influência da variação da turbidez da água tratada sob o encerramento da carreira de filtração, foram

avaliadas 605 retrolavagens nos 04 filtros descendentes do sistema. Nas amostragens realizadas, foi percebida a existência de uma lacuna nos dados de retrolavagem do sistema convencional entre outubro e dezembro, por falta de registros desta operação neste período por parte da companhia de saneamento. Os dados passaram a ser remarcados a partir de janeiro de 2021. Outro fator interferente na representatividade dos resultados deve-se à paralização do Filtro 4 por quase 3 meses.

É notável que em todas as unidades filtrantes, o processo de retrolavagem não é programado de acordo com a variação dos níveis de turbidez da água filtrada, operação também observada por outros pesquisadores nas unidades de tratamento de água (SADAR; BILL, 2005a). Isso fica evidenciado nos gráficos da figura 26 (em maior escala, para facilitar a visualização, no apêndice II), os quais demonstram que o processo de retrolavagem é realizado, em sua maioria, quando a turbidez se encontra em níveis aceitáveis, ou seja, com concentração abaixo do limite de tolerância exigido (0,5 uT).

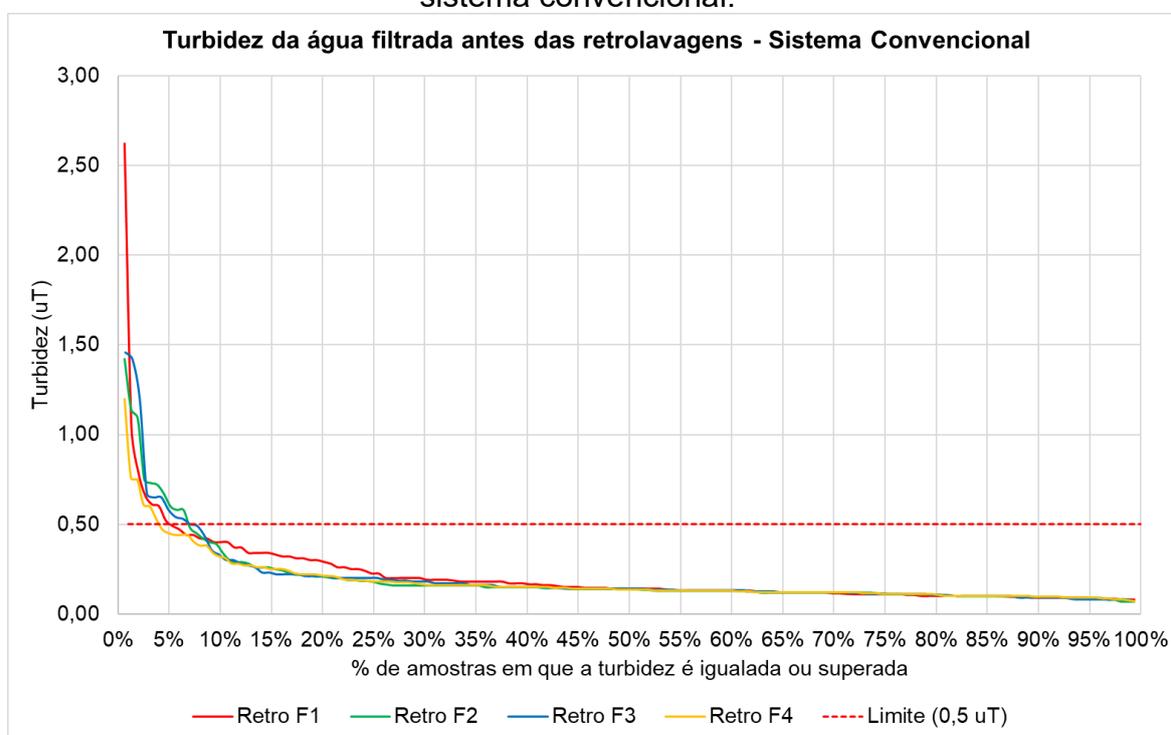
Figura 26. Turbidez da água filtrada e paradas para retrolavagens – Tratamento convencional.



Em razão do único critério para encerramento da carreira de filtração ser o limite da perda de carga no meio filtrante, a variabilidade da turbidez da água filtrada torna-se indiferente. Como apenas uma pequena fração de análises de turbidez realizadas antes de iniciar as retrolavagens (de 4 a 7%) apresentou resultados acima do limite imposto pela legislação federal (Figura 27).

É passível admitirmos que as carreiras de filtração deste sistema convencional poderiam ser prolongadas, de forma a aumentar a produção efetiva, tendo em vista que a qualidade da água demonstra estabilidade, com valores dentro dos recomendáveis na maior parte do tempo.

Figura 27. Turbidez da água filtrada antes de iniciar as retrolavagens no sistema convencional.



É importante ressaltar que durante a execução da retrolavagem, a produção de água é afetada, tendo em vista que aquela unidade filtrante que recebe a lavagem, permanece improdutiva durante este período. Além disso, neste sistema, parte da água já produzida é utilizada no processo da retrolavagem. Para municípios que sofrem com a distribuição de água, como é o caso da área de estudo, a retrolavagem torna-se alvo de perdas na produção.

Diante disso, é notório que, apesar do sistema convencional supor um maior rigor na operação em razão de sua automação e induzir a projeção de

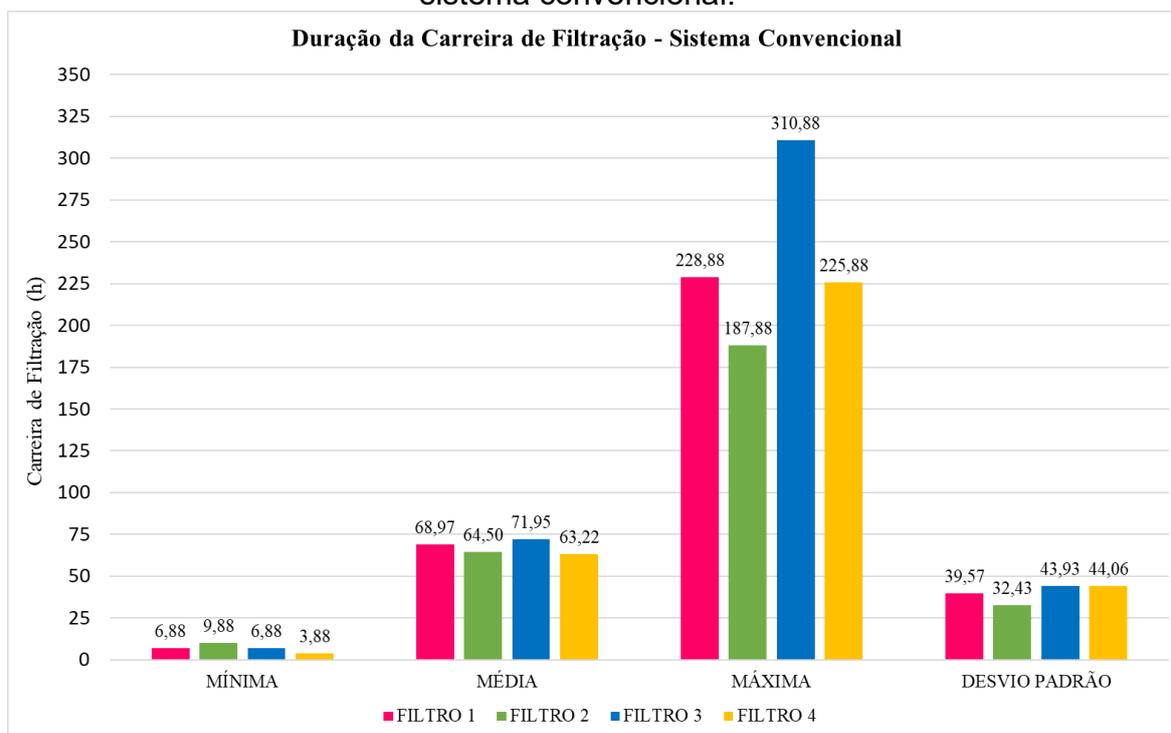
resultados mais eficientes, este acaba por sinalizar a necessidade de otimização do processo de retrolavagem quando passamos a considerar o quesito de produção efetiva no desempenho das unidades.

4.2.5 Avaliação da Carreira de Filtração do Sistema Convencional

O sistema convencional, em razão de sua maior robustez e automação, traz a ideia de que seus resultados apresentam maior estabilidade, considerando as afirmações de Libânio (2010) sobre a possibilidade de redução no índice de perdas por meio do aumento da eficiência e confiabilidade da tecnologia através da sua automação, a qual também permite um maior controle de dosagem de produtos químicos e, portanto, o aumento da duração da carreira de filtração.

Entretanto, ao avaliarmos os resultados obtidos para a duração das carreiras de filtração do sistema convencional (figura 28), identificamos tanto a ocorrência de carreiras encerradas bem abaixo do valor recomendado pela literatura, como operações bastante extensas. Os desvios padrão obtidos indicaram uma grande variabilidade nos dados em relação à média.

Figura 28. Duração mínima, média e máxima das carreiras de filtração do sistema convencional.

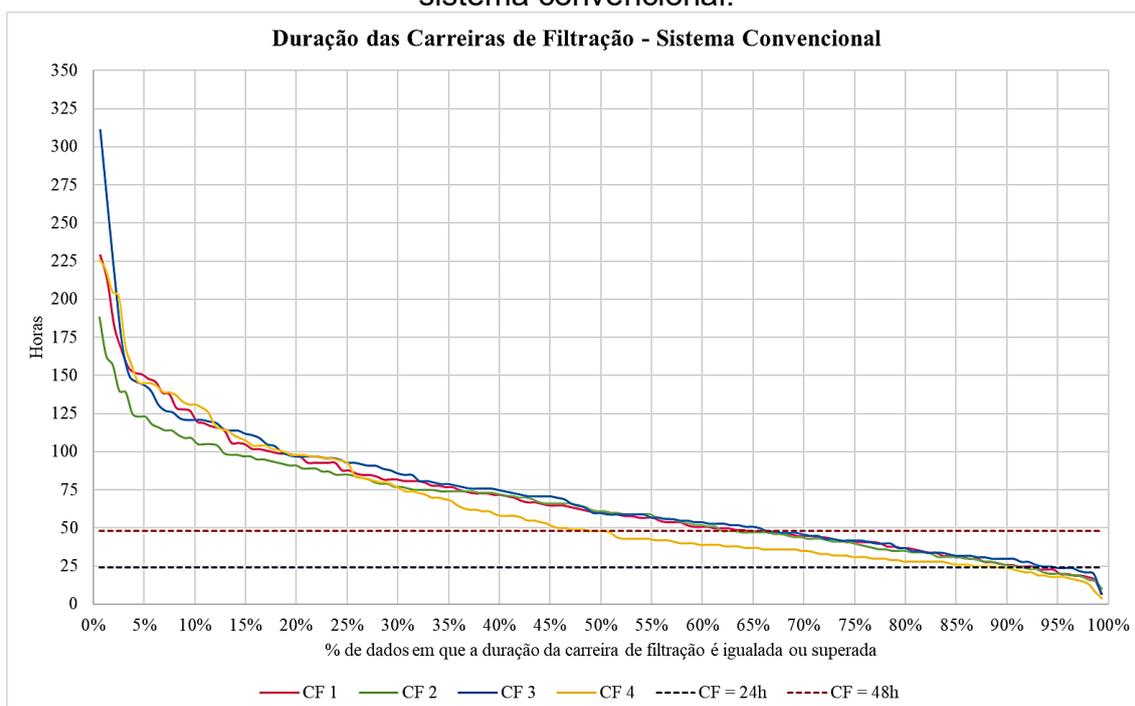


Apesar do sistema convencional ser dotado de pré-tratamento antes da filtração, o que deveria reduzir a demanda sobre as unidades filtrantes e aumentar o tempo de filtração, algumas carreiras de filtração apresentaram duração abaixo de 10 horas (entre 3,88 e 9,88h), entretanto tratam-se de casos atípicos (7-12% das carreiras), conforme ilustra a figura 29.

É importante mencionar que carreiras de filtração muito curtas podem tornar o sistema antieconômico. Com a garantia da qualidade da água filtrada dentro dos padrões de potabilidade requerido por legislação, é passível o prolongamento da duração da carreira de filtração, desde que não atinja tempos excessivos de operação.

Contudo, foi observado que as carreiras de filtração operam com duração elevada com certa frequência (Figura 29). Pesquisadores recomendam uma duração máxima de 48 horas de carreira de filtração (O'CONNOR; O'CONNOR; TWAIT, 2009), de modo a não colocar em risco a integridade do leito filtrante, considerando que períodos prolongados de filtração podem causar a colmatção permanente dos grãos. Entretanto, esta indicação é ignorada entre 48 e 65% dos dados; o filtro 3 operou em determinado momento por 310,88 horas consecutivas, o que coloca em risco a eficiência de potabilização nesta situação.

Figura 29. Curva de permanência de excedência das carreiras de filtração do sistema convencional.



Entende-se que o objetivo de uma estação de tratamento é a produção de água, todavia, esta precisa estar interligada com a qualidade da água produzida e a garantia do funcionamento da ETA.

4.2.6 Avaliação da Produção Efetiva do Sistema Convencional

A produção efetiva no sistema convencional foi quantificada considerando os descartes de fundo dos floculadores e decantadores, além das retrolavagens dos filtros. Como os descartes nos decantadores ocorrem diariamente, a cada 2 horas, os volumes perdidos acabam por apresentar altos valores mensalmente (Quadro 10).

Os valores correspondentes aos meses de outubro a dezembro do ano de 2020 não foram calculados, em razão da inexistência de registros de retrolavagens por parte da companhia de saneamento.

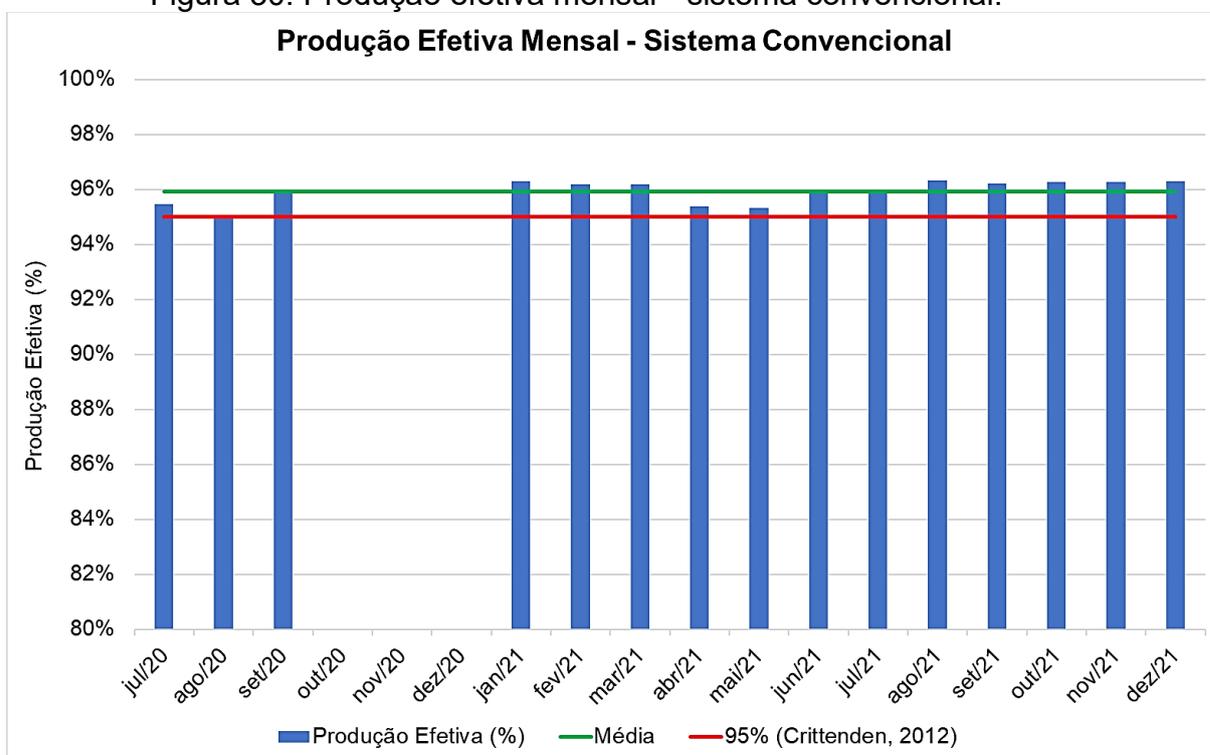
Quadro 10. Volumes gastos e produção efetiva mensal do sistema convencional.

Mês	Produção Total Mensal (m ³)	Volumes Gastos (m ³)				Produção Efetiva	
		Retrolavagens (m ³)	Descarte de Fundo Floculadores (m ³)	Descartes de Fundo Decantadores (m ³)	Descartes de Água dos Filtros (m ³)	Produção Efetiva (m ³)	Produção Efetiva (%)
jul/20	36.180,00	179,15	1,80	1.088,64	374,15	34.536,26	95,46%
ago/20	79.056,00	481,85	4,50	2.410,56	1.006,33	75.152,76	95,06%
set/20	76.896,00	240,93	3,60	2.332,80	503,17	73.815,51	95,99%
out/20	-	-	-	-	-	-	-
nov/20	-	-	-	-	-	-	-
dez/20	-	-	-	-	-	-	-
jan/21	79.056,00	166,80	3,60	2.410,56	348,35	76.126,70	96,29%
fev/21	71.604,00	179,15	3,60	2.177,28	374,15	68.869,82	96,18%
mar/21	78.408,00	185,33	4,50	2.410,56	387,05	75.420,56	96,19%
abr/21	76.896,00	395,37	3,60	2.332,80	825,71	73.338,53	95,37%
mai/21	80.352,00	438,61	4,50	2.410,56	916,02	76.582,31	95,31%
jun/21	77.328,00	277,99	3,60	2.332,80	580,58	74.133,03	95,87%
jul/21	79.812,00	277,99	3,60	2.410,56	580,58	76.539,27	95,90%
ago/21	80.352,00	172,97	4,50	2.410,56	361,25	77.402,72	96,33%
set/21	77.112,00	191,51	3,60	2.332,80	399,95	74.184,14	96,20%
out/21	80.352,00	191,51	3,60	2.410,56	399,95	77.346,38	96,26%

nov/21	77.328,00	179,15	4,50	2.332,80	374,15	74.437,40	96,26%
dez/21	79.812,00	179,15	3,60	2.410,56	374,15	76.844,54	96,28%
Média	75.369,60	249,16	3,78	2.280,96	520,37	72.315,33	95,93%

É perceptível que, mesmo com os grandes descartes, sobretudo os relativos aos decantadores, os valores de produção efetiva neste sistema apresentaram bons resultados durante os anos de pesquisa, com média aproximada de 96%, indicando uma concordância com o limite mínimo, sugerido por Crittenden et al. (2012), de 95% de efetividade na produção de água (Figura 30).

Figura 30. Produção efetiva mensal - sistema convencional.



É relevante destacar a falta de registros durante o período de outubro a dezembro de 2020, sendo estes os meses de ocorrência de maiores flutuações na qualidade da água, que poderiam causar maior necessidade de retrolavagens das unidades filtrantes. Este período ainda coincide com a época de maior demanda de água, necessitando de maior produção.

Porém, é perceptível a estabilidade da produção efetiva de água tratada no sistema convencional, tendo em vista que os resultados apresentam valores entre 95,06 e 96,36%, fato este que ocorre devido ao procedimento de descarte

de fundo dos floculadores e decantadores ocorrer de forma programada e por tempo constante (20 segundos), o que faz com que o volume perdido nestes procedimentos seja repetitivo.

Seria de grande importância o ajuste do intervalo de descarte de lodo de fundo das unidades, em especial os decantadores, para reduzir o volume de água perdido nestas operações, que podem estar sendo ativadas automaticamente, porém sem real necessidade.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Foi constatado que a qualidade da água dos mananciais utilizados em ambos os sistemas de tratamento em estudo é fortemente influenciada pelo clima. Contudo, a qualidade da água do manancial utilizado no sistema FDA demonstrou resultados favoráveis para a aplicação desta tecnologia de tratamento no que tange à redução de turbidez da água. Já para a cor aparente, o sistema pode apresentar alguma fragilidade na remoção deste parâmetro em situações de eventos climáticos mais extremos.

Não obstante, ao avaliar os resultados das análises de turbidez da água filtrada na tecnologia FDA, foi constatada a produção de água por longos períodos com valores acima do indicado para pós-filtração e pré-desinfecção, causadas, principalmente, pela metodologia de operação.

O manancial utilizado no sistema convencional, por outro lado, apresentou baixa frequência de amostras fora dos padrões para os parâmetros turbidez e cor aparente, o que indica a continuidade do tratamento da água por esta tecnologia. Esta análise permitiu garantir a eficiência e a segurança na produção de água potável por este sistema, o que ficou confirmado nas amostragens da água filtrada, que demonstraram resultados satisfatórios de remoção de sólidos, dentro dos limites requeridos pelo Ministério da Saúde. Foi identificada a falta de padronização operacional em ambas as estações de tratamento, embora a ETA convencional tenha automação parcial.

ETA por Filtração Direta Ascendente: O critério adotado para o encerramento das carreiras de filtração pelo nível de água no reservatório de distribuição, dificulta a obtenção de água filtrada com qualidade satisfatória. Este mesmo critério provocou a ocorrência de carreiras de filtração com tempos muito curtos, assim como carreiras com durações extremamente longas. Conseqüentemente, o sistema flutua entre a condição de antieconômico e de ineficiente, em razão dos efeitos sobre a produção efetiva e sobre a colmatação do leito filtrante.

A produção efetiva ficou abaixo do recomendado (em torno de 93,4 %), em razão da elevada quantidade de retrolavagens e de descartes em ocasiões de transpasse de sólidos, os quais podem indicar a uma provável existência de caminhos preferenciais no material filtrante. Era esperado que a Filtração Direta

Ascendente resultasse em uma produção efetiva maior do que a ETA convencional, porém ocorreu o inverso.

Apesar disso, é interessante a permanência do sistema de filtração direta ascendente pelo baixo consumo de produtos químicos, entretanto sugerem-se modificações na forma de operar: realização de descarga de fundo intermediária, para reduzir o volume de água nas retrolavagens; substituir o material filtrante; e automatizar as descargas de fundo com as retrolavagens.

ETA Convencional: Falhas operacionais também foram evidenciadas no sistema convencional, com a observação de carreiras de filtração tanto extensas quanto diminutas, pois o único critério utilizado para iniciar a retrolavagem dos filtros é a perda de carga. Ou seja, esta estação desconsidera a degradação da qualidade da água e a duração da carreira de filtração. Isto demonstra a necessidade de ajustes nos critérios de encerramento da carreira.

A produção efetiva ficou maior que do sistema anterior, em torno de 96%, dentro do padrão da literatura. Entretanto, recomenda-se a realização de um estudo para diminuir a frequência das descargas de lodo dos floculadores e dos decantadores.

Todos os procedimentos operacionais influenciam diretamente os resultados de produção efetiva e de qualidade da água produzida, devendo ser aprimorados para melhores resultados nas estações de tratamento.

Com base no estudo realizado e nas conclusões, são apresentadas as seguintes recomendações:

- Realizar estudo específico dos processos de retrolavagem de ambos os sistemas de tratamento, visando ajustar sua operação com parâmetros de duração limite da carreira de filtração (entre 24 e 48 horas), sem que a qualidade da água seja atingida.
- Realizar o descarte da primeira água filtrada nos sistemas de tratamento, para obter o amadurecimento dos filtros antes de seguir com a produção de água e, assim, melhorar a qualidade da água a ser distribuída.
- Realizar melhorias no sistema de distribuição de Tijucas, para que o abastecimento público não fique totalmente dependente do nível do reservatório de montante para garantir pressão na rede, tendo em vista a influência deste fator na operação do sistema FDA.
- Adequar o sistema FDA para realizar descargas de fundo intermediárias.

- Realizar análises granulométricas para substituição do leito filtrante do sistema FDA.
- Realizar medição precisa dos volumes perdidos nos descartes de lodo de fundo dos decantadores e floculadores do sistema convencional.
- Realizar pesquisa de viabilidade econômica para automação do descarte de lodo de fundo dos decantadores do sistema convencional, visando reduzir o volume de perdas.

6 REFERÊNCIAS

- ABNT. NBR 12216 - Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. **Associação Brasileira De Normas Técnicas**, p. 18, 1992.
- ALI, A. et al. Performance evaluation of the water treatment plants of Islamabad - Pakistan. **Arch. Environ. Sci. (2012)**, v. 6, p. 111–117, 2012.
- ALMEIDA, M. C.; SILVA, M. M.; PAULA, M. DE. Avaliação Do Desempenho De Uma Estação De Tratamento De Água Em Relação À Turbidez, Cor E Ph Da Água. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 5, n. 1, p. 25–40, 2017.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC: [s.n.].
- APHA. **Standard Methods**. 23. ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 2017.
- AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies**. 5. ed. [s.l.] McGRAW-HILL, 1999.
- AZIZ, S. Q. **Treatment of Greater-Zab Water by Direct Filtration**. Thirteenth International Water Technology Conference. **Anais...**Egito: jan. 2009. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/234793672>>
- BATTERMAN, S.; ZHANG, L.; WANG, S. Quenching of chlorination disinfection by-product formation in drinking water by hydrogen peroxide. **Water Research**, v. 34, n. 5, p. 1652–1658, 2000.
- BAYABIL, H. K.; TESHOME, F. T.; LI, Y. C. **Emerging Contaminants in Soil and Water**. **Frontiers in Environmental Science**Frontiers Media S.A., , 25 mar. 2022.
- BRASIL. **Lei Federal nº 6.050, de 24 de maio de 1974**. **Diário Oficial da União**, 1974.

BRASIL. **Boas Práticas No Abastecimento De Água** : Brasília: Ministério da Saúde, 2006a.

BRASIL. **VIGILÂNCIA E CONTROLE DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006b.

BRASIL. **Manual prático de análise de água**. 4. ed. Brasília: FUNASA, 2015.

BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Diário Oficial da União**. Brasília, Brasil, 2017.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021. Diário Oficial da União**. Brasília, 2021a.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021. Diário Oficial da União**. Brasília, 2021b.

BRINCK, N. C. P. Avaliação do Tipo de Material Filtrante no Comportamento Hidráulico de Filtros Rápidos de Camada Profunda no Tratamento de Águas de Abastecimento. p. 1–393, 2009.

CARETTA, M. A. et al. Water. Em: **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. [s.l.] IPCC, 2022. p. 551–712.

CETESB. **FUNDAMENTOS POLUIÇÃO DAS ÁGUAS**. São Paulo: CETESB, 2018.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, nº 053, de 18/03/2005**. Brasília, Brasil, 2005.

CONCEIÇÃO, D. et al. Desempenho das etapas de tratamento de água da estação de tratamento de água Poxim. 2019.

CORNWELL, D. A. Water Treatment Residuals Engineering. p. 364, 2006.

CRITTENDEN, J. C. et al. **Water Treatment: Principles and design**. 3. ed. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2012.

DALSASSO, R. L.; SENS, M. L. Filtração direta com pré-floculação e coagulação com sulfato de alumínio e hidróxido de alumínio: estudo com água de

manancial eutrofizado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 241–249, 2006.

DANIEL, L. ANTÔNIO. et al. **Métodos Alternativos de Desinfecção da Água**. PROSAB. São Carlos: [s.n.].

DEMONT, I.; STODDART, A. K.; GAGNON, G. A. Assessing strategies to improve the efficacy and efficiency of direct filtration plants facing changes in source water quality from anthropogenic and climatic pressures. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, n. October 2020, p. 101689, 2021.

DI BERNARDO, L. **Filtração Direta Aplicada a Pequenas Comunidades**. São Carlos: PROSAB, 2003.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 3. ed. São Carlos: LDiBe Editora, 2017.

DROGUI, P. et al. Hydrogen peroxide production by water electrolysis: Application to disinfection. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 31, n. 8, p. 877–882, 2001.

EDZWALD, J. K. **Water Quality and Treatment: a handbook on drinking water**. 6. ed. Denver: McGraw Hill, 2011.

EDZWALD, J. K.; BECKER, W. C.; TAMBINI, S. J. Organics, Polymers, and Performance in Direct Filtration. **Journal of Environmental Engineering**, v. 113, n. 1, p. 167–185, 1987.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water Treatment Manual: Filtration**. Irlanda: EPA, 2020.

FDI WORLD DENTAL FEDERATION. FDI policy statement on promoting oral health through water fluoridation revised version adopted by the FDI general assembly: 13 September 2014, New Delhi, India. **International Dental Journal**, v. 64, n. 6, p. 293–294, 2014.

FERREIRA, R. C. DE; et al. **PLANSAB - Caderno temático 1: Perdas de água e eficiência energética**. Brasília: [s.n.].

FREITAS, L. R. V. DE. **Avaliação da qualidade de água produzida por um filtro rápido bifluxo de dupla camada filtrante.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2020.

GARBIN, C. A. S. et al. Fluoretação da água de abastecimento público: abordagem bioética, legal e política. **Revista Bioética**, v. 25, n. 2, p. 328–337, 2017.

GHISI, D. B. **Análise hidráulica de um filtro rápido bifluxo em escala piloto de dupla camada filtrante com descarga de fundo intermediária para tratamento de água de abastecimento.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2019.

GUAY, C.; RODRIGUEZ, M.; SÉRODES, J. Using ozonation and chloramination to reduce the formation of trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water. **Desalination**, v. 176, n. 1- 3 SPEC. ISS., p. 229–240, 2005.

HEALTH CANADA. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document — Turbidity.** Ottawa: Health Canada, 2012.

HEBERER, T. **Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data** *Toxicology Letters*. [s.l.: s.n.].

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. DE. **Abastecimento de Água para Consumo Humano.** 3, v. 1. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016a.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. DE. **Abastecimento de água para consumo humano.** 3, v. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016b.

HERMES, L. C.; SILVA, A. DE S. **Avaliação da Qualidade das Águas: Manual prático.** Brasília: EMBRAPA, 2004.

HILL, B. H.; GARDNER, T. J.; EKISOLA, O. F. Predictability of streamflow and particulate organic matter concentration as indicators of stability in prairie streams. **Hydrobiologia**, v. 242, n. 1, p. 7–18, 1992.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário.** Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da Região Metropolitana de São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 117–126, 2007.

KATAYAMA, V. T. **Quantificação Da Produção De Lodo De Estações De Tratamento De Água De Ciclo Completo: Uma Análise Crítica**. [s.l.: s.n.].

KATAYAMA, V. T. et al. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: Uma análise crítica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 559–569, 2015.

KÜMMERER, K. **Pharmaceuticals in the Environment: Sources, fate, effects and risks**. 3. ed. Berlin: Springer, 2008.

KUTZ, M. **Handbook of Environmental Engineering**. 1. ed. Nova Jersey: Wiley & Sons, 2018.

LETTERMAN, R. D.; YIACOUMI, S. COAGULATION AND FLOCCULATION. Em: **Water Quality and Treatment: A handbook on drinking water**. 6. ed. Denver: McGraw Hill, 2011. p. 1696.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.

LIU, H. et al. Trade-off control of organic matter and disinfection by-products in the drinking water treatment chain: Role of pre-ozonation. **Science of the Total Environment**, v. 770, p. 144767, 2021.

LOGSDON, G. S. **Water Filtrations Practices: Including slow sand filters and precoat filtration**. 1. ed. Denver: AWWA, 2008.

MAÑOSA, J. et al. Valorisation of water treatment sludge for lightweight aggregate production. **Construction and Building Materials**, v. 269, 2021.

MITTAPALLI, G. V. S. S.; KALAVATHY, S. **A Study on the Use of Alum for Turbidity Removal in Synthetic Water**. 3rd National Conference on Water, Environment and Society. **Anais...**2016.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; FILHO, L. C. DE M. Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 337–342, 2006.

MORAIS, I. P. A.; TÓTH, I. V.; RANGEL, A. O. S. S. Turbidimetric and nephelometric flow analysis: Concepts and applications. **Spectroscopy Letters**, p. 34, 2006.

MORALES-PAREDES, C. A.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. M.; BOLUDA-BOTELLA, N. **Pharmaceutical compounds used in the COVID-19 pandemic: A review of their presence in water and treatment techniques for their elimination. Science of the Total Environment** Elsevier B.V., , 25 mar. 2022.

NARVAI, P. C.; FRAZÃO, P.; CASTELLANOS FERNANDEZ, R. A. Fluoretação da água e democracia. **Saneas**, v. 2, n. 18, p. 29–33, 2004.

NISHIZAWA, S. et al. Formation of disinfection by-products from coexisting organic matter during vacuum ultraviolet (VUV) or ultraviolet (UV) treatment following pre-chlorination and their fates after post-chlorination. **Science of the Total Environment**, v. 737, p. 140300, 2020.

O'CONNOR, J. T.; O'CONNOR, T.; TWAIT, R. **Water Treatment: Plant Performance Evaluations and Operations**. Nova Jersey: Wiley, 2009.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 Para o Desenvolvimento Sustentável**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <www.agenda2030.com.br>.

PÁDUA, V. L. DE. **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. [s.l.] PROSAB, 2009.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas Climatológico Digital do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: EPAGRI, 2002.

PASCHOALATO, C. F. P. R.; TRIMAILOVAS, M. R.; DI BERNARDO, L. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós-cloração em água contendo

substância húmica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 313–322, 2008.

PEREIRA, L. G. Desenvolvimento De Sistema De Indicadores De Desempenho Operacional De Estações Convencionais De Tratamento De Água. p. 117, 2016.

PEREIRA, L. G.; DA SILVA, G. A.; LIBÂNIO, M. Proposição de sistema de indicadores de desempenho operacional de estações de tratamento de água à luz do prestador de serviço: aplicação a cinco estações de ciclo completo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1163–1172, 2018.

PERNITSKY, D. J. et al. Use Zeta Potential to Improve Direct Filtration Operation. **Opflow**, v. 37, n. 2, p. 20–23, 2011.

PIZZI, N. G. **Water Treatment Plant Residuals Pocket Field Guide**. [s.l.] American Water Works Association, 2010.

PRASERT, T. et al. Characterization of lower Phong river dissolved organic matters and formations of unknown chlorine dioxide and chlorine disinfection by-products by Orbitrap mass spectrometry. **Chemosphere**, v. 265, p. 128653, 2021.

PRIMIN, O. Clean Water of Russia: Problems and Solutions. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 365, n. 2, 2018.

REALI, M. A. P. **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999.

RIBEIRO, F. L. DE M. **Quantificação e Caracterização Química dos Resíduos Da ETA de Itabirito - MG**. Dissertação—[s.l.] UFOP, 2007.

RICHARDSON, S. D. et al. Identification of new drinking water disinfection by-products from ozone, chlorine dioxide, chloramine, and chlorine. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 123, n. 1–4, p. 95–102, 2000.

RICHTER, C. A. **Água: Métodos e Tecnologia de Tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. DE A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Blucher, 1991.

ROCHA, F. A. et al. ANÁLISE DO DESEMPENHO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CONVENCIONAL AUTOMATIZADA. **Revista E.T.C. Educação, Tecnologia e Cultura**, v. 7, n. 6, p. 70–75, 2009.

SABOGAL-PAZ, L. P. **Modelo Conceitual de Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água para Abastecimento de Comunidades de Pequeno Porte**. Tese—[s.l.] Universidade de São Paulo, 2007.

SABOGAL-PAZ, L. P. et al. Avaliação técnico-econômica da tecnologia de tratamento de água de dupla filtração. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 525–532, 2015.

SADAR, M. J.; BILL, K. Using Baseline Monitoring Techniques to Assess Filter Run Performance and Predict Filter Breakthrough. **Water & Wastes Digest**, p. 1–15, 2005.

SAFAEI, S. H. et al. Technology Development for the Removal of Covid-19 Pharmaceutical Active Compounds from Water and Wastewater: A Review. **Journal of Environmental Informatics**, 2022.

SAKAMOTO, J. A. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água para Pequenas e Médias Comunidades Brasileiras Considerando Aspectos Ambientais**. Dissertação—[s.l.] Universidade de São Paulo, 2013.

SALVADOR, D. et al. One-Year Surveillance of SARS-CoV-2 Virus in Natural and Drinking Water. **Pathogens**, v. 11, n. 10, 1 out. 2022.

SANTOS, J. S. M.; MEURER, C. C. B. DE S.; ATANÁZIO, Z. D. **Utilização das tecnologias de sensoriamento remoto e geoprocessamento na construção de materiais didáticos para a sensibilização e educação ambiental na bacia hidrográfica do Rio Tijucas e levantamento de potencialidade e problemáticas da bacia**. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...**Natal: INPE, 2009.

SCHÖNTAG, J. M. **Esferas de Poliestireno como Elemento Filtrante em Filtração Rápida Descendente**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

SCHÖNTAG, J. M.; SENS, M. L. Effective production of rapid filters with polystyrene granules as a media filter. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 15, n. 5, p. 1088–1098, 2015.

SECRETARIA DE ESTADODE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO SUSTENTÁVEL DE SANTA CATARINA (SDS) et al. **Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Tijucas, Biguaçu e Bacias Contíguas: Etapa C - Diagnóstico dos recursos hídricos**. [s.l: s.n.]. v. 1

SECRETARIA DE ESTADODE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO SUSTENTÁVEL DE SANTA CATARINA (SDS) et al. **Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Tijucas, Biguaçu e Bacias Contíguas: Etapa C - Diagnóstico dos Recursos Hídricos**. [s.l: s.n.]. v. 2

STODDART, A. K.; GAGNON, G. A. Full-scale prechlorine removal: Impact on filter performance and water quality. **Journal - American Water Works Association**, v. 107, n. 12, p. E638–E647, 2015.

TOBIASON, J. E. et al. Granular Media Filtration. Em: EDZWALD, J. K. (Ed.). **Water Quality and Treatment: A handbook on drinking water**. 6. ed. Denver: McGraw Hill, 2011.

TRINH, T. K.; KANG, L. S. Response surface methodological approach to optimize the coagulation-flocculation process in drinking water treatment. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 89, n. 7, p. 1126–1135, 2011.

TUCCI, C. E. M. Urban Waters Initiative. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 97–112, 2008.

UNITED NATIONS. **Sustainable Development Goal 6: Synthesis Report on Water and Sanitation**United Nations. [s.l: s.n.].

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual**. 1999.

VAROUQA, I. F. Detecting the concentration of aldehydes disinfection by-products formed due to the application of the ozonation process in water treatment plants. **Materials Today: Proceedings**, v. 45, p. 5631–5634, 2021.

VASCONCELOS, V. DE M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 6, n. 2, p. 305–324, 2011.

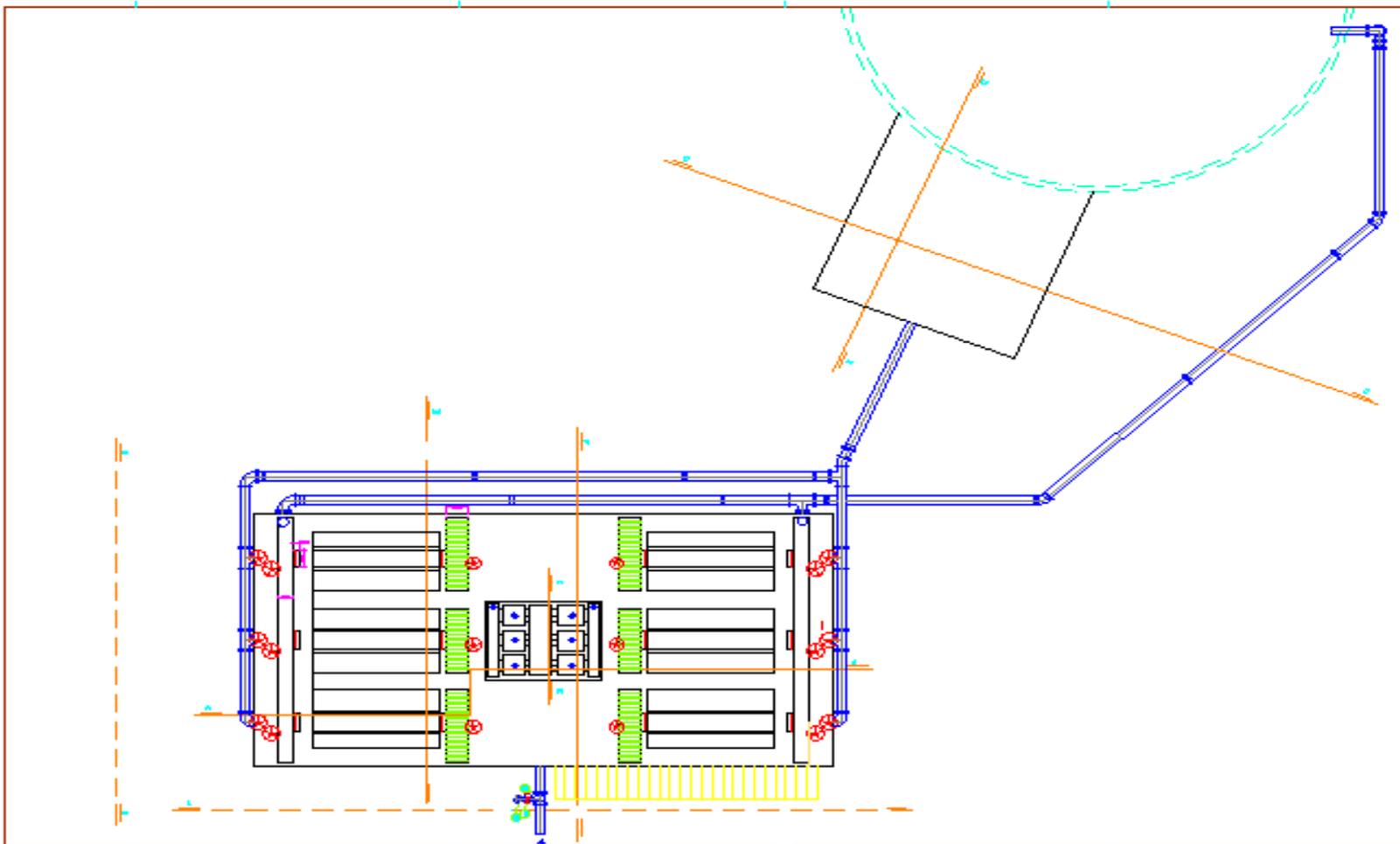
WANG, D. Activated starch as an alternative to polyacrylamide-based polymers for in-line filtration of low turbidity source water. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 67, n. 5, p. 467–471, 2018.

WESTERHOFF, P. et al. Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 17, p. 6649–6663, 1 set. 2005.

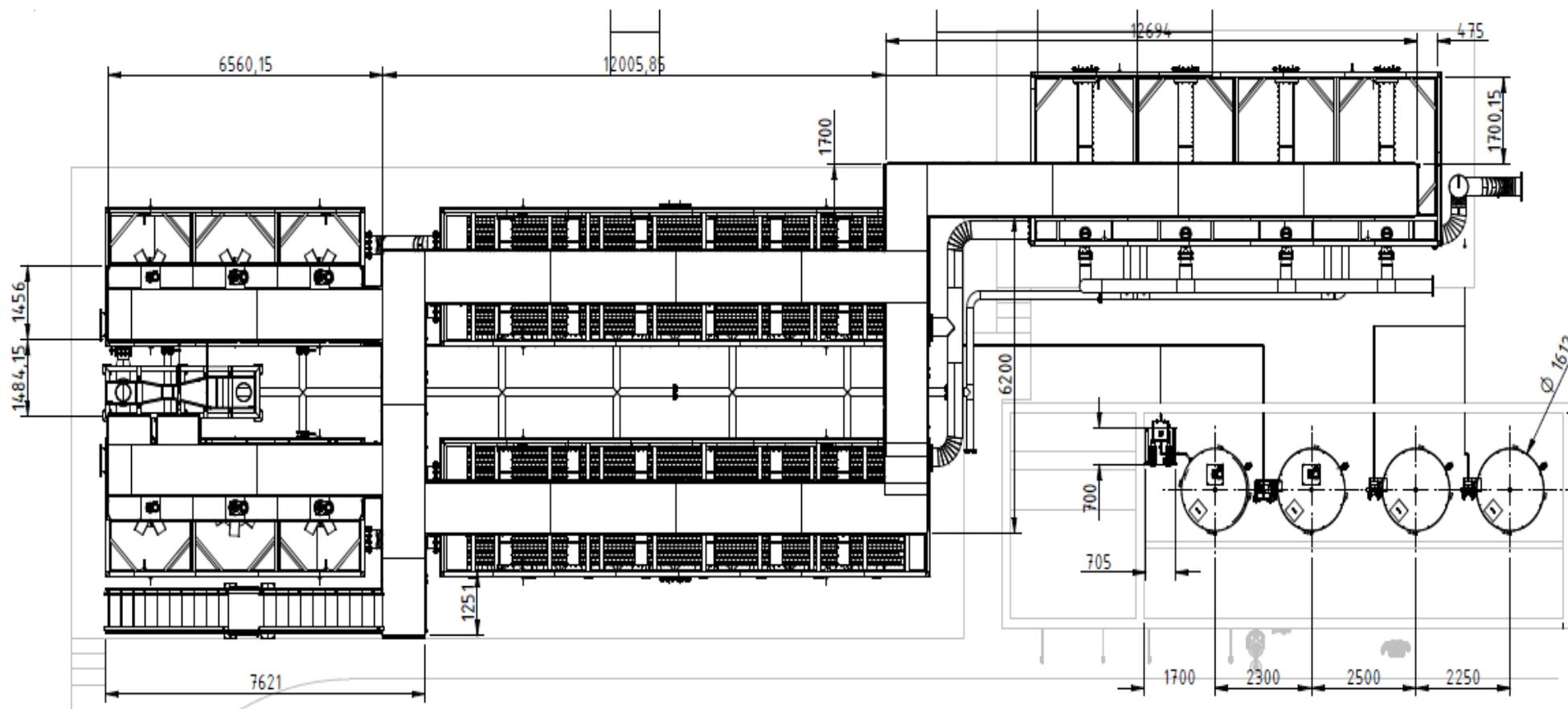
ZHANG, K. et al. An integrated performance assessment framework for water treatment plants. **Water Research**, v. 46, n. 6, p. 1673–1683, 2012.

ZHOU, Z. et al. Characterization of drinking water treatment sludge after ultrasound treatment. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 24, p. 19–26, 2015.

ANEXO A – Layout da ETA Central do SAMAE Tijucas – Filtração Direta Ascendente



Fonte: SAMAE Tijucas (1999).

ANEXO B – Layout da ETA Central do SAMAE Tijucas – ETA Convencional

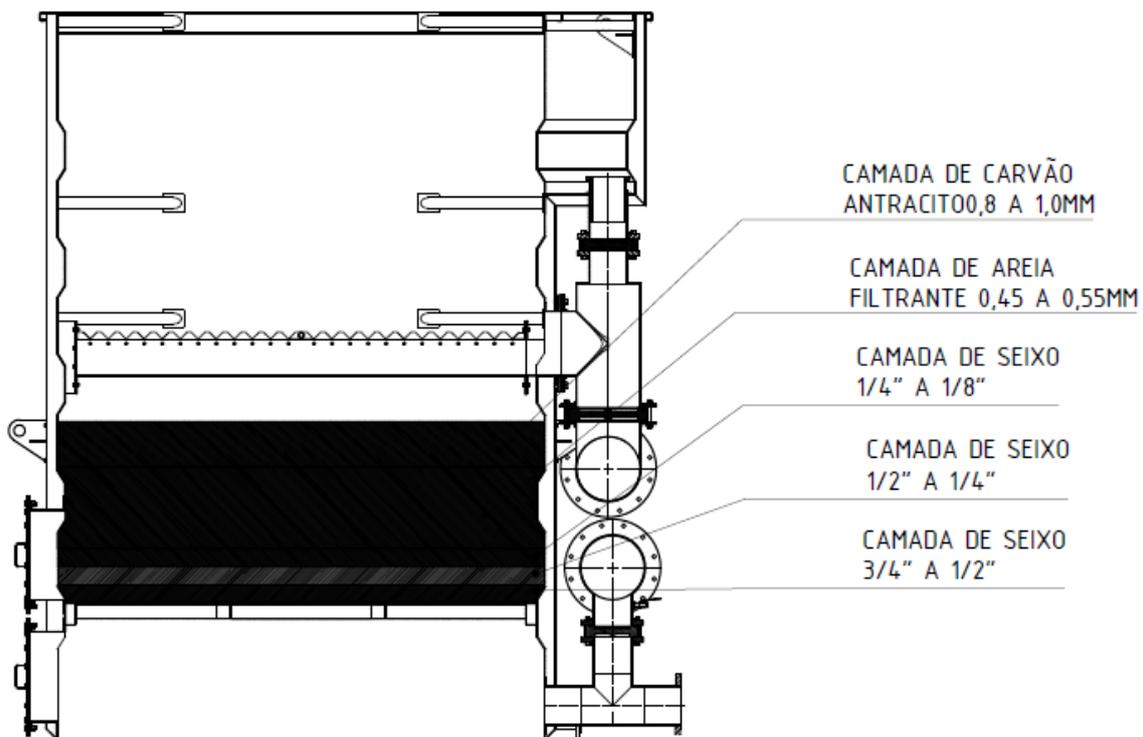
Fonte: SAMAE Tijucas (2020).

**ANEXO C – Especificação das Camadas Filtrantes do Sistema de Filtração
Direta Ascendente**

ESPECIFICAÇÃO DAS CAMADAS	ESPESSURA DA CAMADA	
d 0,495 à 0,589 mm C.U. 2,5 – T.E. 0,6 mm	20 cm	Areia filtrante
d 0,589 à 0,833 mm C.U. 2,5 – T.E. 0,6 mm	20 cm	
d 0,833 à 1,168 mm C.U. 2,5 – T.E. 0,6 mm	40 cm	
d 1,168 à 1,651 mm C.U. 2,5 – T.E. 0,6 mm	50 cm	
d 1,651 à 1,362 mm C.U. 2,5 – T.E. 0,6 mm	70 cm	
d 2,36 à 3,20 mm	10 cm	Camada suporte
d 2,36 à 3,20 mm	10 cm	
d 2,36 à 3,20 mm	7,5 cm	
d 2,36 à 3,20 mm	7,5 cm	
d 2,36 à 3,20 mm	20 cm	

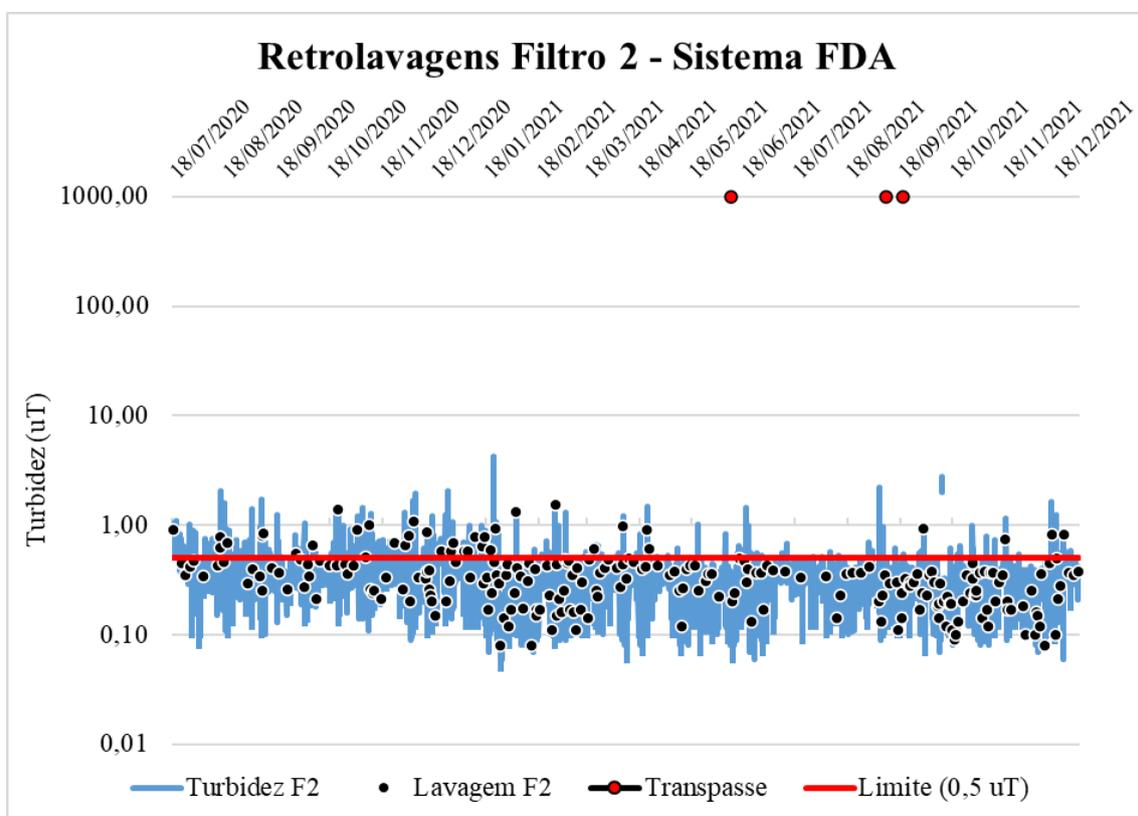
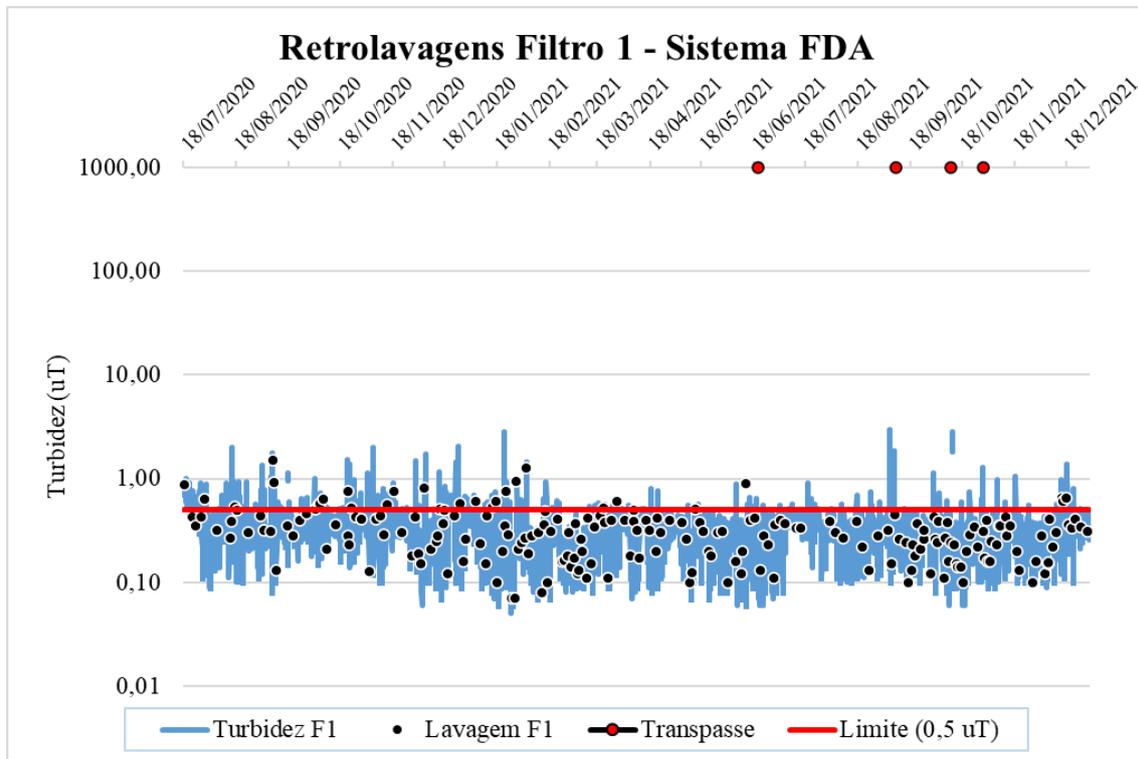
Fonte: SAMAE Tijuca (1999).

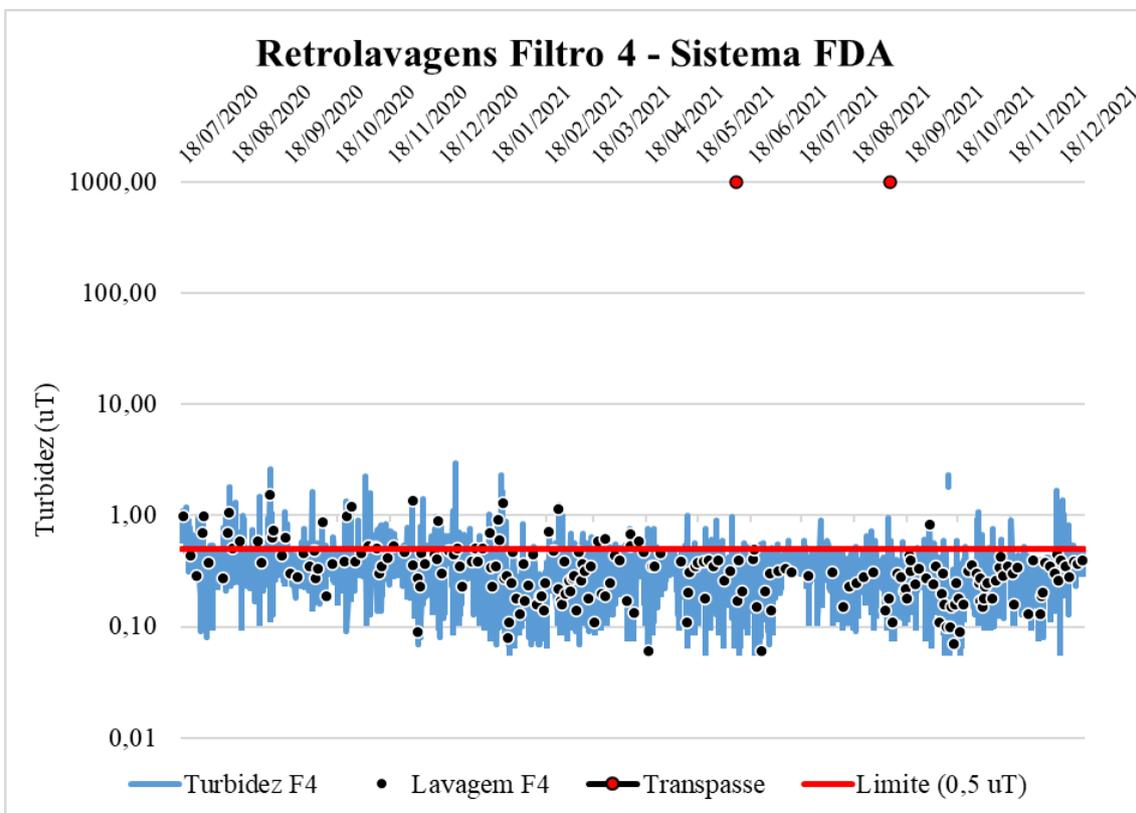
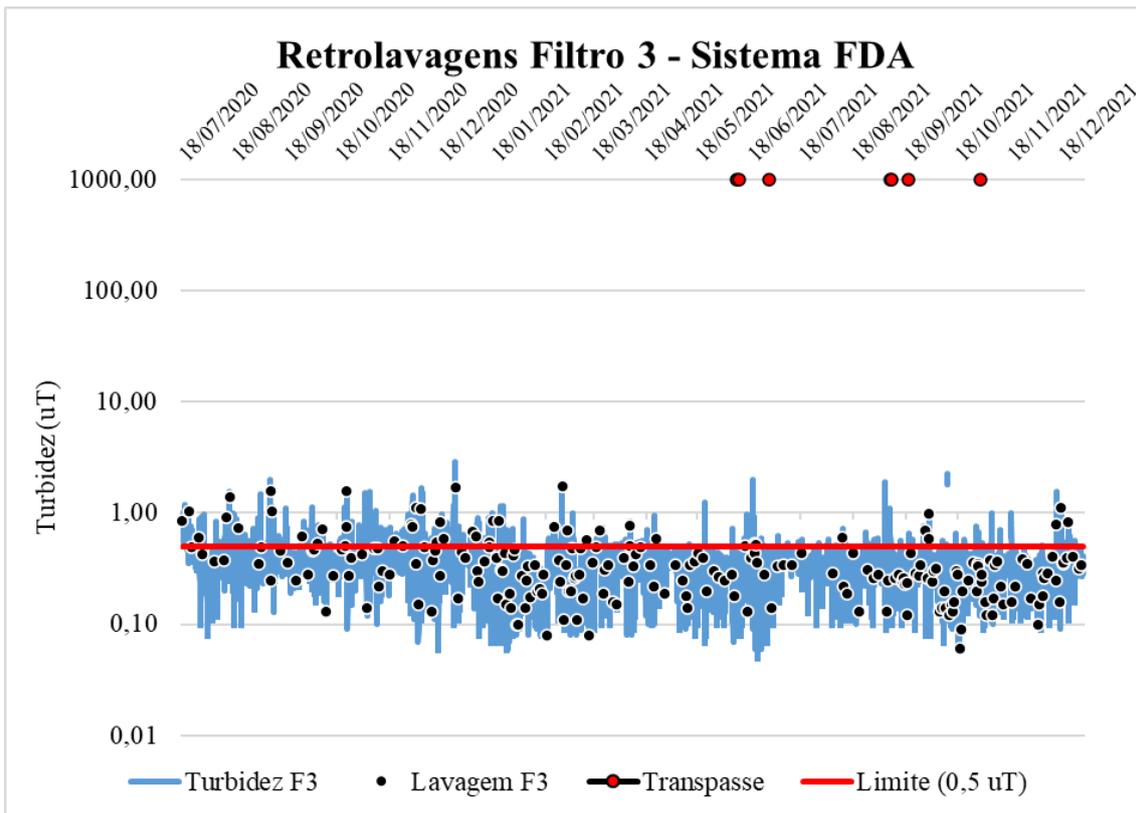
ANEXO D – Especificação das Camadas Filtrantes do Sistema Convencional

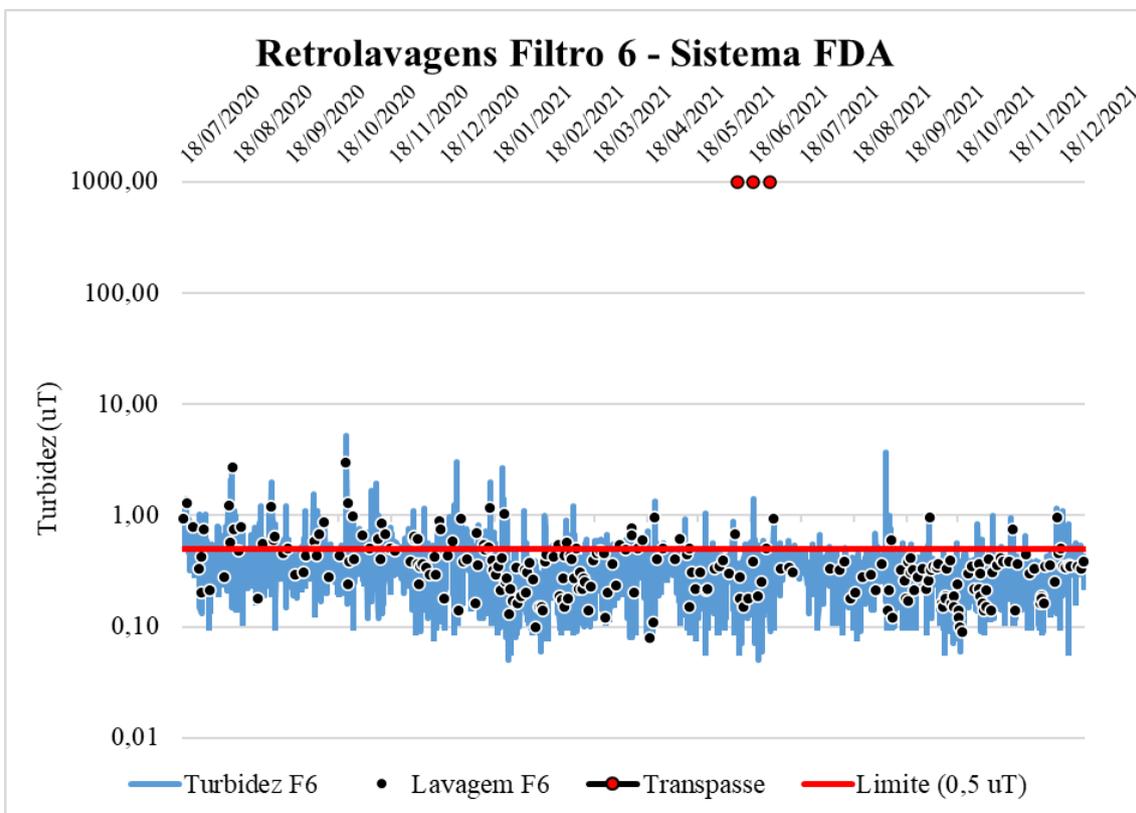
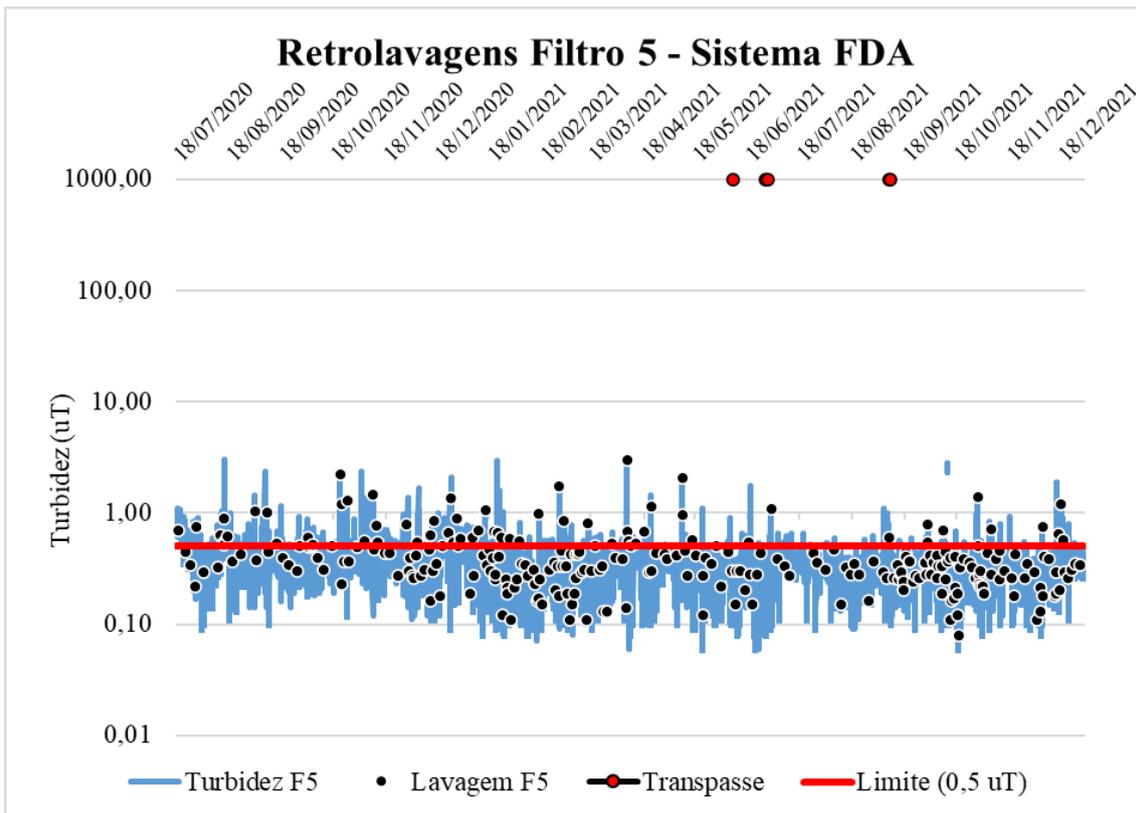


Fonte: SAMAE Tijuca (2020).

APÊNDICE I – Níveis de Turbidez e Retrolavagens do Sistema de Filtração Direta Ascendente







APÊNDICE II – Níveis de Turbidez e Retrolavagens do Sistema Convencional

