

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL

FERNANDO GUIMARÃES MOREIRA

PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE EFLUENTE SANITÁRIO
PROVENIENTE DE REATOR UASB

UBERLÂNDIA
MINAS GERAIS – BRASIL

2024

FERNANDO GUIMARÃES MOREIRA

**PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE EFLUENTE SANITÁRIO
PROVENIENTE DE REATOR UASB**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental – Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientadora

Profa. Dra. Sheila Cristina Canobre

Coorientador

Prof. Dr. Fábio Augusto do Amaral

UBERLÂNDIA
MINAS GERAIS – BRASIL

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

M838p
2024

Moreira, Fernando Guimarães, 1969-
Pós-tratamento físico-químico de efluente sanitário proveniente de reator UASB [recurso eletrônico] / Fernando Guimarães Moreira. - 2024.

Orientadora: Sheila Cristina Canobre.

Coorientador: Fábio Augusto do Amaral.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2024.5020>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Qualidade ambiental. I. Canobre, Sheila Cristina, 1975-, (Orient.).
II. Amaral, Fábio Augusto do, (Coorient.). III. Universidade Federal de
Uberlândia. Programa de Programa de Pós-graduação em Qualidade
Ambiental. IV. Título.

CDU: 574

André Carlos Francisco
Bibliotecário Documentalista - CRB-6/3408



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Qualidade Ambiental (PPGMQ)				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 03/2024, PPGMQ				
Data:	23 de fevereiro de 2024	Hora de início:	14:00	Hora de encerramento:	17:45
Matrícula do Discente:	12212MQA005				
Nome do Discente:	Fernando Guimarães Moreira				
Título do Trabalho:	Pós-tratamento físico-químico de efluente sanitário proveniente de reator UASB				
Área de concentração:	Meio Ambiente e Qualidade Ambiental				
Linha de pesquisa:	Monitoramento e Gestão Ambiental				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Síntese e caracterização de compósitos a base de hidróxidos duplos lamelares, óxidos e polímeros condutores e sua aplicação como eletrodos em dispositivos de armazenamento de energia e como adsorventes de pesticidas e fármacos				

Reuniu-se por meio de web conferência, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental (PPGMQ), assim composta: Prof.ª Dr.ª Sheila Cristina Canobre (Orientadora); Prof.ª Dr.ª Sueli Moura Bertolino (UFU); e Prof. Dr. Cláudio Leite de Souza (UFMG).

Iniciando os trabalhos a presidente da mesa Prof.ª Dr.ª Sheila Cristina Canobre apresentou a Comissão Examinadora e o candidato, agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir a senhora presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos examinadores, que passaram a arguir o candidato. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o candidato:

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Sheila Cristina Canobre, Professor(a) do Magistério Superior**, em 23/02/2024, às 17:36, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sueli Moura Bertolino, Professor(a) do Magistério Superior**, em 23/02/2024, às 17:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cláudio Leite de Souza, Usuário Externo**, em 29/02/2024, às 15:29, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **5162866** e o código CRC **9D8DE713**.

***Dedico** de um modo muito especial e carinhoso à minha esposa, Angela M. de Carvalho Guimarães, sendo ela a maior incentivadora e responsável por todas as minhas conquistas acadêmicas. Aos meus adoráveis filhos, Fernanda e Guilherme, pela compreensão e incentivo.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Superintendência de Água e Esgoto de Araguari (SAE), que gentilmente permitiu a coleta das amostras utilizadas neste trabalho. Em especial, minha gratidão aos servidores Marly Rodrigues Neves, Juliana Aparecida Rodrigues, Maria Aparecida Borges da Silva, Vicente de Paulo Flávio de Lima e Glênio Alves Silvério. Agradeço pela atenção e pela simpatia a mim dispensados nas diversas ocasiões quando estive na ETE Brejo Alegre. Vocês são exemplos de servidores públicos: dedicados e apaixonados pelo que fazem. Sou muito grato a vocês!

Ao Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia (DMAE), que me permitiu usar as dependências do laboratório (e aos sábados!) para a realização dos testes de jarros.

Agradeço de modo especial aos senhores Hildebrando Vasconcelos, José Ferreira de Alcântara e José Luiz Prado, profissionais da área do saneamento, pessoas abençoadas às quais Deus me permitiu o privilégio de conhecer. Meu maior aprendizado junto a eles não se resumiu ao Saneamento, mas ensinou-me como tornar-me um ser humano melhor. A esses três senhores – de simpatia ímpar, educados, de boa vontade e de uma disponibilidade inigualável. Aos três, minha eterna gratidão.

Ao Professor Dr. Ednaldo Carvalho Guimarães, que com muita educação e paciência recebeu-me por diversas vezes em sua sala, sempre com boa vontade e disponibilidade, auxiliando-me e orientando-me em todas as análises estatísticas utilizadas neste projeto. Muito Obrigado, Professor Ednaldo!

À minha orientadora, Professora Dra. Sheila Cristina Canobre, pela dedicação, paciência, comprometimento e firmeza que dispensou ao longo destes dois anos como professora, orientadora e amiga, conduzindo-me em um processo de clara evolução no desenvolvimento deste trabalho. Para mim, foi uma benção de Deus tê-la como orientadora. Muito obrigado, Dra. Sheila, do fundo do meu coração.

À minha esposa, Angela, e a nossos filhos, Fernanda e Guilherme, pelo apoio e compreensão. Eu não conseguiria sem vocês! Vocês são o meu Tudo, a minha melhor parte.

Aos meus pais, Maria Raimunda e Paulo Augusto (*in memoriam*), os precursores de tudo.

A Deus, fonte de toda a minha energia.

“O correr da vida embaralha tudo, a vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem”

Guimarães Rosa

RESUMO

MOREIRA, Fernando Guimarães. **Pós-tratamento físico-químico de efluente sanitário proveniente de reator UASB**. 2024. 93 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) - Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2024.¹

A aplicação do processo de tratabilidade de água com a utilização do aparelho de *jar-test* é, seguramente, o método mais utilizado para avaliar os processos de coagulação, floculação, bem como as etapas subsequentes de decantação e filtração (conhecidas como etapa de clarificação). O esgoto, de modo geral, possui 99,9% de água e apenas 0,1% de sólidos, e diversos são os processos utilizados para seu tratamento. A tecnologia anaeróbia, apesar de largamente utilizada no Brasil, tem remoção da DBO limitada entre 65 a 75 % para reatores UASB. A aplicação de processos denominados terciários (ou seja, pós-tratamento biológico) tem sido largamente utilizada e, dentre esses processos, tem-se o tratamento químico assistido, que consiste na aplicação de um agente coagulante no efluente após o tratamento biológico. O presente estudo utilizou o processo de tratabilidade a partir da aplicação do agente coagulante Cloreto de Polialumínio (PAC), variando suas concentrações de 70 mg/L a 240 mg/L e variando o pH de 5,5 a 8,0 em efluentes (após o tratamento biológico em reatores tipo UASB) da estação de tratamento de esgoto da cidade de Araguari-MG. Verificou-se que a dosagem do agente coagulante (110 mg/L) associado ao pH 6,70 proporcionaram as melhores reduções dos parâmetros Cor e Turbidez. Comparando os parâmetros analisados das amostras após o processo de tratabilidade com os valores encontrados após a filtração, as reduções médias foram de 64,38% para Turbidez, 44,63% para Cor Aparente, e as reduções médias de DBO, DQO e Fósforo atingiram 35,43%, 27,16 e 66,38%, respectivamente. Já quanto aos SSTs, a redução média foi de 76,56%. Quando comparados os valores dos parâmetros do efluente coletado na saída dos reatores UASB com o efluente filtrado após os processos de coagulação/floculação e decantação e filtração, os valores médios de reduções, foram: (1) 98,99% para Turbidez; (2) 90,54% para Cor Aparente; (3) 82,81% para DBO; (4) 81,99% para DQO; (5) 99,52% para Fósforo; e (6) 97,47% para SST. Assim, concluiu-se, experimentalmente, que o tratamento quimicamente assistido seguido por filtração em profundidade com filtros de dupla camada (areia e antracito) é um processo de “polimento” promissor em efluentes provenientes de sistemas anaeróbios de tratamentos de esgoto.

Palavras chaves: Esgoto. *Jar-test*. Coagulante inorgânico. Clarificação.

¹ Comitê orientador: Orientadora: Profa. Dra. Sheila Cristina Canobre - UFU
Co-orientador: Prof. Dr. Fábio Augusto do Amaral - UFU

ABSTRACT

MOREIRA, Fernando Guimarães. **Physical-chemical post-treatment of sanitary effluent from UASB reactor**. 2024, 93 p. Master's thesis. (Master's degree in Environment and Environmental Quality) - Institute of Agricultural Sciences, Federal University of Uberlândia, Uberlândia-MG, 2024.²

The application of the water treatability process with the use of the jar test apparatus is surely extremely useful and it is also the most used method to evaluate the processes of coagulation, flocculation, as well as the subsequent steps of decantation and filtration (known as clarification step). Sewage, in general, has 99.9% of water and only 0.1% of solids and several are the processes used for its treatment. The anaerobic technology, although widely used in Brazil, has a BOD removal limitation between 65 to 75% for UASB reactors. The application of processes called tertiary, that is, post biological treatment, has been widely used, and, among these processes, there is the assisted chemical treatment, which consists mainly in the application of a coagulant agent in the effluent after biological treatment. The present study used the treatability process from the application of the coagulant agent polyaluminum chloride (PAC), varying its concentrations from 70 mg/L to 240 mg/L and pH of 5.5 to 8.0 in effluents after biological treatment in UASB type reactors, collected from the sewage treatment plant of the city of Araguari/MG. The dosage of the coagulant agent (110 mg/L) associated with a 6.70 pH provided the best reductions of the color and turbidity parameters. Comparing the analyzed parameters of the samples after the treatability process with the values found after filtration, the average reductions were 64.38% for turbidity, 44.63% for apparent color and the average reductions of BOD, COD, and Phosphorus, reached 35,43%, 27.16 and 66.38%, respectively. Besides, the average reduction was 76.56% for the TSS's. When comparing the values of the effluent parameters collected at the output of the UASB reactors, with the filtered effluent after the coagulation/flocculation, decanting and filtration processes, the average values of reductions were: (1) for turbidity 98.99%; (2) for apparent color 90.54%; (3) for BOD 82.81%; (4) for COD 81.99%; (5) for phosphorus 99.52%, and (6) for TSS 97.47%. Thus, it was experimentally concluded that the chemically assisted treatment followed by deep filtration with double layer filters (sand and anthracite) is a promising process of polishing effluents from anaerobic systems of sewage treatments.

Keywords: Sewage. Jar-test. Inorganic Coagulant. Clarification.

² Supervising communittee: Advisor: Profa. Dra. Sheila Cristina Canobre - UFU
Co-advisor: Prof. Dr. Fábio Augusto do Amaral - UFU

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Al(OH)₃	Hidróxido de Alumínio
CDV	Centro de distribuição de vazão
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM-CERH/MG	Conselho Estadual de Política Ambiental e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
COT	Carbono orgânico total
CO₂	Gás carbônico
cm³	Centímetro cúbico
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto
DQO	Demanda química de oxigênio
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ETE BA	Estação de Tratamento de Esgoto Brejo Alegre
FAD	Flotação por ar dissolvido
Fe(OH)₃	Hidróxido de Ferro
Gr	Grama
Gf	Gradiente de floculação
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
H₂	Gás hidrogênio
HCl	Ácido clorídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas
ITB	Instituto Trata Brasil
L/s	Litros por segundo
m³	Metro cúbico
mg/L	Miligrama por litro
Mm	Milímetro
MBR	Biorreator de membrana
MF	Microfiltração
MP's	Microplásticos
N	Unidade de concentração (normal)
NaOH	Hidróxido de sódio

NBR	Norma Brasileira
NMP/100mL	Número mais provável por 100 mililitros
O₂	Oxigênio
PAC	Cloreto de Polialumínio
pH	Potencial hidrogeniônico
PMA	Prefeitura Municipal de Araguari
POA	Processos oxidativos avançados
Ppm	Partes por milhão
RAFA	Reatores Anaeróbicos de Fluxo Ascendente
RBN	Remoção biológica de nutrientes
Rpm	Rotações por minuto
RSF	Filtro rápido de areia
s⁻¹	Segundo a menos 1
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais
Tf	Tempo de floculação
t/m³	Tonelada por metro cúbico
Tmr	Tempo de mistura rápida
TQA	Tratamento quimicamente assistido
UASB	Reatores anaeróbios de manta de lodo
UF	Ultrafiltração
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
uC	Unidade de Cor
UNT	Unidade Nefelometria de Turbidez
V_h	Velocidade horizontal
µm	Micrômetro

LISTAS DE FIGURAS

FIGURA 1 - Índice de tratamento de esgoto por região do Brasil.....	6
FIGURA 2 - Esquema de um tratamento preliminar de esgoto	10
FIGURA 3 - Corte transversal de um decantador gravitacional	10
FIGURA 4 - Esquema de um reator anaeróbio de fluxo ascendente	13
FIGURA 5 - Conversão biológica nos sistemas aeróbios e anaeróbios.....	14
FIGURA 6 - Representação esquemática do modelo de dupla camada elétrica de Stern.....	18
FIGURA 7 - Ilustração dos dois tipos de processos de floculação: microfloculação (movimento browniano) e macrofloculação (gradiente de velocidade e sedimentação diferencial).....	20
FIGURA 8 - Flotação por ar dissolvido, com recirculação pressurizada (FAD) aplicada ao tratamento físico-químico de águas residuárias	23
FIGURA 9 - Forças atuantes e uma partícula coloidal imersa em um fluido	24
FIGURA 10 - Decantador de fluxo horizontal.....	26
FIGURA 11 - Representa a redução do comprimento do decantador.....	27
FIGURA 12 - Decantador tubular típico de fluxo ascendente	28
FIGURA 13 - Principais mecanismos de remoção de particulados em suspensão em filtro granular.....	31
FIGURA 14 - Filtração em profundidade	33
FIGURA 15 - Filtração em superfície.....	34
FIGURA 16 - Filtração por membrana	34
FIGURA 17 - Filtro Convencional de dupla camada filtrante	37
FIGURA 18 - Equipamento de Jar-test	45
FIGURA 19 - Vista geral do município de Araguari - Minas Gerais	47
FIGURA 20 - Representação das bacias hidrográficas que drenam para ETE Brejo Alegre ..	48
FIGURA 21 - Vista parcial da ETE Brejo Alegre: reatores UASB, filtros percoladores e decantadores secundários (fase final da construção).....	51
FIGURA 22 - Vista geral do tratamento preliminar da ETE Brejo Alegre, Araguari-MG.....	51
FIGURA 23 - Vista geral da ETE Brejo Alegre, Araguari-MG	52
FIGURA 24 - Fluxograma dos ensaios de tratabilidade realizados a partir do efluente secundário da ETE Brejo Alegre.....	55
FIGURA 25 - Coleta do efluente tratado (UASB) no CDV - saída dos reatores UASB.....	55
FIGURA 26 - Coleta de efluente - Teste de jarros, pós decantação	56
FIGURA 27 - Coleta do efluente: saída do efluente filtrado	57

FIGURA 28 - Etapas do teste de jarros.....	58
FIGURA 29 - Sequência e parâmetros aplicados aos ensaios de jarros.....	59
FIGURA 30 - Amostras acondicionadas para análise.....	59
FIGURA 31 - Ilustração esquemática do filtro piloto.....	60
FIGURA 32 - Difusor de fundo tipo crepina	61
FIGURA 33 - Comportamento da turbidez em relação a variação das dosagens do PAC	63
FIGURA 34 - Comportamento da cor aparente em relação a variação das dosagens do PAC	64
FIGURA 35 - Comportamento do pH em relação a variação das dosagens do PAC	65
FIGURA 36 - Resultados de cor aparente e turbidez da amostra do efluente tratado pós UASB com dosagem do PAC fixada em 110 mg/L e variação do pH de 5,59 a 8,07.....	36
FIGURA 37 - Resultados de cor aparente e turbidez quando da variação da concentração do PAC entre 85 e 110 mg/L e manutenção do pH entre 6,60 e 6,70, aplicados ao efluente tratado saída do UASB.....	67
FIGURA 38 - Imagens do processo de decantação.....	68
FIGURA 39 - Valores dos parâmetros analisados nos efluentes: bruto, pós-reatores UASB, pós ensaios de tratabilidade e fluente filtrado (...continua...)	73-5
FIGURA 40 - Evolução do processo de tratabilidade do efluente proveniente dos reatores UASB, sendo A: Antes do processo; B: durante o processo; e C: depois do processo (...continua...)	77-8

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Valores típicos da qualidade do efluente durante a operação de filtração	35
TABELA 2 - Principais Características dos constituintes do meio filtrante.....	36
TABELA 3 - Características granulometria recomendada pela NBR 12216.....	38
TABELA 4 - Resultados analisados em águas residuais brutas e após o processo de coagulação-floculação-sedimentação	38
TABELA 5 - Padrões de qualidade a serem mantidos no corpo hídrico receptor	42
TABELA 6 - Condições e Padrões para Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários.....	42
TABELA 7 - Parâmetros impostos aos lançamentos de efluentes nos corpos hídricos.....	43
TABELA 8 – Classificação e valores de parâmetros para usos múltiplos de esgoto tratado – NBR 13969/1997.....	44
TABELA 9 - Parâmetros e valores limites segundo a NBR 16783/2019	44
TABELA 10 - Características e especificações do Cloreto de Polialumínio.....	53
TABELA 11 - Características do filtro piloto.....	60
TABELA 12 - Especificações técnicas do material filtrante	61
TABELA 13 - Média dos valores encontrados nas três repetições, percentual de remoção dos parâmetros analisados e resultado do teste t-student para dados pareados – Efluente decantado e efluente filtrado	69
TABELA 14 - Média dos valores encontrados nas três repetições, percentual de remoção dos parâmetros analisados e resultado do desvio padrão para saída UASB e efluente decantado .	70
TABELA 15 - Média dos valores encontrados nas três repetições, percentual de remoção dos parâmetros analisados e resultado do teste t-students para dados pareados – saída UASB e efluente filtrado	70
TABELA 16 – Valores médios encontrados em três repetições realizadas nos parâmetros analisados no efluente decantado e filtrado e os respectivos valores definidos nas legislações	72
TABELA 17 – Trabalhos semelhantes realizados por diversos autores nos últimos anos	78

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - Principais vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios.....	12
---	----

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	i
LISTAS DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABELAS	v
LISTA DE QUADROS	vi
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO GERAL	3
2.1 Objetivos Específicos	3
3 REFERENCIAL TEÓRICO	4
3.1 Sistemas de Tratamento de efluentes domésticos	7
3.2 Principais etapas de um processo de tratamento de esgoto sanitário	9
3.2.1 Tratamento Preliminar	9
3.2.2 Tratamento Primário	10
3.2.3 Tratamento Secundário	11
3.2.3.1 Reatores anaeróbio	11
3.3 Tratamento Terciário: Tratamento Quimicamente assistido (TQA)	14
3.3.1 Coagulação Química	15
3.3.2 Floculação	19
3.3.3 Flotação por ar dissolvido	22
3.3.4 Decantação	24
3.3.4.1 Decantadores Convencionais de Fluxo Horizontal	25
3.3.4.2 Decantadores Laminares de Fluxo Ascendente	26
3.4 Filtração	29
3.4.1 Principais tipos de filtros	32
3.4.2 Material Filtrante	35
3.5 Legislação sobre lançamentos de efluentes em corpos hídricos e reuso	40
3.6 Testes de Jarros - Tratabilidade do Efluente	44
4 MATERIAL E MÉTODOS	46
4.1 Área de estudo: Estação de Tratamento de Esgoto Brejo Alegre – Araguari-MG	47
4.1.1 Tratamento Preliminar	48
4.1.2 Reatores de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)	49
4.1.3 Filtro Biológico Percolador de Alta Taxa	49
4.1.4 Decantador Secundário	49
4.1.5 Leito de Secagem	50

4.2	Ensaio de Coagulação/Floculação	52
4.2.1	Agente Coagulante – Cloreto de Polialumínio (PAC)	52
4.2.2	Amostra dos efluentes para os ensaios tratabilidade	53
4.2.3	Procedimentos para realização dos testes de jarros	57
4.3	Filtro Experimental (Piloto)	59
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
6	CONCLUSÃO	80
7	REFERÊNCIAS	81
8	APÊNDICE	88
8.1	Estruturas e equipamentos.....	88
8.1	Procedimento para preparação da solução do PAC	89
9	ANEXOS.....	90

1 INTRODUÇÃO

Achados e estudos históricos tem amplamente constatado que os grupos humanos, indivíduos e civilizações tendem a se fixar próximos às fontes de água. Milênios atrás, em razão da limitação dos recursos hídricos, o homem primitivo não fixava moradia, o que decorria da demanda essencial para a sobrevivência: a disponibilidade de água suficiente para corresponder a uma necessidade imperativa: a dessedentação. Ademais, da disponibilidade de água derivava a criação dos animais domesticados, o cultivo de alimentos e, mais recentemente, a produção industrial.

Por suas características físico-químicas, a água promove – em menor ou maior grau – a solubilização de compostos polares, alterando suas propriedades físico-químicas originais, o que, por sua vez, resulta em um desequilíbrio no ecossistema local. De acordo com dados recentes do Instituto Trata Brasil³ (formado por empresas com interesse nos avanços do saneamento básico e na proteção dos recursos hídricos), apenas 56,0% da população total do Brasil possuía redes coletoras de esgoto no ano de 2022, sendo tratado somente 52,2% do esgoto sanitário produzido. Isso implica dizer que essa é, há dois anos, a precária realidade de cerca de 112 milhões de brasileiros.

Vale ainda dizer, a grande maioria das cidades brasileiras que possuem sistemas de tratamento de esgoto utilizam sistemas de tratamento biológico anaeróbio, sendo largamente utilizados os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), caracterizados por possuírem limitada remoção de carga orgânica, de 55 a 75% (Chernicharo, 2007), o que implica ser necessária etapa posterior, normalmente denominada de pós-tratamento, de forma a ser possível promover o “polimento” do efluente, adequando-o para o lançamento no corpo hídrico receptor, atendendo à legislação do saneamento.

Um dos processos utilizados como etapa terciária no tratamento desses efluentes em UASB é o Tratamento Químico Assistido (TQA), quando se aplica agente coagulante, orgânico ou inorgânico (mais usual), normalmente constituído de um íon metálico trivalente, o qual promoverá a desestabilização das partículas coloidais presentes na massa líquida, possibilitando, em etapas posteriores, a aplicação dos processos de floculação ou decantação e filtração.

De modo geral, efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) seguidos de pós-tratamento (em especial, quando utilizados filtros percoladores,

³ INSTITUTO TRATA BRASIL. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br>. Acesso em: 01 fev. 2024.

decantadores secundários e TQA) produzem efluentes que atendem à legislação ambiental (Chernicharo, 2001). Contudo, por meio deste trabalho espera-se alcançar uma melhor qualidade do efluente tratado com a aplicação de coagulação química, a partir de um coagulante inorgânico, seguida de floculação, decantação e filtração, de forma a ser possível o reuso do efluente como água não potável e – mesmo que não ocorra o seu reuso, ou que o reuso seja parcial – haja condição de devolvê-lo ao corpo hídrico receptor de maneira a causar o menor impacto possível ao meio ambiente e aos seres vivos que dele dependa.

2 OBJETIVO GERAL

O estudo tem por objetivo a realização de ensaios de coagulação, floculação, decantação e filtração de esgoto sanitário após passar pelo tratamento biológico em reatores anaeróbios UASB.

2.1 Objetivos Específicos

Para alcançar o objetivo geral deste trabalho, foram estabelecidos dois objetivos específicos:

- i. Avaliar a eficiência de remoção de alguns parâmetros físico-químicos do efluente secundário de Estação de Tratamento de Esgoto por meio de ensaios de tratabilidade realizados em reatores estáticos (testes de jarros), aplicando os processos de coagulação, floculação e decantação;
- ii. Avaliar a eficiência do processo de filtração após os ensaios de tratabilidade realizados no efluente decantado.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

A fixação do homem nas áreas urbanas é um fenômeno crescente, que resulta em formação de grandes aglomerados humanos, muitas vezes com pouca (ou quase nenhuma) infraestrutura de saneamento básico, principalmente coleta e tratamento do esgoto. As concentrações da massa humana em centros urbanos entram em conflito com os interesses de um ambiente equilibrado e sustentável, como explica Chernicharo (2001), que é Procurador Jurídico do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Campinas-SP: “O que transforma um curso d’água em um curso de esgoto é o imprestável tratamento que o poder público lhe confere, aliado a omissão de ‘cidadãos’, caracterizada pela não exigência dos preceitos garantidos pela nossa Constituição Federal” (Chernicharo, 2001, p. 17). Com pouquíssimas exceções, as águas que correm pelas cidades brasileiras estão fortemente poluídas, degradadas por entulho, material de erosão, lixo, poluição industrial e esgoto doméstico (Marcato, 2017).

O Instituto Trata Brasil, Organização da Sociedade Civil de Interesse Público formado por empresas com interesse nos avanços do saneamento básico e na proteção dos recursos hídricos do país, divulgou no ano de 2022, em seu site oficial, quantificação reveladora e preocupante sobre o sistema de coleta e tratamento de esgoto no Brasil, tomando por principal fonte de dados o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento, órgão do Ministério das Cidades.

Em relação a coleta de esgoto tem-se, nos dados do Instituto:

- 52,2% da população tem rede de esgoto;
- Quase 100 milhões de brasileiros (44,2%) não têm acesso à coleta de esgoto;
- Das cem maiores cidades do país (incluindo todas as capitais), apenas 27 municípios do Brasil têm mais de 80% de sua população atendida com rede de esgoto (Instituto Trata Brasil, 2021).

No Brasil, a proporção de municípios com rede de esgoto passou de 47,3% (em 1989) para 60,3% em 2017 (IBGE, 2020), apresentando uma evolução de 0,46% ao ano. Mantendo esse índice, cerca de um século seria necessário para que todas as cidades tivessem redes coletoras de esgoto. Ainda com relação à coleta de esgoto, considerando-se os números por região (SNIS, 2023), este é o panorama nacional:

- Sudeste: tem o maior percentual de atendimento rede de esgoto, alcançando 80,9% da população;
- Centro-Oeste: tem o segundo maior atendimento por rede de esgoto – 62,3% da população é atendida;
- Sul: o atendimento com rede de esgoto alcança 49,7% da população;
- Nordeste: 31,4% da população é atendida rede de esgoto;
- Norte: fornece rede de esgoto para apenas 14,7% da população;

Em relação ao tratamento de Esgoto, este é o cenário:

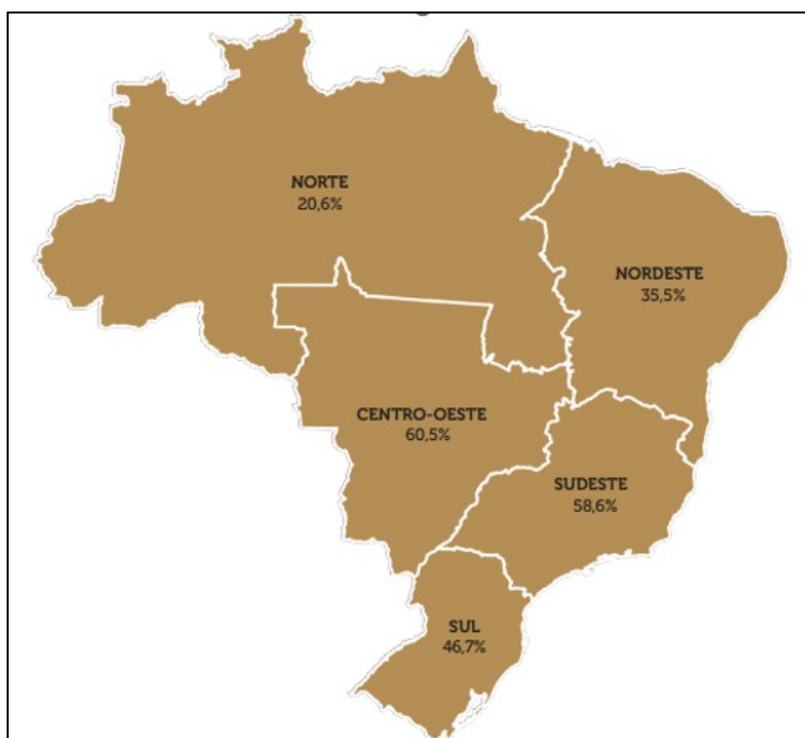
- 52,2% dos esgotos gerados nos municípios são tratados, como já mencionado (SNIS, 2023);
- Apenas 18 municípios entre as cem maiores cidades do país tratam mais de 80% dos esgotos (UNICEF, 2018 *apud* Instituto Trata Brasil, 2021);
- Em 2020, o percentual de esgoto não tratado representava 5,3 milhões de piscinas olímpicas despejadas na natureza (Instituto Trata Brasil, 2021);

A Figura 1 apresenta os índices de tratamento de esgoto por regiões do país.

Assim, mesmo os municípios que possuem estruturas de coleta e tratamento de esgoto têm enormes dificuldades no processo de tratar os efluentes – seja pelo descaso das autoridades competentes, seja pela limitação dos recursos financeiros e pelas limitações técnicas dos processos implantados, fato este que resulta, frequentemente, em lançamento de efluentes nos corpos hídricos sem o devido tratamento. Alguns estados brasileiros têm imposto um limite de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no efluente (60 mg/L), como é o caso de São Paulo, Minas Gerais e Paraná; já outros estados, a exemplo do Rio de Janeiro, têm se valido do conceito de eficiência mínima (Chernicharo, 2001).

Neste cenário sombrio, em que as mudanças são urgentes, torna-se necessário buscar melhores condições quanto à tratabilidade dos efluentes, garantindo menor impacto possível quando são estes lançados nos rios e córregos, atribuindo-se ao produto resultante do tratamento um estado melhor e menos agressivo ao corpo hídrico receptor, bem como à fauna e flora impactada. Efluentes de melhor qualidade, com menor carga orgânica serão, seguramente, mais rapidamente assimilados pelos mananciais e pelos organismos que deles dependem.

FIGURA 1 - Índice de tratamento de esgoto por região do Brasil



Fonte: SNIS (2023)

Um novo entendimento de reuso da água proveniente das estações de tratamento de esgoto precisa urgentemente ter adesão social: é necessário promover o tratamento do efluente – seja ele doméstico ou industrial –, conferindo-lhe condição capaz de manter ou melhorar as condições do corpo receptor; jamais, causar-lhe poluição.

Considerando também a possibilidade de reuso do efluente não potável pós-tratamento biológico para fins específicos, a Deliberação Normativa COPA CERH-MG nº 65, de 18 de junho de 2020, estabelece diretrizes e procedimentos. Em estudo recente sobre reuso de água no Brasil, Moraes e Santos (2019) constataram que os estados do Ceará e de São Paulo possuem padrões de qualidade quanto ao reuso de águas residuárias, o que representa um avanço na legalização das práticas de reuso e um estímulo para adoção de padrões próprios por outros estados. Contudo, os pesquisadores demonstram também a falta de um marco regulatório nesse sentido, apesar de que diversos estudos têm sido realizados na perspectiva do reuso de água residuárias, em especial na agricultura e na indústria. Um estudo realizado por Linhares (2017) informa que é possível obter médias de 91% para Turbidez, 83% para SST (Sólidos Suspensos Totais), 85% de DBO e 96% para coliformes na utilização de efluente pós-tratamento biológico com aplicação de filtração por meio de filtros lentos de areia. De um modo geral, estações

de tratamento de esgoto são sistemas complexos, de operação delicada, sujeitos a mudanças repentinas. Possuem processos biológicos, químicos e físicos que acontecem de forma constante e simultaneamente, de forma a obter uma eficiência final na qualidade do efluente tratado – seja para retorno ao corpo hídrico ou para reutilização.

Além dos problemas mais comuns (como os lançamentos de nutrientes e carga orgânica acima dos permitidos pela legislação), recentemente tem-se estudado também os efeitos danosos do microplástico no meio ambiente. O termo “microplástico” foi introduzido pela primeira vez em referências científicas por Thompson *et al.* (2004). Em um estudo atual importante a respeito, Bayo, López-Castellanos e Olmos (2020) utilizaram sistemas de filtração rápida de areia para a remoção de microplásticos em uma estação de tratamento de águas residuais urbanas, apresentando o resultado de 75,49% de eficiência. Os efluentes foram coletados em três pontos distintos do processo: etapa preliminar; após biorreator de membrana e após tratamento terciário. Os ensaios foram realizados em uma estação de tratamento de águas de reuso (ETAR) da Espanha e esse estudo concluiu que a eficiência de remoção foi de 79,01% quando utilizado o biorreator de membrana (MBR) e 75,49% na filtração rápida de areia (RSF), não sendo confirmado que as tecnologias estudadas (MBR e RSF) foram melhores para reter microplásticos do que as convencionais (ou seja, processos de lodo ativado).

Para atingir os níveis específicos de tratamento do esgoto, ajustando o produto do tratamento à qualidade desejada e definida pela legislação, adequando assim o lançamento nos corpos de água receptores, a remoção dos poluentes no tratamento é entendida por meio de conceitos de nível de tratamento e eficiência do tratamento (Von Sperling, 2014), com classificação em diferentes etapas: tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

3.1 Sistemas de Tratamento de efluentes domésticos

Os processos unitários utilizados nos sistemas de tratamento de água (mais especificamente, tratamentos convencionais) também possuem aplicabilidade nos sistemas de tratamento dos efluentes, principalmente nas etapas terciárias (pós-tratamento biológico), sendo eles: (a) coagulação, (b) floculação, (c) flotação, (d) decantação, (e) filtração e (f) desinfecção. Uma particularidade dos sistemas de tratamento de efluentes é que etapas para o tratamento biológico necessariamente ocorre, sendo a finalidade

reduzir os compostos orgânicos (simples ou complexos) presentes no efluente (Guimarães; Nour, 2001).

Os principais processos de tratamentos de efluentes domésticos utilizados no Brasil contam com etapas que envolvem processos biológicos, fato este justificado por exaustivos estudos acerca do princípio de estabilização da matéria orgânica a partir dos microrganismos em processos que, de certa forma, imitam a natureza. A microfauna dessa matéria orgânica é normalmente composta por protozoários, leveduras, fungos e, em sua maior parte, bactérias (Guimarães; Nour, 2001). O tratamento biológico, que se dá a partir de reações químicas promovidas por microrganismos aeróbios, anaeróbios e facultativos, promovem a remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis (Metcalf; Eddy, 2016).

Vale informar, quando um efluente é lançamento em um corpo d'água, alterações de ordens química, física e biológica podem ocorrer, resultando do aumento significativo e rápido da carga orgânica, o que reflete na Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e carbono orgânico total (COT). Parte dessa matéria orgânica presente no efluente é diluída, sedimenta e sofre estabilização química e bioquímica, em processo denominado autodepuração. Contudo, essa acepção não é abrangente o suficiente, não leva em consideração outras variáveis ambientais, necessitando maior e mais detalhada análise.

Os parâmetros de análise da matéria orgânica podem ser observados, em especial, por meio dos seguintes referenciais, de acordo com Metcalf e Eddy (2016). São eles:

- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio: o parâmetro de poluição orgânica mais utilizado, e universalmente (tanto para esgoto como para água superficial), é o DBO de cinco dias (DBO 5). A determinação desse parâmetro envolve a medida do oxigênio dissolvido utilizado por micro-organismos durante a oxidação bioquímica da matéria orgânica.
- DQO – Demanda Química de Oxigênio: o teste de DQO é utilizado para medir o equivalente de oxigênio do material orgânico presente no esgoto que pode ser oxidado quimicamente utilizando-se, normalmente, o dicromato em solução ácida.

A relação DQO/DBO é utilizada para concluir sobre a biodegradabilidade dos despejos. Valores muito elevados indicam provável insucesso, ou seja, a fração não biodegradável é alta, já que a fração biodegradável se torna pequena, prejudicando o

tratamento biológico. Se essa relação for baixa, a fração biodegradável é elevada, o que indica a possibilidade da utilização de tratamento biológico (Jardim; Canela, 2004). Os valores de referência são:

- i -DQO/DBO₅₋₂₀ baixas (< 2,5): a fração biodegradável é elevada, há indicação para tratamento biológico;
- ii - DQO/DBO₅₋₂₀ intermediárias (entre 2,5 e 3,5): a fração biodegradável não é elevada, há indicação de estudos de tratabilidade para verificar a viabilidade do tratamento biológico;
- iii - DQO/DBO₅₋₂₀ altas (> cerca de 3,5 ou 4,0): a fração inerte (não biodegradável) é elevada; além do tratamento biológico, há possibilidade de tratamento físico-químico (Guimarães; Nour, 2001).

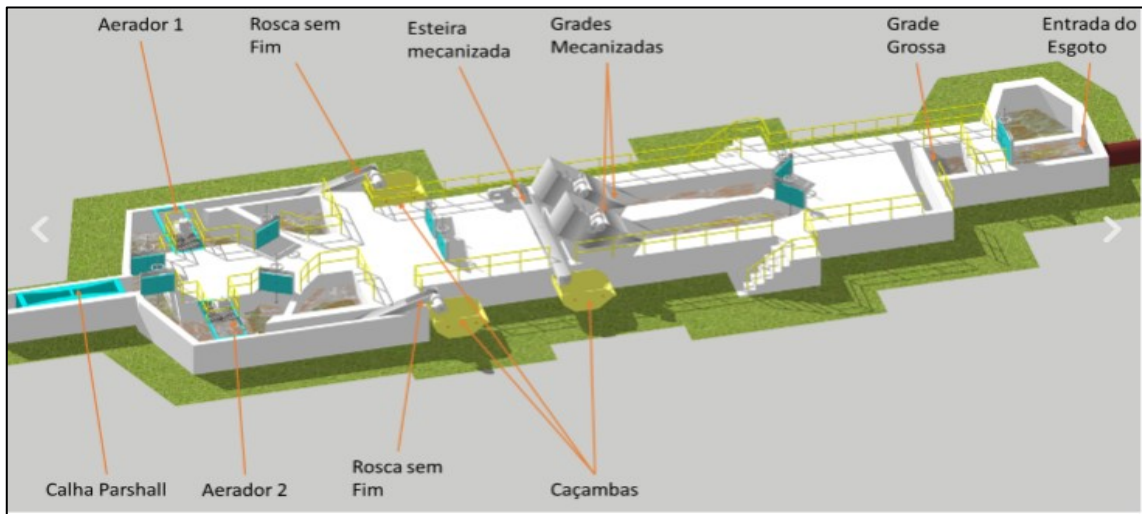
3.2 Principais etapas de um processo de tratamento de esgoto sanitário

3.2.1 Tratamento Preliminar

Para Von Sperling (2014), essa etapa consiste no processo de remoção física dos particulados sólidos presentes (Figura 2) em quantidades normalmente significativas nos esgotos domésticos (como areia, brita, sacolas plásticas, absorventes higiênicos, preservativos, pedaços de tecidos, cordas, garrafas etc.). A etapa é composta pelo sistema de gradeamento, no qual um conjunto de grades paralelas mais grossas são utilizadas para a retenção de particulados grosseiros e grades finas mecanizadas, além de peneiras rotativas são utilizadas para os particulados menores. Um sistema de desarenador e um medidor de vazão (normalmente, a calha Parshall) integram também o sistema de tratamento preliminar.

A etapa preliminar é de suma importância no processo, pois promove: (1) proteção dos dispositivos de transporte de esgoto (bombas, tubulações, centrifugas etc.); (2) proteção dos sistemas subseqüente; (3) proteção do corpo hídrico receptor. Já a remoção da areia e dos pedregulhos tem por finalidade evitar a abrasão dos equipamentos, tanques e tubulações; evitar acúmulo de matérias inertes no processo, os quais poderiam produzir entupimentos e danos ao sistema; e facilitar o fluxo da massa líquida.

FIGURA 2 - Esquema de um tratamento preliminar de esgoto

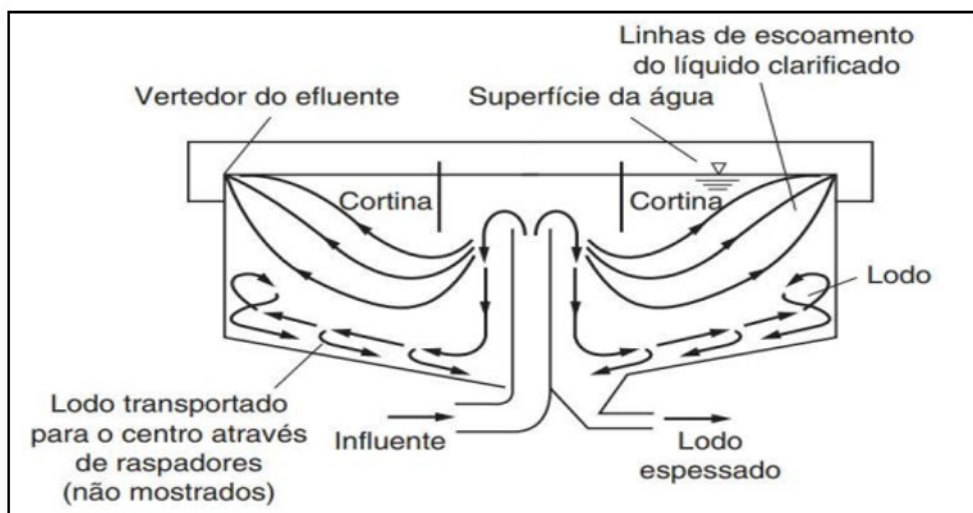


Fonte: SAE Araguari (2023)

3.2.2 Tratamento Primário

O tratamento primário remove sólidos por meio de sedimentação gravitacional quiescente (Silva, 2019). Os efluentes fluem vagorosamente, permitindo que os sólidos em suspensão (que possuem uma densidade maior que o líquido circundante), sedimentem gradualmente no fundo (Figura 3), havendo decantação. Essa massa de sólidos é denominada lodo primário bruto (Von Sperling, 2014).

FIGURA 3 - Corte transversal de um decantador gravitacional



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Utilizando-se a adição de agentes coagulantes, torna-se possível melhorar a eficiência da etapa do tratamento primário na remoção dos sólidos suspensos e DBO, sendo este o tratamento primário avançado (Von Sperling, 2014).

3.2.3 Tratamento Secundário

Nesta etapa, tem-se por objetivo principal reduzir a matéria orgânica ainda presente em quantidades significativas na massa líquida – em especial nas formas de matéria orgânica dissolvida (aquela que não foi removida nos processos anteriores) e matéria orgânica em suspensão (aquela que não foi removida no tratamento primário, provavelmente por não ter peso suficiente para ser decantada no tratamento primário).

A essência do tratamento secundário de esgoto doméstico é a inclusão de uma etapa biológica (Von Sperling, 2014). Diversos microrganismos participam dessa fase (bactérias, fungos, protozoários), sendo o princípio básico para efetividade do processo biológico de remoção da DBO a efetividade do contato do microrganismo com a matéria orgânica presente na massa líquida, a qual servirá de alimento para os micróbios. Nos processos aeróbios (com presença de oxigênio), os microrganismos convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (novos microrganismos). Já na ausência do oxigênio, os microrganismos produzem o gás metano, caracterizando o processo anaeróbio (Von Sperling, 2014).

Existe uma grande variedade de métodos de tratamento de nível secundário, sendo seis mais comuns: Lagoa de estabilização e variantes; Processos de disposição sobre o solo; Sistemas alagados construídos; Reatores Anaeróbios; Reatores Aeróbios; Lodos ativados e variantes.

Von Sperling (2014), cita 24 sistemas de tratamento de esgoto em nível secundário, demonstrando assim a diversidade de processos de tratamentos biológicos disponíveis na literatura.

3.2.3.1 Reatores anaeróbio

Em virtude de ter sido coletado o efluente tratado utilizado nos experimentos desta pesquisa a partir dos tratamentos biológicos realizados por reatores anaeróbios, será

apresentada uma descrição sobre esse tipo de reator, em especial o reator anaeróbio de manta de lodo (UASB).

A denominação de alguns tipos de reatores no Brasil (notadamente os de manta de lodo) tiveram sua origem na Holanda, na década de setenta, após trabalhos desenvolvidos pela equipe do Prof. Gatze Lettinga na Universidade de Wageningen, sendo, a partir daí, denominados reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) e manta de lodo.

Os reatores biológicos podem ser classificados basicamente em dois tipos: aeróbios e anaeróbios (Campos, 1999). Reatores anaeróbios devem operar na ausência de oxigênio, em virtude da presença de microrganismos anaeróbios. Ao analisar ambos os reatores, observa-se que, em virtude do clima tropical predominante no país (com elevadas temperaturas), o uso do reator anaeróbio é bastante atrativo (Von Sperling, 2014).

As vantagens do uso dos reatores anaeróbios são o baixo custo, a simplicidade operacional, a baixa produção de sólidos, bem como o fato de que ele pode ser desenvolvido as diversas formas e tamanhos, sendo o uso dos reatores do tipo UASB destacado, especialmente no Brasil. O Quadro 1 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos reatores que utilizam processo anaeróbio.

QUADRO 1 - Principais vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios

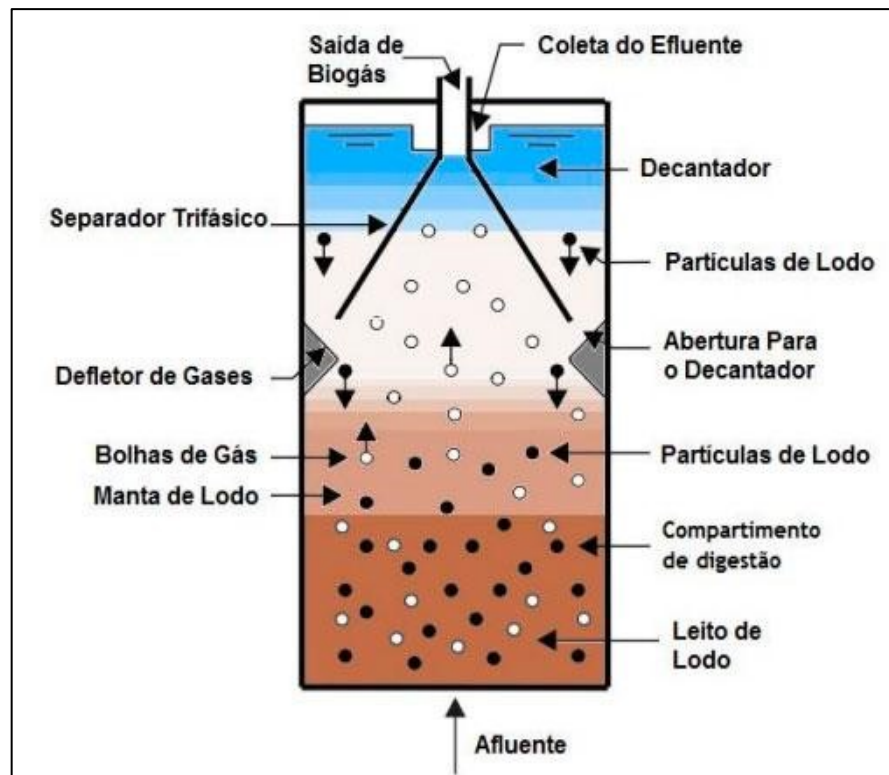
Vantagens		Desvantagens	
1	Baixa produção de sólidos (5 a 10 vezes menor que os processos anaeróbios)	1	As bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por diversos compostos
2	Baixo consumo de energia elétrica, diminuindo custos operacionais	2	A partida do processo é lenta na ausência de lodo de semeadura adaptado
3	Pouca perda de área	3	Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária
4	Produção de metano, que é um gás combustível de elevado teor calorífico	4	Possibilidade de geração de maus odores, mesmo que controláveis
5	Tolerância a elevadas cargas orgânicas	5	Praticamente não remove nitrogênio, fósforo e nem patógenos
6	Baixo consumo de nutrientes	6	Possibilidade de geração de efluentes com aspectos desagradáveis
7	Possibilidade de preservação da biomassa sem alimentação por meses		

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2017)

O reator (Figura 4) representa um grande avanço na aplicação da tecnologia anaeróbia para tratamento direto de águas residuárias, sejam elas de natureza simples ou complexa, de baixa ou alta concentração, solúveis ou de material particulado. Uma de

suas principais características é a configuração que lhe permite o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa ativa, de flocos e grânulos de alta densidade e resistência mecânica, bem como sua retenção no reator, o que lhe confere um elevado tempo de retenção celular. Com isso, pode acomodar altas cargas orgânicas volumétricas, com curto tempo de detenção hidráulica. Outro importante fator é a adequada agitação e da mistura hidráulica, com conseqüente contato biomassa-esgoto, ambos promovidos pelo próprio fluxo hidráulico ascendente e pelos gases gerados das reações com a matéria orgânica (Campos, 1999).

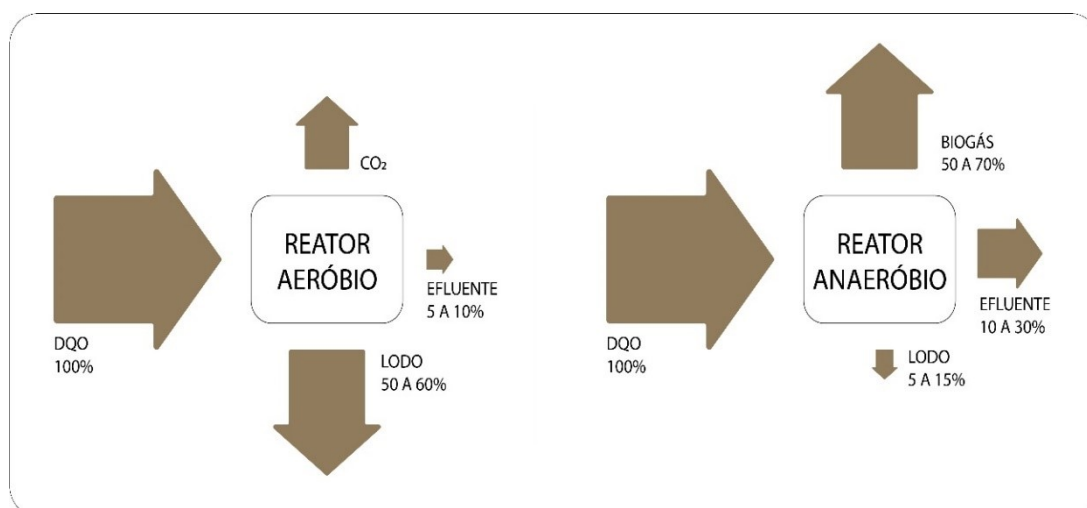
FIGURA 4 - Esquema de um reator anaeróbico de fluxo ascendente



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2017).

Segundo Von Sperling (2014), uma característica do processo é a limitação na eficiência de remoção da DBO, situada, em média, em torno de 70%. Ainda segundo o autor, não se deve considerar isso uma desvantagem, mas uma característica do processo. Para se atingir a eficiência maior, os reatores UASB devem ser seguidos por alguma forma de pós-tratamento. A Figura 5 apresenta uma síntese dos processos anaeróbico e aeróbico em termos de conversão biológica.

FIGURA 5 - Conversão biológica nos sistemas aeróbios e anaeróbios



Fonte: Adaptado Chernicharo (2017)

Observa-se que nos sistemas aeróbios ocorre degradação biológica de 40% a 50 %, com conseqüente formação do CO₂. Verifica-se uma enorme formação de matéria orgânica como biomassa (em torno de 50% a 60%) e o restante consiste em material não degradado.

Já nos sistemas anaeróbios, a matéria orgânica presente no esgoto é convertida em biogás (em torno de 70% a 90%), que é removido da fase líquida por meio de refletor que o conduzem a locais específicos para que seja coletado como gás; assim, apenas uma pequena parcela de matéria orgânica é convertida em biomassa (entre 5% e 15%), constituindo o lodo excedente. Um percentual aproximado de 10% a 30% não convertido no biogás deixa o reator como material não degradado (Von Sperling, 2014).

3.3 Tratamento Terciário: Tratamento Quimicamente assistido (TQA)

Quando a opção for o tratamento de efluentes a partir do tratamento biológico anaeróbio por meio reatores, admite-se que a aplicação de etapas posteriores a este tratamento seja necessária para melhorar a remoção da matéria orgânica e nutrientes ainda presentes no efluente. Essa etapa é descrita como tratamento terciário ou até mesmo “etapa de ‘polimento’ do efluente”.

Diversos processos podem estar presentes na etapa terciária, em especial processos fisico-químicos, tais como: (1) Coagulação química; (2) Floculação; (3) Flotação; (4) Decantação; (4) Filtração; (6) Aeração; e (7) Desinfecção.

Tratamentos físico-químicos com uso de sais de metais trivalentes e mesmo polieletrólitos, seguidos por floculação e separação dos flocos por meio decantação ou flotação com ar dissolvido são normalmente eficientes na remoção da matéria orgânica em suspensão coloidal do esgoto e na remoção do fósforo. Todavia, a eficiência desses tratamentos em relação à matéria orgânica solúvel é basicamente nula (Chernicharo, 2001).

Quanto à ocorrência do tratamento biológico a montante de unidades de tratamento físico-químico, tem-se uma boa redução da matéria orgânica solúvel do esgoto, permitindo-se que o sistema combinado tenha uma boa eficiência final em relação à matéria orgânica e ao fósforo.

A aplicação de um tratamento terciário em efluentes pós-tratamento biológico, composto das etapas de clarificação (coagulação, floculação, flotação ou decantação), seguido de filtração para remoção de partículas suspensas e oxidação garantirão ao efluente tratado uma melhor qualidade, reduzindo significativamente lançamentos de substâncias insolúveis nos corpos hídricos receptores. Estudos realizados em 2014 (Oliveira; Madeira, 2015) demonstraram que o tratamento do esgoto doméstico por meio da sequência coagulação/floculação/decantação/filtração mostrou-se bastante eficaz na remoção de poluentes, obtendo-se remoções de 95% para a Cor, 94% para Turbidez e 79% para DQO, quando do tratamento com o sulfato férrico.

Em razão de o objeto desse estudo estar concentrado nos processos de coagulação, floculação, decantação e filtração e pós-tratamento biológico, esses processos serão mais detalhadamente abordados a seguir.

3.3.1 Coagulação Química

O processo de coagulação, usado na maioria das estações de tratamento, envolve a aplicação de produtos químicos para precipitação dos compostos em solução e desestabilização de suspensões coloidais de partículas sólidas que, de outra maneira, não poderiam ser removidas por sedimentação, flotação ou filtração (Richter, 2009).

De modo geral, os contaminantes presentes em águas naturais apresentam diversas características que impactarão nos processos de tratamento. As partículas poderão ser classificadas de acordo com sua dimensão física: partículas com dimensões superiores a um micrômetro são classificadas como partículas em suspensão; as que apresentam

dimensões inferiores a 10^{-3} micrômetros são definidas como partículas dissolvidas; as partículas com dimensão física entre os diâmetros, 10^{-3} e 1 micrômetro são caracterizadas como partículas coloidais (Ferreira Filho, 2017). Em princípio, a ação do tratamento de água quando aplicados os processos unitários de coagulação, floculação e decantação, também serve à remoção das partículas em suspensão e coloidais.

Em acepção abrangente, coagulação é a alteração físico-química de partículas coloidais de uma água, caracterizada principalmente por Cor e Turbidez, produzindo partículas que possam ser removidas em seguida por um processo físico de separação – usualmente, a sedimentação. A coagulação pode ser considerada como um processo constituído de duas fases subsequentes: a primeira, coagulação propriamente dita, envolve a adição de coagulantes químicos com a finalidade de reduzir as forças que mantêm separadas as partículas em suspensão; a segunda, denominada floculação, promove a colisão entre as partículas previamente desestabilizadas na coagulação (Richter, 2009).

Assim, quando duas partículas se aproximam, as forças superficiais tornam-se mais significativas e destacam as forças de repulsão de origem eletrostática e forças de atração, coletivamente denominadas van der Waals (Ferreira Filho, 2017).

As forças de van der Waals dificilmente podem ser alteradas. Para obtenção de um potencial de mínima repulsão, torna-se necessário alterar a magnitude das forças de repulsão. De modo a atingir esse objetivo, é possível manipular as características físico-químicas do meio aquoso mediante, por exemplo, o aumento de sua intensidade iônica. Dessa forma, busca-se aumentar a concentração de íons de carga oposta à da partícula coloidal (Ferreira Filho, 2017).

Os coagulantes mais empregados atualmente no tratamento de água de abastecimento são os sais de alumínio e de ferro – na forma de Sulfato de Alumínio sólido e líquido, Sulfato Férrico líquido, Cloreto Férrico líquido e Cloreto de Polialumínio (PAC) sólido e líquido, que hidrolisam rapidamente com a água e geram um precipitado amorfo do tipo $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ou $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Cada vez mais tem sido observado o uso de coagulantes poliméricos orgânicos, em substituição total ou parcial aos tradicionais coagulantes inorgânicos normalmente a base de ferro e alumínio (Kamiwada; Andrade; Reis, 2020).

Utilizado largamente no Brasil o Hidróxido Cloreto de Alumínio é um coagulante inorgânico pré-polimerizado muito utilizado em sistemas de tratamento de água potável, em especial, e mais recentemente em efluentes e águas residuárias para reuso,

particularmente no pós-tratamento biológico (Kamiwada; Andrade; Reis, 2020). O PAC é produzido comercialmente pela reação controlada de sais de alumínio com uma base. Eles são caracterizados pelo seu grau de neutralização (r), ou basicidade, conforme a equação 1:

$$r = \frac{[\text{OH}^-]}{[\text{Al}_T]} \quad \text{Equação 1}$$

Em que: $[\text{OH}^-]$ = base adicionada durante a produção;
 $[\text{Al}_T]$ = Alumínio total disponível.

A basicidade também pode ser calculada em %, conforme a equação 2:

$$\text{Basicidade} = \left(\frac{r}{3}\right) \times 100 \quad \text{Equação 2}$$

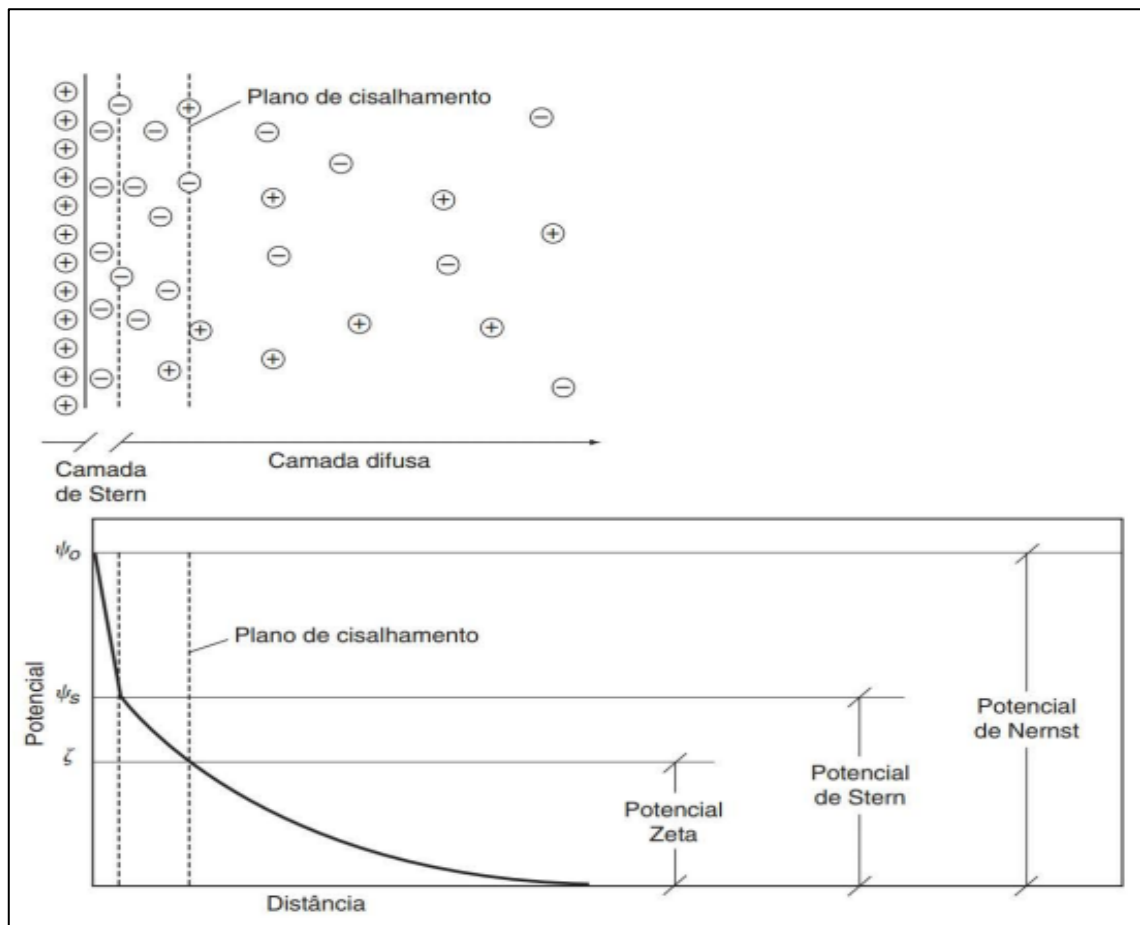
O valor de r pode variar de 0 a 3, correspondendo à basicidade de 0 a 100. O Policloreto de Alumínio é comercializado em diversas basicidades – muitas vezes para atender a uma determinada necessidade em virtude das características da água ou esgoto –, podendo variar entre 15 e 85%, sendo considerado de alta basicidade quando acima de 60%. A basicidade afeta diretamente a prevalência da formação de espécies poliméricas ou manométricas, bem como o consumo de alcalinizante – neste caso, reduzindo. A termodinâmica da formação de espécies dissolvidas de alumínio, bem como o precipitado amorfo de $\text{Al}(\text{OH})_3$, são altamente dependentes do pH do meio (Wang *et al.*, 2017)

Alguns estudos diferenciam o precipitado de $\text{Al}(\text{OH})_3^*$, formado pela adição de PAC, do formado pela adição de Sulfato de Alumínio, uma vez que a estrutura polimérica do PAC é mantida em seu precipitado. Por esse motivo, o precipitado formado pelo PAC é designado como $\text{Al}(\text{OH})_3$, tendo em vista diferenciá-lo do precipitado formado pelo Sulfato de Alumínio (Pernitsky; Edzwald, 2003). Esses precipitados são rígidos e pesados, propiciando o aumento da velocidade de sedimentação. Outros benefícios associados ao uso de PAC são o baixo efeito no pH (em razão da basicidade presente), a menor quantidade de alumínio residual na água e a floculação mais rápida (Kamiwada; Andrade; Reis, 2020).

Embora o processo de coagulação seja largamente utilizado no tratamento de água de abastecimento e água residuária, a literatura ainda é muito escassa na correlação

existente entre os processos químicos e físicos do coagulante e as suas otimizações. Nesse contexto, um dos objetivos do presente estudo reside em otimizar as operações de coagulação, floculação e sedimentação com a quantidade de coagulante PAC usada correlacionando com o seu pH de coagulação. A desestabilização referenciada no próprio conceito de coagulação permitirá a aproximação das partículas, vencendo-se a barreira de energia decorrente destes potenciais elétricos (Libânio, 2010). A Figura 6 ilustra as camadas e o potencial elétrico ao redor da partícula coloidal.

FIGURA 6 - Representação esquemática do modelo de dupla camada elétrica de Stern



Fonte: Metcalf e Eddy (2016)

Esse processo caracteriza-se pela conjugação de quatro mecanismos: compressão da dupla camada, adsorção-desestabilização, varredura e formação de pontes químicas, mais comumente observados nos processos. Estudos sugerem que o precipitado formado nas condições da coagulação por varredura apresenta carga positiva, explicando a atração eletrostática exercida sobre as partículas suspensas.

Partículas coloidais também são encontradas no esgoto e possuem carga superficial líquida negativa. As reações simplificadas que descrevem a coagulação e os processos de precipitação química devem apenas ser consideradas como aproximações, uma vez que as reações não se desenvolvem necessariamente dessas formas. As reações de coagulação são constantemente incompletas e diversas reações não se desenvolvem necessariamente, como indicado (Metcalf; Eddy, 2016).

As partículas presentes no esgoto são classificadas como suspensas e coloidais. Sendo assim, na prática, a distinção entre partículas coloidais e suspensas é indeterminada pois as partículas removidas por sedimentação gravitacional dependerão dos projetos das instalações de sedimentação; contudo, partículas coloidais não podem ser removidas por sedimentação em um tempo razoável, sendo que os métodos químicos devem ser usados para remoção dessas partículas (Metcalf; Eddy, 2016).

3.3.2 Floculação

A coagulação é quase sempre seguida por floculação, que pode ser definida como o processo de juntar partículas coaguladas ou desestabilizadas para formar massas ou flocos maiores, de modo a facilitar sua separação pelo processo de decantação ou filtração (Richter, 2009). Uma vez que as partículas coloidais já estão desestabilizadas em virtude da coagulação química, pode-se dizer que o processo de floculação é um processo essencialmente físico.

Para o processo de floculação transcorrer de maneira satisfatória é necessário garantir a desestabilização das partículas coloidais mediante uma correta operação do processo de coagulação. Do ponto de vista físico, o processo de coagulação é responsável pela desestabilização das partículas coloidais, não sendo um processo responsável pela agregação das partículas coloidais, o que se espera do processo de floculação. Assim, a distribuição granulométrica das partículas coloidais na água bruta e na água coagulada é, teoricamente, essencialmente igual (Ferreira Filho, 2017).

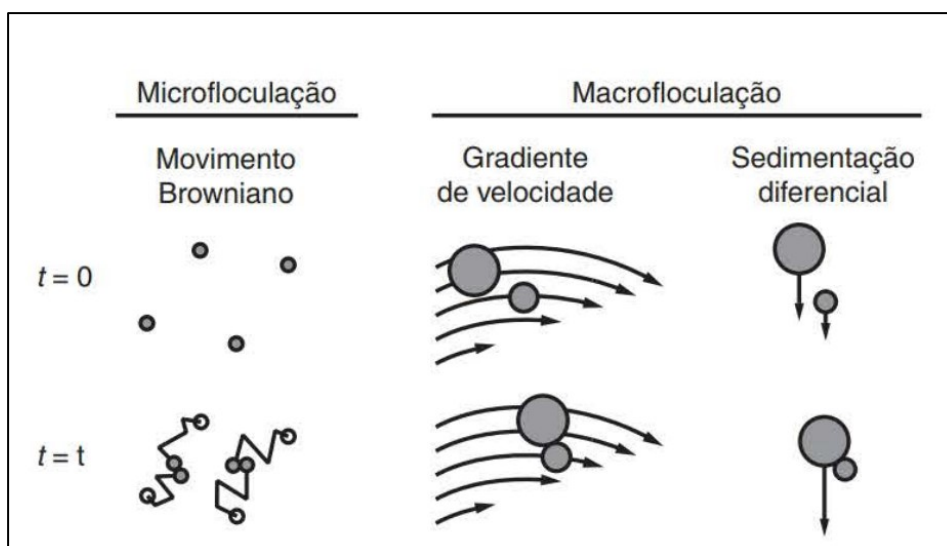
Três mecanismos distintos se dão no processo de agregação das partículas coloidais:

- Floculação pericínética: as partículas coloidais presentes na água bruta são continuamente bombardeadas pelas moléculas de água, o que possibilita que se movimentem em meio aquoso, dando origem ao movimento browniano;
- Floculação ortocínética: constitui-se na existência de gradientes de velocidades em escoamentos laminares ou turbulentos que pode viabilizar a colisão entre as partículas coloidais e sua posterior agregação (Ferreira Filho, 2017). A potência dissipada no escoamento poderá ocorrer por meio de dispositivos hidráulicos (floculadores hidráulicos) ou mecanizados (floculadores mecanizados), podendo estes viabilizar a variação do gradiente de velocidade na unidade de floculação (tanques);
- Floculação por sedimentação diferencial: não existe um campo de velocidades e partículas com massas específicas iguais, mas com diâmetros distintos, apresentando diferentes velocidades de sedimentação. Partículas de mesmos diâmetros possuem frequência de colisão iguais a zero; uma vez que possuem idênticas velocidades de sedimentação, a probabilidade de choque umas com as outras é nula. Esse mecanismo é pouco significativo nos processos de tratamento de água (Ferreira Filho, 2017).

A floculação em tratamento de esgoto tem por finalidade formar agregados ou flocos com partículas muito pequenas e com partículas quimicamente desestabilizadas. A floculação de esgoto por métodos mecânicos ou por agitação com ar pode ser considerada para aumentar a remoção de sólidos suspensos e a DBO particulada em decantadores primários, condicionar o esgoto que contém alguns tipos de efluentes industriais, melhorar o desempenho de decantadores secundários de processos de lodos ativados e tornar-se pré-tratamento para a filtração de efluentes secundários (Metcalf; Eddy, 2016).

Alguns autores consideram que há basicamente de dois tipos de floculação: microfloculação e macrofloculação, e a distinção entre esses dois tipos é baseada nas dimensões das partículas envolvidas, conforme a Figura 7.

FIGURA 7 - Ilustração dos dois tipos de processos de floculação: microfloculação (movimento browniano) e macrofloculação (gradiente de velocidade e sedimentação diferencial)



Fonte: Metcalf e Eddy (2016)

Basicamente, a microfloculação agrega partículas a partir do movimento térmico aleatório de moléculas de fluido, sendo importante para partículas que possuem dimensões entre 0,001 e 1 μm . A macrofloculação é definida pela agregação de partículas maiores que 1 μm , podendo ocorrer por: aplicação de gradientes de velocidades na massa líquida que contém as partículas a serem agrupadas; e sedimentação diferencial, quando partículas maiores se agregam a partículas menores durante a sedimentação (Metcalf; Eddy, 2016).

A cinética de floculação de suspensões coloidais envolve um balanço dinâmico entre dois processos distintos: a agregação das partículas (o desejado) e a ruptura (indesejado). No resultado da combinação de ambos os mecanismos, quando se têm tempos baixos de floculação, a eficiência pode ser maximizada adotando-se elevados valores de gradientes de velocidades e favorecendo o mecanismo de agregação das partículas atuais coloidais.

Já para tempos elevados de floculação, em vez de maximizar o mecanismo de agregação, faz-se necessário reduzir a ruptura dos flocos formados, o que pode ser conseguido trabalhando-se com valores menores de gradientes de velocidades. A NBR 12216 – Projeto de estações de tratamento de água para abastecimento público⁴, recomenda que as variações dos gradientes de velocidades nos tanques de floculação possam variar entre 10 e 70 s^{-1} . É possível listar alguns tipos de floculadores presentes e descritos na literatura (Richter, 2009): floculadores em manto de lodos; floculadores

⁴ ABNT - Associação Brasileira De Normas Técnicas. **NBR 12216 – Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro: ABNT, abril 1992.

hidráulicos; flocladores de chicanas; flocladores hidráulicos de ação de jatos; flocladores em meio poroso; flocladores mecânicos; flocladores giratórios de paletas; flocladores giratórios de turbinas; flocladores pneumáticos.

Diversos tipos de misturadores são utilizados para tratamento de esgoto e podem ser classificados como misturadores estáticos, misturadores de pás ou misturadores de turbinas (Metcalf; Eddy, 2016). Misturadores mecânicos (flocladores) giratórios de paletas (ou turbinas) são mais utilizados em virtude de melhor ajuste nos processos de dissipação de energia na massa líquida (floclação ortocinética), conduzindo a formação de flocos de maior peso, de possível remoção nos processos seguintes de clarificação, como decantação e filtração.

3.3.3 Flotação por ar dissolvido

Flotação é uma palavra que deriva do latim e significa flutuar, sobrenadar. O processo de flotação tem por princípio básico promover a separação entre fases heterogêneas – ou seja, não se misturam entre si –, podendo ser sólido-sólido ou sólido-líquido, desde que sejam substâncias imiscíveis, e é um processo que envolve três fases: líquida, sólida e gasosa (Metcalf; Eddy, 2016). É utilizada para separar partículas suspensas ou materiais graxos ou oleosos de uma fase líquida. A separação é produzida pela combinação de bolhas de gás (normalmente o ar) com a partícula, resultando um agregado que sobe à superfície, podendo ser coletada em uma operação de raspagem superficial (Metcalf; Eddy, 2016).

De um modo geral, o processo de flotação é classificado de acordo com o método de produção de bolhas:

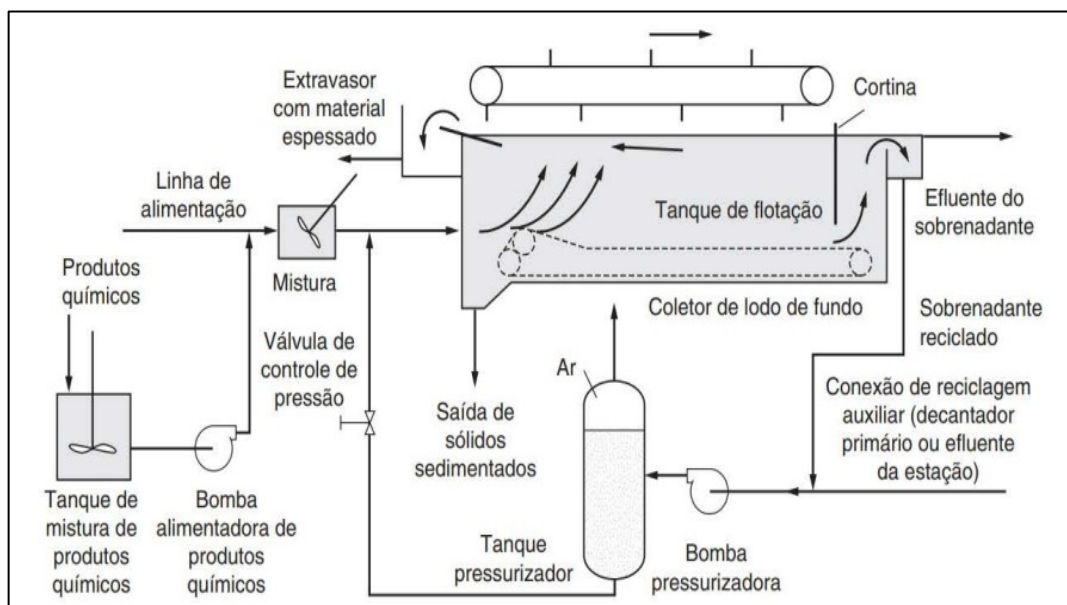
- Flotação por eletrólise: consiste em um processo utilizado para tratamento de efluentes radioativos, despejos com tintas e emulsões de pintura, nos quais a obtenção de bolhas de H_2 e O_2 é realizada por eletrólise da água.
- Flotação por ar disperso: a formação das bolhas se dá pela agitação do líquido e pela pressão atmosférica, sendo os diâmetros das bolhas produzidas relativamente grandes quando comparados com o tamanho dos sólidos (Aisse *et al.*, 2001).

- Flotação por ar dissolvido: nesse caso, as bolhas são produzidas pela supersaturação do líquido com o ar, podendo ser efetuada a vácuo ou por pressão.

Para que a flotação de esgotos sanitários tenha sucesso, além da presença de microbolhas de ar com distribuição de tamanho adequada, é necessário que se promova a coagulação química e a floculação das partículas dispersas na água.

A flotação por ar dissolvido com recirculação pressurizada ocorre com a pressurização de uma parcela do afluente já clarificado, recirculando-a e misturando-a com o afluente. A modalidade mais comumente empregada no tratamento de esgotos e de águas para abastecimento é a flotação por ar dissolvido com recirculação pressurizada, designada simplesmente por FAD. A Figura 8 ilustra um esquema típico de sistema FAD, aplicado ao tratamento de esgoto precedido de coagulação química.

FIGURA 8 - Flotação por ar dissolvido, com recirculação pressurizada (FAD) aplicada ao tratamento físico-químico de águas residuárias



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

A principal função das microbolhas de ar no processo FAD é diminuir a densidade dos conjuntos “flocos + bolhas” em relação à densidade da água e, dessa forma, quanto maior o volume de bolhas ligadas aos flocos (ou sólidos), menor a densidade relativa e maior a velocidade ascendente dos conjuntos “flocos + bolhas”. Outra função também importante das microbolhas, em especial no processo de tratamento de esgotos, é o

aumento do nível de oxigênio dissolvido no esgoto tratado, além do arraste de parcela dos gases odoríferos para fora do efluente.

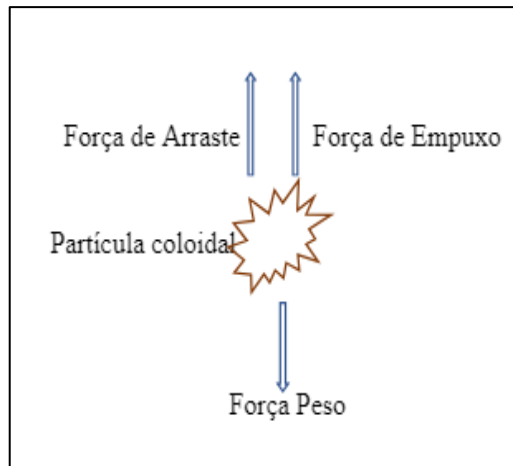
3.3.4 Decantação

O processo da Decantação é caracterizado pela sedimentação gravitacional, que consiste em um processo físico no qual as partículas coloidais são removidas da fase líquida por meio de processos de sedimentação gravitacional (Ferreira Filho, 2017). Dois tipos de sedimentação têm sido mais comuns em decantadores convencionais ou em decantadores de alta taxa no tratamento convencional de águas de abastecimento:

- A sedimentação do tipo I tem como característica principal o fato de que a dimensão física das partículas a serem removidas não se altera com o tempo e, assim sendo, sua velocidade de sedimentação também permanece constante; normalmente ocorrem em caixas de areia ou tanques de pré-sedimentação (Ferreira Filho, 2017), em especial, em águas com elevadas concentrações de sólidos suspensos e sólidos sedimentáveis;
- A sedimentação do tipo II é observada, em geral, em decantadores convencionais e decantadores de alta taxa, quando as partículas coloidais são formadas mediante o uso de sais de alumínio ou de ferro no processo de coagulação, uma vez que tais partículas sendo desestabilizadas, apresentam constante aumento de sua densidade com o processo de agregação e, conseqüentemente, sua velocidade de sedimentação sofre contínuo aumento.

A velocidade de sedimentação das partículas coloidais imersas em um fluido pode ser calculada efetuando-se um balanço de suas forças atuantes (Ferreira Filho, 2017), como apresentado na Figura 9.

FIGURA 9 - Forças atuantes e uma partícula coloidal imersa em um fluido



Fonte: Ferreira Filho (2017)

Quanto maior for o diâmetro da partícula coloidal, maior será a velocidade de sedimentação. Desse modo, justifica-se a necessidade de processos de coagulação e floculação a montante da unidade sedimentação, uma vez que quanto maior for a velocidade de sedimentação das partículas a serem removidas, mais eficiente será sua remoção por sedimentação gravitacional (Ferreira Filho, 2017). A decantação pode ocorrer por meio de três variantes, basicamente: decantadores de escoamento horizontal, decantadores de alta taxa e decantadores de manto de lodos (flocos-decantadores) – este, quase inexistente no Brasil (Libânio, 2010).

3.3.4.1 Decantadores Convencionais de Fluxo Horizontal

Os decantadores convencionais de fluxo horizontal foram as primeiras unidades de sedimentação gravitacional concebidas com o objetivo de possibilitar a remoção de partículas coloidais, sendo sua utilização datada do início do século XX (Ferreira Filho, 2017). Essas unidades são caracterizadas por apresentarem fluxo de escoamento horizontal, com dimensões retangulares de grande relação entre o comprimento e a largura. Esses decantadores são unidades bastantes robustas e, quando bem projetadas e operadas, viabilizam a obtenção de água decantada com valores de Turbidez inferiores a 1,0 UNT. Normalmente, são empregadas em estações de grandes portes, justamente por apresentarem alto custo de implantação (devido ao dimensionamento) e por ocuparem uma área significativamente grande (Ferreira Filho, 2017).

A transferência de água floculada para as unidades de decantação requer uma especial atenção, pois os flocos formados nas unidades de floculação localizadas a

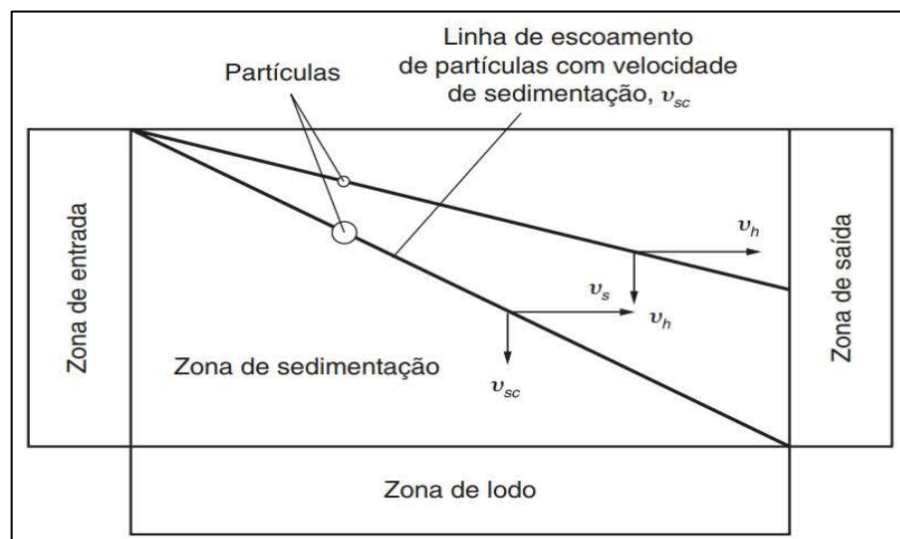
montante do decantador já possuem dimensões satisfatórias, porém são frágeis e passíveis de ruptura. Neste caso, percebe-se que autores de projetos mais cautelosos buscam promover uma transferência da água floculada para o decantador sem a utilização de canais de transferência, fazendo com que os módulos de floculação e decantação se tornem praticamente um único módulo.

A distribuição de água floculada nas unidades de sedimentação pode ser efetuada por meio de cortinas de concreto ou madeiras, dotadas de orifícios ou bocais, ou por cortinas dotadas de aberturas horizontais planas.

A Figura 10 apresenta o corte longitudinal de um decantador de fluxo horizontal. A montante e a jusante da zona decantação encontra-se, respectivamente, a zona de entrada e a zona de saída, que asseguram a distribuição do fluxo do modo mais uniforme possível. Sob a zona de sedimentação está a zona de lodos, destinada a armazenar o lodo sedimentado. A parte superior mostra a trajetória da partícula 1, de velocidade terminal de sedimentação (velocidade crítica) que, ao entrar na zona de decantação, encontra-se na superfície líquida (Vianna, 2014).

Nota-se que todas as partículas de velocidades de sedimentação iguais ou superiores à velocidade crítica será removida pelo decantador, pois atingirão o fundo após percorrem uma distância horizontal a l.

FIGURA 10 - Decantador de fluxo horizontal

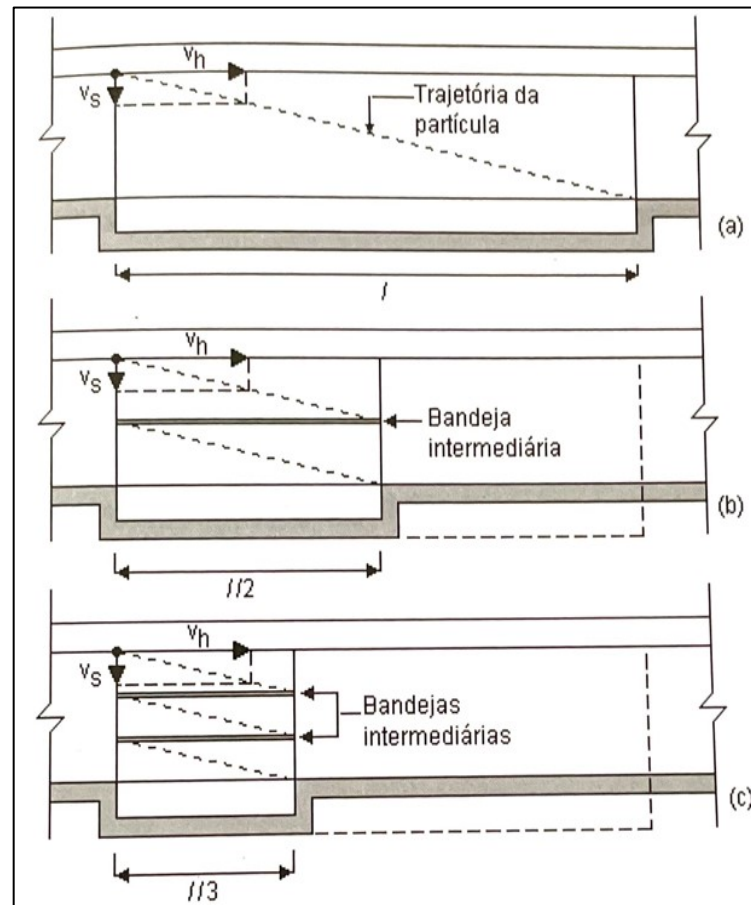


Fonte: Metcalf e Eddy (2016)

3.3.4.2 Decantadores Laminares de Fluxo Ascendente

O princípio do desenvolvimento deste tipo de decantador baseou-se na sobreposição de diversas bandejas dentro das unidades de decantação (Figura 11), de modo que uma partícula se desloca com velocidade horizontal V_h , enquanto precipita-se com velocidade de sedimentação V_s , (Figura 11). A Figura 11b mostra que se fosse instalada uma bandeja intermediária, que não influenciaria as velocidades representadas, seu comprimento poderia ser reduzido à metade, e se as bandejas fossem duas, seu comprimento poderia ser reduzido a um terço (Figura 11c). Dessa forma, houve contribuição para a redução do número de *Reynolds*, tornando o sistema de regime laminar.

FIGURA 11 - Representa a redução do comprimento do decantador

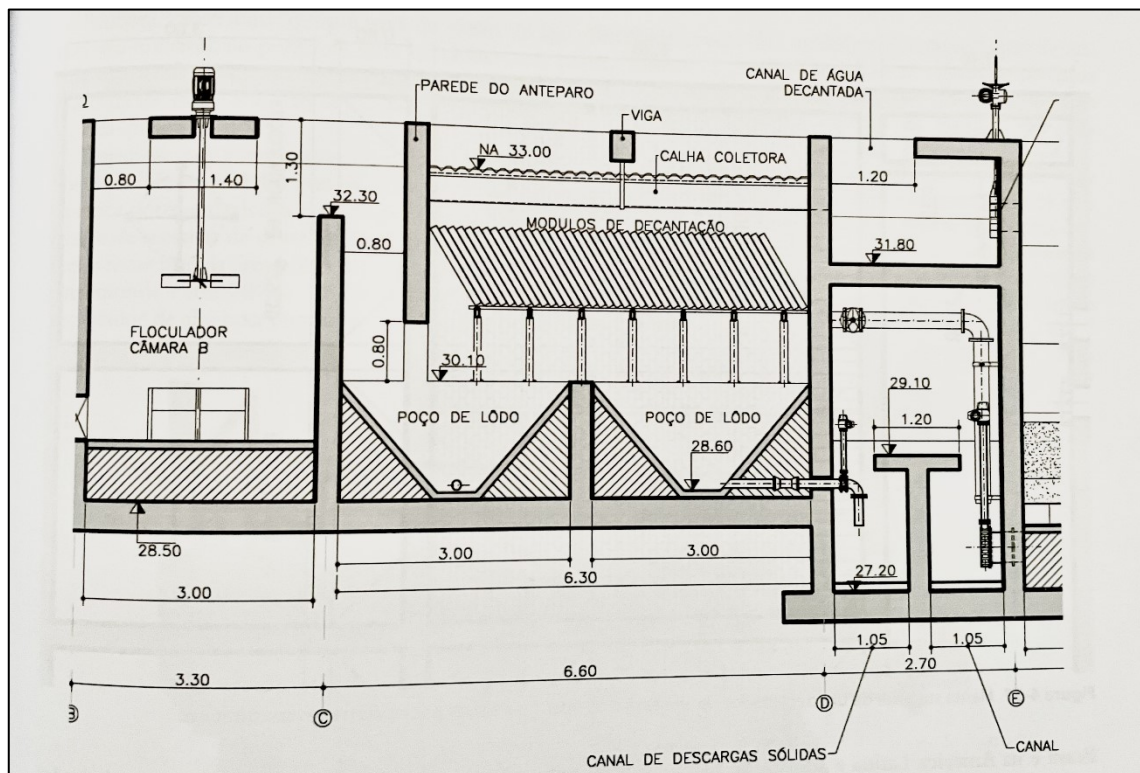


Fonte: Viana (2014)

Assim, quando uma água flocculada é introduzida sob as placas, ao escoar entre elas, ocorre a sedimentação dos flocos (Vianna, 2014).

A água decantada sai pela parte de cima do decantador, após haver escoado entre as placas paralelas – ou módulos tubulares –, sendo coletada por calhas coletoras, conforme a Figura 12. As bandejas ou módulos de decantação laminar, que podem ser placas paralelas ou dutos sobrepostos, são dispostas de modo a formarem um ângulo de 50 graus com a horizontal. Essa inclinação assegura a autolimpeza, pois à medida que os flocos vão se sedimentando em seu interior e sendo aglutinados, as massas de flocos maiores que vão formando adquirem peso suficiente para se soltarem dos módulos e se arrastarem em direção ao fundo (Vianna, 2014). Dessa forma, vão sendo acumuladas no fundo, cujo formato é um cone de pirâmide invertido, normalmente, até que sejam removidas, normalmente pela abertura de uma válvula e sob a atuação da carga hidráulica contida no decantador.

FIGURA 12 - Decantador tubular típico de fluxo ascendente



Fonte: Ferreira Filho (2017)

A remoção de sólidos suspensos e materiais coloidais do esgoto por separação gravitacional é um dos processos físicos unitários mais utilizados no tratamento de esgoto. A sedimentação em sistemas de tratamento de esgoto é utilizada para remoção de areia, remoção de SST em decantadores primários, remoção de flocos biológicos em tanques de sedimentação ativa de sistemas de lodos e para a remoção de flocos químicos

quando o processo de coagulação química é utilizado. Em muitos casos, a finalidade principal é produzir um efluente clarificado, sendo necessário produzir lodo com uma concentração de sólidos que possa ser manuseada e tratada facilmente (Metcalf; Eddy, 2016).

3.4 Filtração

O termo “filtração” originou-se do francês *filtration*, sendo registrada em 1813 sua utilização na língua portuguesa. A filtração constitui um processo que tem por função principal a remoção das partículas responsáveis pela Cor e pela Turbidez, as quais reduziriam a eficácia da desinfecção na inativação dos microrganismos patogênicos (Libânio, 2010). Contudo, é atribuída a John Gibb a instalação do primeiro filtro utilizado para tratamento de água para consumo humano, isto em 1804 (Richther, 2009). Ferreira Filho (2017) informa que a filtração é um processo físico-químico no qual as partículas coloidais são removidas da fase líquida mediante sua percolação por um meio granular.

A filtração é um processo físico-químico e, em alguns casos, biológico (no caso dos filtros lentos) para a separação de impurezas em suspensão na água mediante sua passagem por um meio poroso. Diversos materiais granulares podem ser usados como meio filtrante, sendo a areia, seguida do antracito, o meio mais comum (Richter, 2009). O estudo do meio filtrante é essencial para o bom desempenho da filtração e da operação de retrolavagem e, nesse sentido, estudos vêm pautando o uso de meios granulares sustentáveis (Sousa *et. al.*, 2023).

Seguramente, a filtração é o processo mais importante na cadeia dos processos de tratamento de água, em especial para o consumo humano. O tamanho dos grãos e do vazio entre eles (interstícios) tem grande influência na remoção de matéria em suspensão pelo filtro e no seu desempenho hidráulico. Tradicionalmente, os filtros são classificados em lentos e rápidos, tendo os filtros lentos menores taxas de filtração e os filtros rápidos, maiores taxas de filtração. A filtração não é uma simples ação de coar, pois partículas consideravelmente menores que os interstícios granulares das areias são removidas no filtro (Richter, 2009).

Vários tipos de filtros têm sido utilizados nos processos de clarificação das águas, tanto para consumo humano como para a clarificação de águas residuárias. Em virtude da diversidade de modelos, formas e princípios de aplicabilidade, é ainda ausente uma

classificação técnica abrangente (Libânio, 2010). Sabe-se que o processo de remoção de impurezas e posterior deposição nos grãos do meio filtrante é composto por pelo menos dois diferentes mecanismos: mecanismos de transporte e mecanismos de aderência.

Para Marcelo Libânio (2010), a filtração rápida consiste na conjugação dos mecanismos de transporte e de aderência, sendo o mecanismo de transporte governado por fenômenos físicos e hidráulicos afetados pelos parâmetros que governam a transferência de massa. Já os mecanismos de aderência, são influenciados por fenômenos predominantemente químicos.

Constituem os mecanismos de transporte:

- Coagem (ação de coar): a coagem constitui o primeiro e mais evidente mecanismo de transporte responsável pela retenção de partículas e pela evolução mais significativa da perda de carga no topo do meio filtrante. Estima-se que a retenção por coagem seja governada pela relação entre os diâmetros das partículas e dos grãos que integram o meio filtrante, crescendo a relevância da retenção quando esta for superior a 0,2 mm, o que torna o mecanismo predominantemente na filtração para partículas maiores que 100 μm (Libânio, 2010).
- Sedimentação: para partículas com densidade superior à da água e apresentando os flocos de sais de ferro e de alumínio usualmente uma densidade de 1,01 a 1,05 g/cm^3 , descortina-se a perspectiva da sedimentação como mecanismo de transporte responsável pela eficiência do processo de filtração (Libânio, 2010).
- Interceptação: ocorre com o deslocamento das partículas ao longo de uma linha de corrente tangencial à superfície dos grãos, podendo a interceptação apresentar-se como relevante mecanismo de transporte interveniente na filtração (Libânio, 2010).
- Difusão: a difusão, mecanismo de transporte interveniente na filtração, decorre do movimento aleatório das moléculas de água que transfere e confere um movimento difuso, denominado browniano, às partículas coloidais de dimensão inferiores a 1 μm (Libânio, 2010).
- Forças hidrostáticas: a remoção de partículas de dimensões maiores pode também ocorrer pela ação das forças hidrodinâmicas decorrentes da diferença

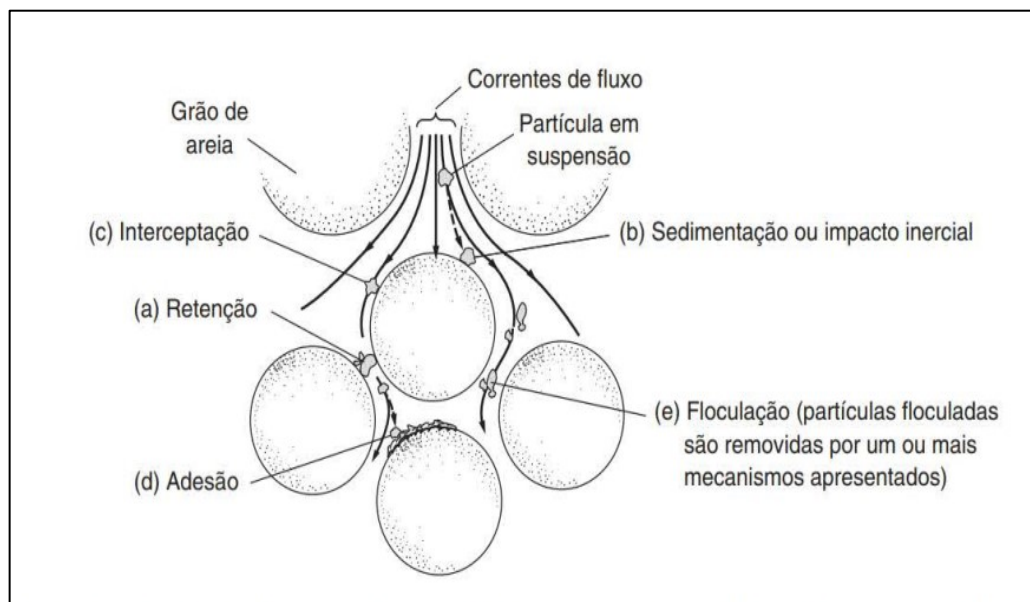
das velocidades tangenciais à superfície da partícula, assegurada pela laminaridade do escoamento. O conseqüente gradiente de velocidade produz diferença de pressão na direção perpendicular ao escoamento, impelindo a partícula para a região onde as velocidades são mais baixas, favorecendo a deposição na superfície dos grãos (Libânio, 2010).

- Impacto Inercial: partículas de dimensões e densidades maiores – mantendo sua trajetória original – podem adquirir quantidade de movimento suficiente para se chocarem com os grãos e serem retidas, quando ocorre a divergência das linhas de corrente na proximidade destes.

Para Tchobanoglous (1970), a retenção (ou o efeito de coar) foi identificado como o principal mecanismo para a remoção de sólidos em suspensão durante a filtração de efluentes secundários de sistemas biológicos de tratamento de efluentes, após a clarificação. Segundo Howe *et al.*, (2016), a filtração é uma das tecnologias mais utilizadas nas estações de tratamento de água.

A Figura 13 apresenta os principais mecanismos de remoção de particulados suspensos em filtros de meio granular.

FIGURA 13 - Principais mecanismos de remoção de particulados em suspensão em filtro granular



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Constituem os mecanismos de aderência, de acordo com Libânio (2010):

- Forças de van der Waals: são forças de atração, podendo existir entre partículas de mesma carga, neutras ou de cargas opostas, sendo seu campo de ação limitado a distâncias muito curtas. A fixação das partículas ao meio filtrante é também governada pela dimensão e densidade das partículas afluentes à unidade de filtrante. A aderência tende a aumentar com a redução da distância entre estas partículas e os grãos de areia do meio filtrante.
- Forças Eletrostáticas: os meios filtrantes mais utilizados no Brasil, areia e antracito, assim como as partículas coloidais dispersas na água, apresentam em suas superfícies cargas elétricas predominantemente negativas. Todavia, partículas coloidais suspensas em água apresentam, entre si, forças de repulsão ou atração em função de suas cargas superficiais e da distância. Dessa forma, entre os grãos do meio filtrante e as partículas de cargas positivas pode ocorrer atração;
- Pontes químicas: esse tipo de mecanismo de aderência é mais comum quando são utilizados auxiliares de floculação (normalmente compostos orgânicos sintéticos ou naturais, com sítios ionizáveis); tem sido de grande utilidade para aumentar a aderência das partículas suspensas aos grãos do meio filtrante. Têm a função de agregar as partículas, unindo-as em um “emaranhado”.

3.4.1 Principais tipos de filtros

Algumas das principais operações unitárias para a remoção de particulado, segundo Metcalf e Eddy (2016). Abaixo são elas apresentadas.

A **filtração em profundidade** (Figura 14) consiste na passagem de um líquido pelo leito filtrante com meio granular. Foi originalmente desenvolvida para o tratamento de água de superfície para fins potáveis, posteriormente sendo adaptada para o tratamento de efluentes. Essa operação é utilizada para obter uma remoção adicional de sólidos em suspensão (incluindo a DBO particulada) dos efluentes oriundos de sistemas biológicos de tratamento de efluentes, de modo a conseguir uma desinfecção mais eficaz e uma melhor qualidade dos efluentes para posterior tratamento em processo de adsorção em carvão, filtração por membrana ou oxidação avançada e a remoção do fósforo precipitado quimicamente.

FIGURA 14 - Filtração em profundidade

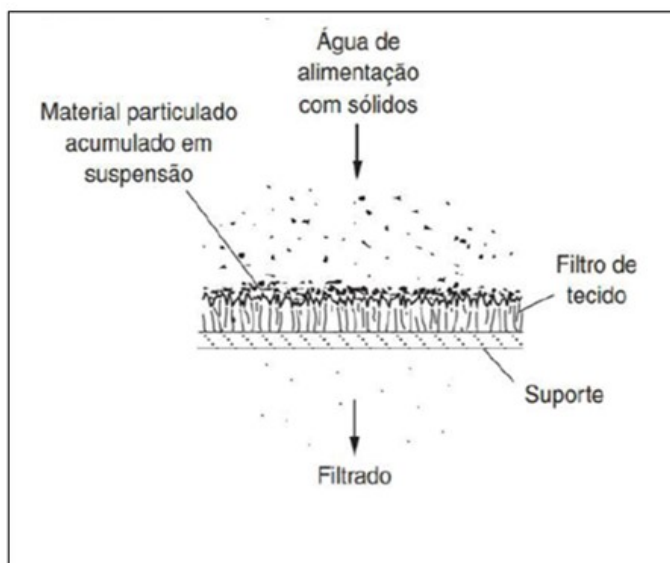


Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

A **filtração em superfície** (Figura 15) ocorre com a remoção do material particulado em suspensão em um líquido por meio da retenção de um material suporte poroso de pequena espessura. É utilizada para remoção de sólidos suspensos presentes no efluente secundário e em efluentes de lagoa de estabilização, sendo alternativa aos filtros de meio granular profundos. Ademais, é uma tecnologia relativamente nova e envolve a separação do material em suspensão, retendo-se as partículas com diâmetro superior ao diâmetro dos poros do material filtrante.

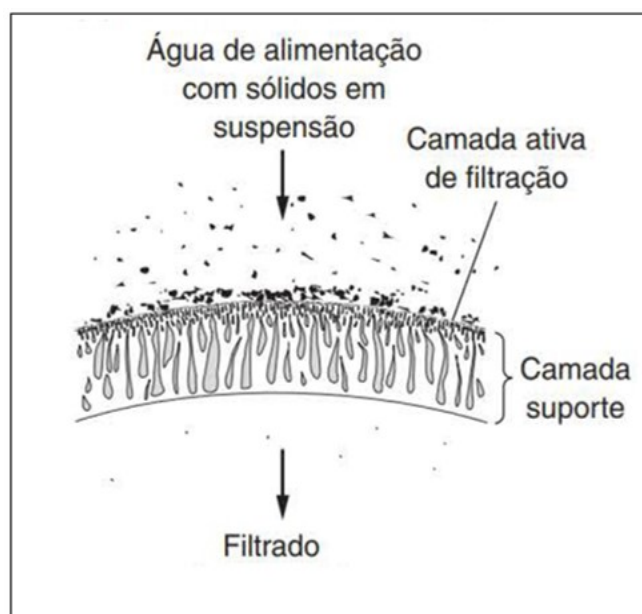
A **Filtração em membrana** (Figura 16) consiste na passagem de um líquido através de um material poroso, de forma a excluir as partículas na faixa de 0,05 a 2,00 μm . Os processos de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) estão sendo cada vez mais utilizados para o tratamento de águas e efluentes. As membranas de MF e UF também são processos de filtração de superfície, mas são diferenciadas em função de sua capacidade de retenção de contaminantes: na microfiltração, o diâmetro dos poros varia de 0,05 a 2,0 μm ; o diâmetro da ultrafiltração é capaz de reter moléculas orgânicas com massa molecular elevada, como alguns polímeros de massa molecular superior a 25.000 g/mol. Tanto a MF quanto a ultrafiltração podem ser utilizadas após o processo biológico de tratamento para a remoção do material particulado e de bactérias. A água produzida por esses processos (MF e UF) pode ser reutilizada após a desinfecção.

FIGURA 15 - Filtração em superfície



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

FIGURA 16 - Filtração por membrana



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Os filtros de profundidade com meio granular constituem um processo unitário capaz de remover diversos materiais em suspensão e dissolvidos, de efluentes secundários, quando aplicado conjuntamente à precipitação química. Como, por exemplo,

em sólidos em suspensão, sólidos coloidais, Carbono Orgânico Total, fósforo, bem como Cistos de protozoários e oocistos (Metcalf; Eddy, 2016).

A Tabela 1 apresenta valores típicos de Turbidez e de sólidos suspensos totais para o efluente de filtração em profundidade, microfiltração e ultrafiltração.

TABELA 1 - Valores típicos da qualidade do efluente durante a operação de filtração

Valores típicos de filtração de Turbidez e sólidos suspensos totais para o efluente				
Tipo de Filtro	Unidade	Faixa de variação de valores no efl. final	Desvio Padrão	
Filtração em prof. após proc. de lodo ativado			Faixa	Típico
Turbidez	UNT	0,5 a 4,0	1,2 a 1,4	1,25
SST	mg/L	2 a 8	1,3 a 1,5	1,4
Filtração em prof. após proc. de lodo ativado RBN				
Turbidez	UNT	0,3 a 2,0	1,2 a 1,4	1,25
SST	mg/L	1 a 4	1,3 a 1,5	1,35
Microfiltração				
Turbidez	UNT	0,1 a 0,4	1,1 a 1,4	1,3
SST	mg/L	0 a 1,0	1,3 a 1,9	1,5
Ultrafiltração				
Turbidez	UNT	0,1 a 0,4	1,1 a 1,4	1,3
SST	mg/L	0 a 1,0	1,3 a 1,9	1,5

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

3.4.2 Material Filtrante

Os materiais filtrantes diferem em tamanho e distribuição de tamanho, em forma e variação de forma, em peso específico e composição química. Esses são elementos essenciais para o bom desempenho de um filtro. Os materiais que constituem efetivamente o material filtrante são a areia e carvão antracito (Richter, 2009). Os meios filtrantes são caracterizados por um conjunto de fatores (Libânio, 2010): tamanho e distribuição das partículas; esfericidade; porosidade; densidade; e dureza.

A característica proeminente dos meios filtrantes provavelmente relaciona-se ao tamanho e à distribuição dos grãos. É significativa a relevância do tamanho dos grãos no desempenho dos filtros, em termos de qualidade do efluente e quanto à duração das carreiras de filtração (Libânio, 2010).

A esfericidade ou coeficiente de esfericidade é definido como a relação entre a área superficial de uma esfera e a de um grão de volumes idênticos. Sua importância centra-se na determinação da perda de carga no meio filtrante e na estimativa da velocidade ascensional de lavagem. A porosidade consiste na razão entre o volume de

vazios e o volume dos grãos acondicionados a um tubo de valor conhecido.

A densidade dos grãos, apesar de não interferir na retenção de partículas, apresenta-se como característica fundamental na lavagem por fluxo ascensional do meio filtrante, utilizada nos filtros rápidos. A densidade do material filtrante contribui para a manutenção da separação das camadas dos meios filtrantes (sejam duplos ou triplos), exatamente para que a disposição dessas camadas se mantenha após sucessivas lavagens contínuas (Libânio, 2010). A dureza consiste na resistência dos grãos à fragmentação, sendo importante característica no que tange à vida útil do meio filtrante (Libânio, 2010). Algumas das principais características dos constituintes dos meios filtrantes comumente empregados estão apresentadas na Tabela 2 (Libânio, 2010).

TABELA 2 - Principais Características dos constituintes do meio filtrante

Principais características do meio filtrante				
Caract. Meio filtrante	Areia	Antracito	Carvão ativado Granular	Granada
Densidade (g/cm ³)	2,65	1,45 a 1,73	1,3 a 1,5	3,6 a 4,2
Porosidade (%)	42 a 47	56 a 60	50,00	45 a 55
Esfericidade (ψ)	0,7 a 0,8	0,46 a 0,60	0,75	0,60

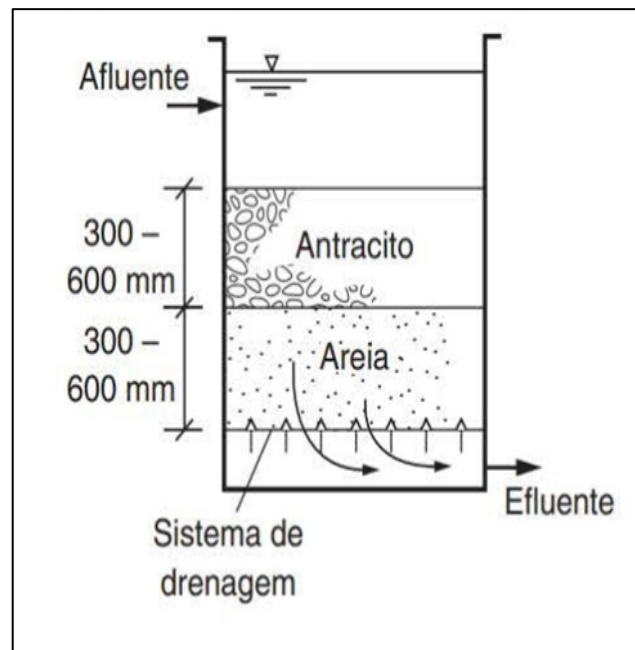
Fonte: Libânio (2010).

Os filtros de camadas duplas (areia e antracito) são os mais empregados nos processos de tratamento de água no Brasil, contudo são também utilizados em tratamento de efluentes. Por possuir densidade superior à do antracito, a areia permanece na camada inferior, abaixo do antracito, mantendo-se essa uniformidade após o processo de lavagem dos filtros.

A filtração rápida por gravidade com fluxo descendente (filtro de profundidade) precedida de floculação e decantação é, sem dúvida, a mais usada nas estações de tratamento de água do Brasil (Libano, 2010). A Figura 17 representa um esquema de um filtro de profundidade.

A filtração em profundidade, com meio filtrante em material não compressível ou granular, é uma das operações unitárias mais antigas no tratamento de água e é comumente utilizada na filtração de efluentes finais de sistemas de tratamento de esgotos domésticos ou industriais, especificamente quando são esperadas baixas concentrações de nutrientes ou quando os efluentes destinam-se à prática do reuso (Metcalf; Eddy, 2016)

FIGURA 17 - Filtro Convencional de dupla camada filtrante



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Os meios filtrantes utilizados em sistemas de filtração não apresentam características uniformes e, portanto, algumas grandezas são empregadas para definir suas características principais. Os parâmetros mais relevantes, que definem um material filtrante, são seu diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade. O diâmetro efetivo é aquele no qual 10% da massa do material filtrante apresenta dimensão inferior, sendo indicado por d_{10} . O coeficiente de uniformidade é uma relação entre o diâmetro d_{60} e d_{10} , representa uma média de dispersão de curva granulométrica do material (Ferreira Filho, 2017). A NBR 12.216 da ABNT define as especificações referentes ao tamanho efetivo e coeficiente de uniformidade da areia e do antracito a serem utilizados em filtros de dupla camada, conforme apresenta a Tabela 3.

Mazari e Abdessemed (2020) demonstraram em estudo que a aplicação de uma etapa de coagulação antes da filtração por membrana de ultrafiltração pode melhorar notavelmente a qualidade do filtrado em termos de conteúdo de matéria orgânica no tratamento de superfície. Ainda segundo os pesquisadores, foi avaliada a viabilidade de reutilizar a lama de alumínio coletada na etapa de coagulação anterior como coagulante ou auxiliar de coagulação para o tratamento de águas residuais industriais contendo surfactantes aniônicos mistos.

TABELA 3 - Características granulometria recomendada pela NBR 12216

Especificações do material filtrante		
Material filtrante	Tamanho efetivo	Coefficiente de uniformidade
Areia (mm)	0,6	1,4 a 1,6
Antracito (mm)	1	1,7
Granulometria do pedregulho: 1,68 a 3,36 mm		

Fonte: Adaptado de NBR 12216 (1992)

A adição de lodo de alumínio como coagulante (1.200 mg/L) nas águas residuais industriais resultou em eficiências de remoção de Turbidez, DQO total e surfactantes aniônicos de 53,9%, 69,9% e 85,6%, respectivamente. As eficiências de SST, DQO e remoção de Turbidez também foram melhoradas quando tanto a lama de alumínio quanto o alumínio fresco foram usados conjuntamente.

Bender, Souza e Vidal (2019) descrevem em pesquisa que dentre as tecnologias de tratamento avançado propostas como alternativas para efluentes de indústria de papel e celulose destacam-se: coagulação/floculação/sedimentação; eletrocoagulação; flotação por ar dissolvido; processos oxidativos avançados; processos de adsorção em carvão ativado; e processos de separação por membranas. Os resultados encontrados por Bender, Souza e Vidal (2019), estão descritos na Tabela 4.

TABELA 4 - Resultados analisados em águas residuais brutas e após o processo de coagulação-floculação-sedimentação

Parâmetro	Amostra Efl. bruto	Amostra Efl. tratado	R ¹ (%)
Cor Verdadeira (uC)	707	77	89
Turbidez (uT)	7,4	2,8	62
DQO Solúvel (mg/ L)	141	119	16
Fenol (mg/ L)	7,8	3,1	60
1- R = Remoção			

Fonte: Adaptado de Bender, Souza e Vidal (2019).

Sauter *et al.* (2021) descrevem em seu artigo que inúmeros sistemas têm sido estudados para pós-tratamento – como biorreatores de leito fixo, biorreatores de leito móvel, *wetlands* construídos, soluções integradas com ozonização como etapa intermediária no processo de lodos ativados ou filtros de leito profundo. A última opção é mais comumente aplicada e utiliza materiais filtrantes não adsorventes, como areia. Um

objetivo comum de tratamento no tratamento avançado de águas residuais é uma remoção aprimorada de fósforo, normalmente realizada como uma etapa de coagulação/filtração. Se forem aplicados filtros de leito profundo retrolaváveis, a remoção aprimorada de fósforo pode ser integrada com esforços relativamente baixos, instalando-se uma estação de dosagem de coagulante no afluente do filtro. Em estudo, Sauter *et al.* (2021) demonstraram que o desempenho do filtro (de profundidade) contendo antracito e areia promoveu a redução de DQO em 15%. Ainda segundo o estudo, isso se justifica devido ao efluente ter sido previamente coagulado com cloreto férrico, ação que também possui capacidade de remover os fosfatos (Fósforo Total).

Agnesini, Marrengula e Paschoalato (2018), em pesquisa desenvolvida a partir de efluentes de ETE – cujo tratamento de esgoto sanitário é realizado por processo aeróbico de lodos ativados através de dois módulos do tipo Carrossel, após tratamento preliminar e decantador primário – apresentou os resultados dos ensaios em *jar-test*, simulando a tecnologia de filtração direta, tendo como material filtrante areia e usando o poliCloreto de Alumínio (PAC) como agente coagulante. Os resultados médios dos parâmetros foram Cor Aparente 40 uC, Turbidez remanescente 3,9 UNT, DBO_{5-20°C} 10 mg/L e sólidos suspensos totais 6,0 mg/L.

Estudos utilizando sistemas e tecnologia que melhorem a qualidade dos efluentes pós-tratamento biológicos (etapa secundária) tem sido, mais recentemente, motivos de pesquisas nas diversas instituições de ensino no Brasil e no mundo, em especial considerando a possibilidade de obter água para reuso. Paterniani *et al.* (2011) realizou testes com pré-filtração e filtração lenta para determinar a eficiência mais significativa de remoção dos parâmetros sólidos em suspensão, Cor, coliformes totais e *E. coli*. No filtro lento, tendo como meio filtrante a areia e mantas sintéticas, e carvão ativado e mantas sintéticas, as eficiências de remoção foram respectivamente: 27,2 e 34,2% para sólidos em suspensão; 26,01 e 39,3% para Turbidez; 33,7 e 44,01% para Cor Aparente; 57,5 e 74,6% para coliformes totais, e 70,7 e 72,6% para *E. coli*.

Li *et al.* (2017) demonstraram, em pesquisa realizada em uma estação de águas residuais municipais da China, com biorreator de membrana (MBR) utilizando efluentes de filtros aerados biológicos os seguintes achados: quando aplicados coagulantes inorgânicos de sulfato de alumínio (30 mg/L) e cloreto férrico (20 mg/L), promoveu-se a redução de fósforo total em 84,25% (quando aplicado o sulfato de alumínio) e 80,30% (quando aplicado o cloreto férrico). Ainda segundo Li *et al.* (2017), esta tecnologia tem sido usada para reutilização de águas residuárias.

Oliveira e Madeira (2015), em experimentos com tratamento do esgoto doméstico com coagulação/floculação/decantação/filtração, constataram que o tratamento se mostrou bastante eficaz na remoção dos poluentes, obtendo remoções de 95% para a Cor, 94% para Turbidez e 79% para DQO, sendo o tratamento com o sulfato férrico na concentração de 60 mg/L e pH 5 em condições experimentais de testes de jarros.

Segundo Metcalf e Eddy (2016), efluentes pós-tratamento secundário (biológico) em filtros por gravidade com dupla camada filtrante apresentam qualidade de efluentes típicos em média para Turbidez e SST de 1,25 UNT e 1,4 mg/L, respectivamente. Por outro lado, a filtração rápida areia (RSF) como tratamento terciário em ETAR também foi relatada como uma tecnologia de tratamento de águas residuais para redução de material particulado.

Cé *et al.* (2019), visando ao reuso de águas a partir de efluente tratado (reator anaeróbio de leito fluidizado seguido de filtro biológico ascendente), realizou ensaios de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, seguidos de desinfecção, tendo utilizado como agente coagulante o cloreto férrico hexahidratado, em concentração da solução padrão de 10 g/L, variando as dosagens entre 5 e 100 mg/L. Os resultados encontrados, considerando-se a velocidade de sedimentação avaliada de 1,5 cm min⁻¹, alcançaram valores de Turbidez remanescente entre 0,78 e 0,94 UNT, com dosagens de coagulante entre 80 e 100 mg/L. Os melhores resultados verificados apresentaram os seguintes valores remanescentes nas amostras: Turbidez (1,07 UNT), Cor Aparente (8 uC), DBO (33 mg/L), DQO (3,9 mg/L), Fósforo total (<0,01 mg/L) e SST (10 mg/L).

Silva (2022), por sua vez, utilizou amostras do efluente de ETE proveniente de suinocultura, composta por desarenador, biodigestor anaeróbio, lagoa aerada e decantador. A amostra foi coletada na lagoa aerada após biodigestor anaeróbio, tendo como agente coagulante o sulfato de alumínio recuperado de ETA. O estudo obteve resultados que demonstraram eficiência média de remoção de 50% para DQO, 42% para sólidos suspensos totais e 99% para fósforo total.

Os diversos estudos citados demonstram claramente a utilização dos agentes coagulantes inorgânicos nas etapas terciárias do tratamento de esgoto, principalmente com o objetivo de adequar o lançamento desses efluentes nos corpos hídricos receptores e tendo em vista a utilização dos efluentes como água de reuso para fins não potável.

3.5 Legislação sobre lançamentos de efluentes em corpos hídricos e reuso

A primeira foto da Terra vista do espaço foi tirada em 1969. O registro apresentou a beleza e a simplicidade do planeta, mas mostrou também que há uma única Terra, que é um ecossistema frágil e interdependente. Surgiu, principalmente a partir da década desse fato histórico, a necessidade e a responsabilidade de proteger o bem-estar e a saúde desse ecossistema, despertando assim a consciência coletiva do mundo (Nações Unidas - Brasil, 2020). Em 1972 a Organização das Nações Unidas (ONU) convocou a Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano, em Estocolmo (Suécia), momento em que foi criado um Manifesto Ambiental com 19 princípios.

A partir desse evento, novos conceitos e afirmações foram surgindo – em especial, o conceito de Desenvolvimento Sustentável (no ano de 1983), assim descrito pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento: “O desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que encontram as necessidades atuais sem comprometer a habilidade das futuras gerações de atender às suas próprias necessidades” (Instituto GESC, 2019).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente. Foi instituído pela Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, regulamentada pelo Decreto 99.274/90, cuja competência (dentre outras) é estabelecer, normas e critérios para o licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, a ser concedido pela União, pelos Estados, pelo Distrito Federal e Municípios.

A Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. É, portanto, a referência nacional sobre os padrões de lançamentos de efluentes em corpos hídricos e define também a qualidade a ser mantida no corpo hídrico. A maioria dos corpos d’água receptores do Brasil se enquadra na classe 2. Alguns parâmetros são apresentados na Tabela 5 como padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor.

Alguns estados brasileiros criaram suas próprias legislações referentes ao lançamento de efluentes, obrigatoriamente não menos restritivas que a legislação federal. O estado de Minas Gerais publicou recentemente a Resolução Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG n° 8, de 21 de novembro de 2022, a qual dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelecendo também as condições e padrões para o lançamento de efluentes.

TABELA 5 - Padrões de qualidade a serem mantidos no corpo hídrico receptor

Padrões de qualidades a serem mantidos no corpo hídrico receptor	
Parâmetros	Valores limite no corpo receptor classe 2
DBO ₅₋₂₀ (mg/L)	Máx. 5
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Mín. 5
Fósforo total (mg/L)	Máx. 0,10
Cor Verdadeira (mg/L)	Máx. 75
Turbidez (UNT)	Máx. 100

Fonte: Resolução CONAMA N°430 de 13/05/2011.

A Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011, dispõe, por sua vez, sobre os padrões de lançamentos de efluentes. Em sua Seção III, define as Condições e Padrões para Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários. Alguns dos parâmetros são apresentados na Tabela 6.

TABELA 6 - Condições e Padrões para Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários

Padrões de lançamentos de efluentes	
Parâmetros	Valores limite no corpo receptor classe 2
DBO ₅₋₂₀ (mg/L)	120 mg/L ¹
pH	Entre 5 - 9
Materiais sedimentáveis (mL/L)	1 em cone Imhoff
Materiais flutuantes	Ausentes

¹ Este limite poderá ser ultrapassado se a eficiência de remoção do tratamento for mínima de 60%

Fonte: Adaptado de Resolução CONAMA N°430 de 13/05/2011.

Considerando também a possibilidade de reuso do efluente pós tratamento biológico para fins não potável, a Deliberação Normativa COPAM CERH-MG n° 65, de 18 de junho de 2020, estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reuso direto de água não potável proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados, ficando determinado o seu uso na seguintes modalidades:

- (1) **Usos em atividades agrossilvipastoris:** fertirrigação de culturas não ingeridas cruas, incluindo culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores;
- (2) **Usos urbanos:** (a) no uso amplo é permitido lavagem de praças, pátios, ruas e avenidas, estacionamentos e outros usos similares em áreas de acesso amplo ao público, além de lavagem de veículos comuns e uso predial comercial ou

industrial (restrito a descargas sanitárias); (b) no uso limitado é permitido lavagem de veículos especiais (caminhões de coleta e transporte de resíduos sólidos domésticos, coleta seletiva, construção civil, mineração, trens e aviões), controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias de água pluvial e rede de esgoto;

- (3) **Usos para fins ambientais:** aplicação de água para reuso em projetos de recuperação florística ou de áreas degradadas, para fertirrigação superficial, localizada ou aspersão, desde que o acesso a essas áreas seja controlado;
- (4) Usos industriais: reuso de água em operações e processos industriais, uso na construção civil, mineração, processos de produção e demais atividades em suas expertises.

A Tabela 7 apresenta alguns parâmetros impostos aos lançamentos de efluentes nos corpos hídricos pela Resolução Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG n°

TABELA 7 - Parâmetros impostos aos lançamentos de efluentes nos corpos hídricos

Padrões de lançamentos de efluentes	
Parâmetros	Valores limite no corpo receptor classe 2
DBO ₅₋₂₀ (mg/L)	Máx. 60 mg/L ¹
DQO (mg/L)	Máx. 180 mg/L ²
pH	Entre 5 - 9
Materiais sedimentáveis (mL/L)	1 em cone Inmhoff
Materiais flutuantes	Ausentes
1. I- Trat. Com efic. De redução de DBO no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para sistemas de tratamentos de lixiviados de aterros sanitários.	
II- Trat. Com efic. De redução de DBO no mínimo 85% e média anual igual ou superior a 90% para os demais sistemas.	
2. I- Se tratar de efluente industrial têxtil, o padrão será de 250 mg/L.	

Fonte: Adaptado de Resolução Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG n° 8 de 21/11/2022

Define-se ainda que as demais práticas e modalidades de reuso, não regulamentadas por esta Deliberação deverão ser objetos de manifestação do CERH-MG no âmbito de suas competências legais.

A Deliberação Normativa CERH-MG n° 65 é clara em não permitir que a água de reuso proveniente de tratamentos de efluentes seja utilizada para processamento e beneficiamento de alimentos. Para a Associação Brasileira de Normas Técnicas, em sua NBR 13969/1997, o grau de tratamento para uso múltiplo de esgoto tratado é definido, regra geral, pelo uso mais restritivo quanto à qualidade de esgoto tratado. Em termos

gerais, podem ser definidas as classificações e respectivos valores de parâmetros para esgotos conforme se o que se apresenta na Tabela 8.

TABELA 8 – Classificação e valores de parâmetros para usos múltiplos de esgoto tratado – NBR 13969/1997

Classe	Principais Usos	Parâmetros				
		Turbidez (mg/L)	Colif. Fecal (NMP/100mL)	SDT (mg/L)	pH	Cloro residual
1	Lavagem de carros e outros usos	< 5,0	< 200	< 200	6,0 e 8,0	0,5 a 1,5
2	Lavagem de pisos e calçadas	< 5,0	< 500	-	-	> 5,0
3	Descargas de vasos sanitários	<10	< 500	-	-	-
4	Usos em pastagens e pomares	-	< 5.000	-	-	-

Fonte: Associação Brasileira de Normas Técnicas -NBR 13969 (1997).

Ainda segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (conforme dispõe a NBR 16783, de 11/2019 – Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações), a utilização de fontes alternativas em edificações, se realizada em escala, pode trazer reduções significativas na demanda de água no nível municipal. Os benefícios não são somente pontuais, mas resultam também em ganhos extensivos aos sistemas de abastecimento de água, bem como de coleta e tratamento de esgotos, postergando ou evitando a exploração de novos mananciais e a degradação de corpos hídricos receptores de efluentes não tratados (ABNT, 2019). A Tabela 9 define os principais parâmetros e seus valores máximos, os quais devem ser observados.

TABELA 9 - Parâmetros e valores limites segundo a NBR 16783/2019

Parâmetros definidos na ABNT NBR 16783 2019	
Parâmetros	Valores máximos
DBO ₅₋₂₀ (mg/L)	20
Turbidez (UNT)	5
pH	Entre 6 e 9
E. Coli (NMP/100 mL)	≤ 200
Sólidos Dissolvidos totais (mg/L)	2.000

Fonte: ABNT (2019).

3.6 Testes de Jarros - Tratabilidade do Efluente

Os ensaios de testes de jarros é, provavelmente, o método mais utilizado e o mais

útil para avaliar o processo de coagulação e floculação, bem como seus efeitos nas fases subsequentes do tratamento: decantação e filtração. Diversas informações podem ser obtidas com o uso adequado do equipamento, entre elas: dosagem ótima de coagulante e outros reagentes; concentração; intensidade; e tempo de floculação (Richter, 2009). Em síntese, esse ensaio busca encontrar um par ordenado pH x Concentração do agente coagulante capaz de conferir os melhores resultados de remoção de Turbidez e Cor Aparente a amostra de água/efluente.

Os ensaios de reatores estáticos, conhecidos também por ensaios de testes de jarros, apresentam confiabilidade quanto aos resultados obtidos com significativa redução de escala – quando adequadamente realizados (Libânio, 2010). A prática de utilização de amostragens para a representação de um todo tem sido largamente utilizada pelas áreas das ciências e das engenharias, tendo se mostrado eficiente, de modo que será aplicada no presente estudo, assim como é muito utilizada em estações de tratamento de água e de efluentes.

Este ensaio consiste basicamente em simular as etapas de: a) coagulação química, a partir de uma agitação rápida que proporciona um gradiente de velocidade ideal para promover a mistura do agente coagulante na massa líquida; b) floculação, etapa em que ocorre a redução gradativa do gradiente de velocidade em função de tempos pré-estabelecidos, promovendo a redução da distância entre as partículas floculentas e, conseqüentemente, a agregação destas; c) decantação, em que o equipamento é desligado e permanece por um tempo em repouso, caracterizando a decantação da partícula floculada. Neste trabalho, a velocidade de sedimentação foi de aproximadamente $0,8 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, que corresponde a uma taxa de aplicação superficial na ordem de $12 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$, utilizados em decantadores convencionais e de pequenas vazões.

Um aparelho de teste de jarros (Figura 18) consiste essencialmente em uma armação em geral com seis agitadores, acionados por um motor elétrico no qual normalmente são colocados os béqueres ou cubas de 1 ou 2 L (Richter, 2009).

FIGURA 18 - Equipamento de *Jar-test*



Fonte: QUIMIS (2021)

O equipamento permite o ajuste de velocidade de seus agitadores, os quais possuem paletas normalmente retangulares e suas dimensões calculadas para garantir que os valores de rotação impostos nos agitadores tenham uma correlação confiável com os gradientes de velocidades resultante, garantindo confiabilidade nos ensaios realizados.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo: Estação de Tratamento de Esgoto Brejo Alegre – Araguari-MG

Todas as amostras utilizadas neste trabalho foram coletadas na Estação de Tratamento de Efluente Brejo Alegre, na cidade de Araguari-MG.

O município de Araguari possui 117.808 habitantes, com IDHM igual a 0,773 (IBGE, 2022). Segundo o SNIS (2023), o município possui índice de tratamento de esgoto de 93% e 100% do atendimento urbano de água. No setor econômico, destaca-se como maior produtora de tomate do estado de Minas Gerais, possuindo uma base sólida na agropecuária, com mais de 150 mil cabeças de gado (PMA, 2019). A Figura 19, apresenta uma vista geral do município de Araguari no estado de Minas Gerais.

FIGURA 19 - Vista geral do município de Araguari - Minas Gerais



Fonte: Google Maps (2023).

A Estação de Tratamento de Esgoto Brejo Alegre (ETE BA), possui um sistema de tratamento de efluentes composto pelos seguintes processos unitários: (1) tratamento preliminar; (2) reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB); (3) filtros percoladores; (4) decantadores secundários; e, (5) leito de secagem de lodo. A ETE BA, possui uma capacidade de tratamento para fim de plano de 366 L/s de esgoto. A Figura 20 representa

as bacias de contribuições da ETE BA (hachura verde).

FIGURA 20 - Representação das bacias hidrográficas que drenam para ETE Brejo Alegre



Fonte: SAE Araguari (2023).

4.1.1 Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar da ETE BA é composto pelas seguintes unidades: (a) uma grade grossa de limpeza manual; (b) duas grades finas mecanizadas; (c) uma peneira mecanizada; e (d) duas caixas de areia aerada. A medição das vazões é feita por sensores ultrassônicos com níveis garantidos por calha Parshall.

4.1.2 Reatores de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)

O Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) implantado na ETE BA é um reator de leito de lodo, que faz a separação física e a recirculação dentro da própria unidade. Apresenta câmaras de decantação e de digestão anaeróbia superpostas.

O esgoto, uniformemente distribuído no fundo da unidade, sobe com velocidade ascendente de 1,0 m/h, ficando os sólidos com grande concentração na parte inferior e uma mistura de lodo-líquido-gás nas camadas acima do leito. Em sua parte superior, localiza-se o decantador, que faz com que o lodo retorne à câmara de digestão, gerando uma mistura uniforme devido ao fluxo ascendente do esgoto.

A alimentação realizada por CDV possibilita distribuição e homogeneização, permitindo boas condições de contato entre o substrato e a biomassa.

4.1.3 Filtro Biológico Percolador de Alta Taxa

O filtro biológico que recebe os efluentes dos reatores da ETE BA é estruturado em um tanque preenchido com material de alta permeabilidade (pedra basalto), sobre o qual os esgotos são aplicados sob a forma de jatos uniformemente distribuídos, fazendo com que os esgotos percolem em direção aos drenos do fundo, em uma taxa de aplicação com vazão média de 15 a 18 m³/m².dia.

Esta percolação permite o crescimento bacteriano (bactérias aeróbias) na superfície do material de enchimento na forma de uma película fixa denominada biofilme, sendo necessária a manutenção da ventilação natural entre os interstícios das pedras, mantendo o oxigênio para respiração dos microrganismos.

O esgoto passa sobre o biofilme, promovendo o contato entre os microrganismos e o material orgânico, ficando este retido tempo suficiente para sua estabilização, que tem variação em função do teor de matéria orgânica do afluente.

4.1.4 Decantador Secundário

O tanque de decantação possui uma geometria cilíndrica, com fundo cônico, uma

canaleta periférica de coleta e uma coluna central rodeada por um poço central de coleta, também conhecido como clarificador, o qual, além de remover lodo, libera o efluente isento de lodos (efluente clarificado).

O efluente é conduzido para o interior do tanque por uma tubulação de entrada embutida na coluna central. Nessa coluna existem janelas na extremidade superior para que o efluente tenha acesso à bacia do tanque. Ainda na região das janelas da coluna central está o *baffle* (cilindro tranquilizador), que isola a agitação de chegada na área onde o efluente deverá ter pouca movimentação.

O lodo mais pesado sedimenta, indo para o fundo da bacia, onde é conduzido para o poço central de remoção, que possui uma tubulação de descarte. O lodo mais leve flota, vai para a superfície do efluente, onde é retido por um sistema de cortina contínua e conduzido à caixas coletoras posicionadas na periferia interna do tanque, que possuem uma tubulação de descarte.

O efluente clarificado é conduzido a uma calha contínua periférica externa ao tanque, sendo controlado por um sistema de vertedores triangulares para posterior desinfecção e lançamento no corpo hídrico receptor.

4.1.5 Leito de Secagem

O leito de secagem de lodo recebe o lodo produzido no UASB, sendo periodicamente retirado dos reatores e encaminhado ao leito de secagem. Após um período de aproximadamente dois meses, o lodo é removido e encaminhado ao aterro sanitário, recebendo devida destinação.

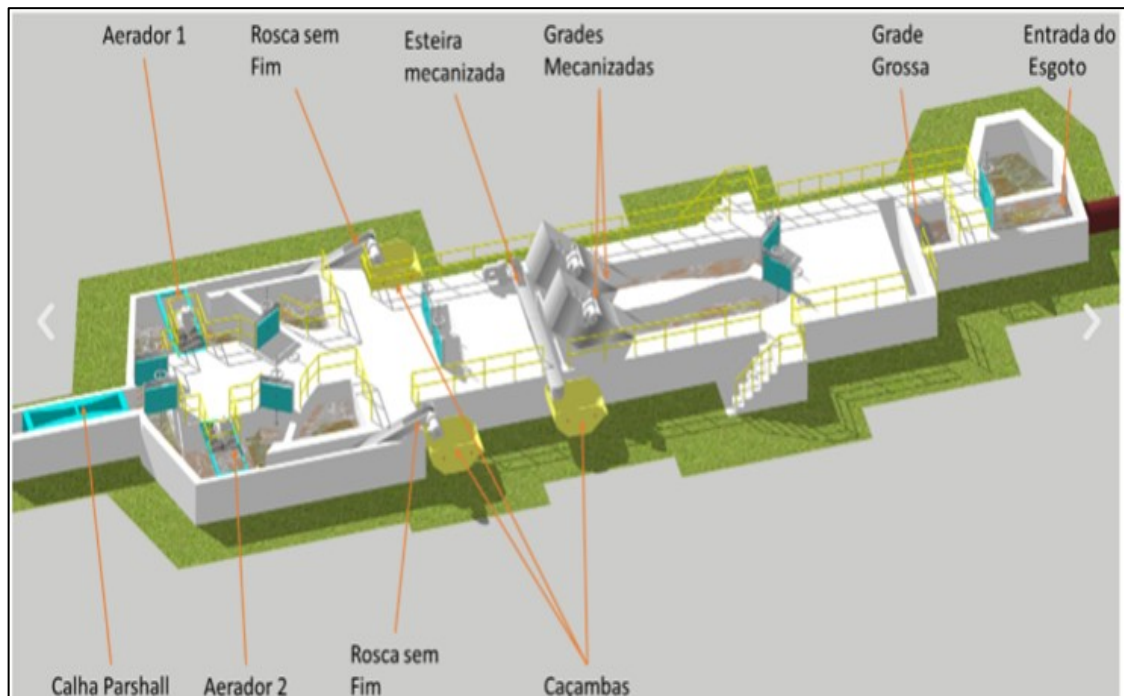
A Figura 21 mostra uma vista parcial da ETE B A durante o seu período de construção e nas Figuras 22 e 23 os fluxogramas da etapa preliminar e das demais etapas são apresentados.

FIGURA 21 - Vista parcial da ETE Brejo Alegre: reatores UASB, filtros percoladores e decantadores secundários (fase final da construção)



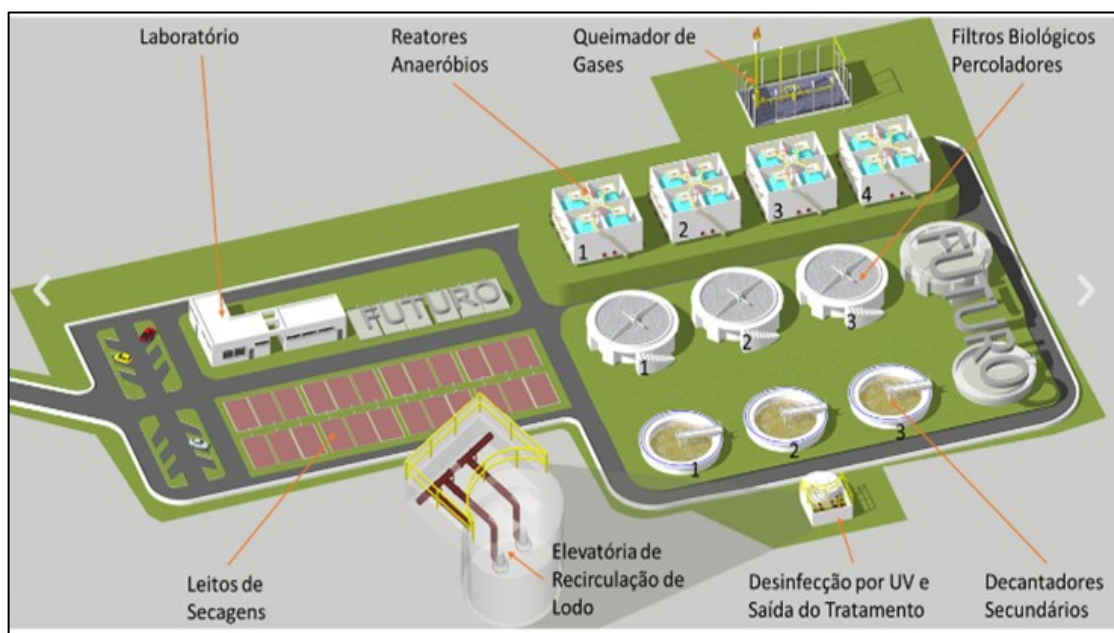
Fonte: SAE Araguari (2023)

FIGURA 22 - Vista geral do tratamento preliminar da ETE Brejo Alegre, Araguari-MG



Fonte: SAE Araguari (2023)

FIGURA 23 - Vista geral da ETE Brejo Alegre, Araguari-MG



Fonte: SAE Araguari (2023)

4.2 Ensaios de Coagulação/Floculação

4.2.1 Agente Coagulante – Cloreto de Polialumínio (PAC)

O Cloreto de Polialumínio ou Hidróxicloreto de Alumínio, também conhecido como PAC, tem se mostrado em alguns estudos (e por experiências de aplicação em plantas de tratamento) como um coagulante superior ao Sulfato de Alumínio (Pavanelli, 2001). Em estudo para eliminação das substâncias coloidais (Pavanelli, 2001), a eficiência do PAC é, em média, 1,5 e 2,5 vezes superior em igualdade de dosagens em íon Al^3 à dos outros sais de alumínio utilizados.

Em sistemas de tratamento de água e águas residuárias, quando se utiliza o coagulante químico à base de alumínio, as espécies hidrolisadas poderão estar presentes especificamente para alguns valores de pH.

O Cloreto de Polialumínio possui átomos de cloro que são parcialmente substituídos por grupos básicos OH. Portanto, é um sal de alumínio polimerizado, de fórmula $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$, na qual a relação $m/3n \times 100$ representa a basicidade do produto. Em função desta basicidade, durante a hidrólise, o PAC libera – em igualdade de dosagem de íons metálicos – uma quantidade de ácido consideravelmente menor que

a de Cloreto de Alumínio, quando comparado aos coagulantes tradicionais como o sulfato de alumínio e o cloreto férrico; isso provoca na massa líquida uma menor variação do pH e, por consequência, um menor consumo de neutralizante (Pavanelli, 2001).

Por ser um coagulante prepolimerizado e sua estrutura molecular ser caracteristicamente condensada com pontes de oxigênio entre os átomos de alumínio, o PAC apresenta vantagens em relação aos demais coagulantes inorgânicos não polimerizados na floculação, principalmente em razão da maior concentração de elementos ativos (Al_2O_3).

O Cloreto de Polialumínio já vem sendo utilizado em diversas estações de tratamento de água e, mais recentemente, em estações de tratamento efluentes no Brasil – inclusive nos sistemas de tratamento de água e efluentes da cidade de Uberlândia-MG. Em virtude de sua significativa eficiência nos processos de tratamento de água nos quais se obtém resultados de eficiência de remoção de Turbidez na água decantada superior a 90%, utilizou-se neste estudo o PAC como o agente coagulante. Suas principais características físico-químicas, fornecidas pela empresa Vitta Química, estão descritas na Tabela 10.

TABELA 10 - Características e especificações do Cloreto de Polialumínio

Cloreto de Polialumínio - Fórmula química: $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$		
Propriedades físico-químicas	Especificação ¹	Análise do lote ²
Peso específico (t/m ³)	1,2 a 1,3	-
Densidade a 25 ° C (g/cm ³)	Mín. 1,250 - Máx. 1,320	1,320
Concentração Comum (g/L)	-	499
Al_2O_3 (% m/m)	Mín. 12	12,49
Basicidade livre (% m/m)	Mín. 25,00 - Máx. 40,00	14,29
pH a 1% a 25 ° C	2,50 a 5,50	4,8
Turbidez (UNT)	Máx. 50	1,43
Insolúveis (%)	Máx. 0,100	0,02
Líquido/aspecto/Cor	Líquido/viscoso/âmbar	Líquido/viscoso/âmbar
1-Especificações do fabricante do produto;		
2-Especificações do lote do produto		

Fonte: Vitta Química (2023).

4.2.2 Amostra dos efluentes para os ensaios tratabilidade

O efluente foi coletado em bombonas plásticas com capacidade de 10 L, sendo

coletados 40 L de efluente para cada conjunto de ensaios. A coleta foi realizada sempre aos sábados e em horários compreendidos entre 8:00 e 9:30. Os ensaios de tratabilidade ocorreram sempre no mesmo dia da coleta, no prazo máximo de duas horas após a coleta da amostra.

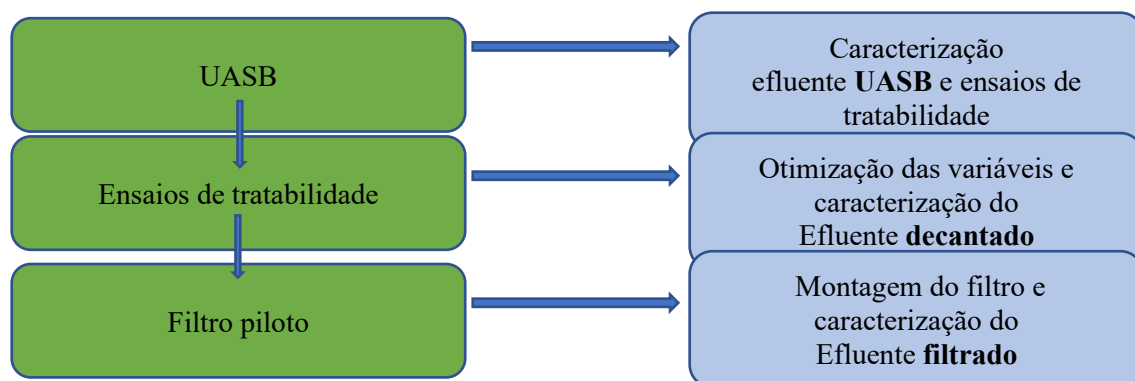
Os parâmetros de pH, Cor, Turbidez, SST, DBO, DQO e fósforo foram analisados nas seguintes amostras: (1) efluente tratado coletado na saída dos reatores UASB; (2) efluentes decantado pós-testes de jarros; e (3) efluente filtrado, coletado na saída do filtro piloto.

As coletas das amostras e os ensaios de jarros ocorreram nos meses de setembro e outubro de 2023, período ainda considerado seco na região (com baixa precipitação pluviométrica). As amostras de efluentes utilizadas neste estudo foram coletadas em um ponto da ETE Brejo Alegre e, em dois momentos, no laboratório do DMAE, conforme descrito a seguir:

1. **Primeiro ponto de amostragem – ETE Brejo Alegre:** saída dos reatores UASB no CDV localizado a jusante dos reatores (Figura 25). Foram realizados testes de jarros em todas as amostras coletadas;
2. **Segundo ponto de amostragem – Jarros ensaiados no laboratório do DMAE:** coleta após decantação, conforme Figura 26;
3. **Terceiro ponto de amostragem – Filtro piloto – laboratório do DMAE:** saída do efluente filtrado, conforme Figura 27.

Na primeira etapa (ensaios de tratabilidade), buscou-se definir a melhor condição de coagulação da amostra (combinação de uma dosagem ideal de coagulante e melhor pH de remoção), levando-se em conta a remoção de Cor Aparente, Turbidez e um consumo econômico do agente coagulante. A Figura 24 apresenta as etapas no desenvolvimento da pesquisa com relação ao tratamento dos dados analisados.

FIGURA 24 - Fluxograma dos ensaios de tratabilidade realizados a partir do efluente secundário da ETE Brejo Alegre



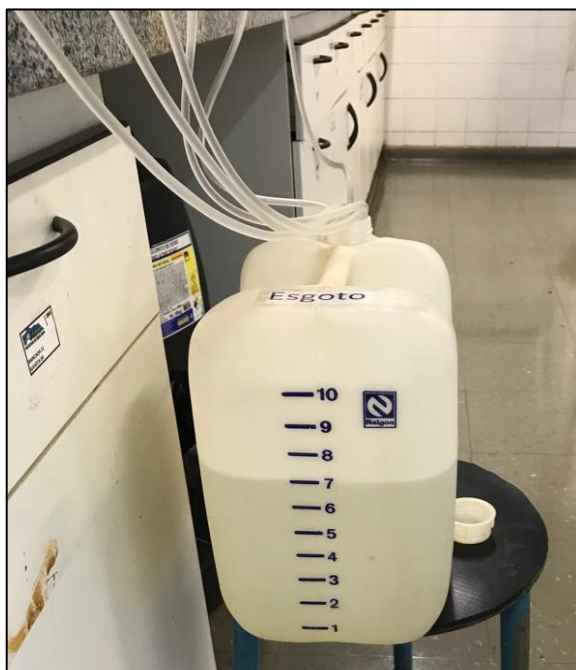
Fonte: Elaborado pelo Pesquisador (2023).

FIGURA 25 - Coleta do efluente tratado (UASB) no CDV - saída dos reatores UASB



Fonte: Produzida pelo Pesquisador, 2023.

FIGURA 26 - Coleta de efluente - Teste de jarros, pós decantação



Fonte: Produzida pelo Pesquisador, 2023.

A coleta de efluente, representada pela Figura 27, ocorreu após os testes de tratabilidade.

FIGURA 27 - Coleta do efluente: saída do efluente filtrado



Fonte: Produzida pelo Pesquisador, 2023.

4.2.3 Procedimentos para realização dos testes de jarros

A amostra de efluente tratado, saída dos reatores UASB, foram coletadas no CDV, localizado imediatamente após os reatores. A coleta foi realizada sempre entre 8:00 e 9:30, tendo sido coletados 40 L do efluente tratado (localizado na saída dos reatores anaeróbios).

Os ensaios de tratabilidade (coagulação/floculação/sedimentação) foram realizados em equipamento de reatores estáticos do tipo *jar-test*, composto por seis jarros de acrílico com capacidade volumétrica máxima de 2,5 L cada, da marca *Quimis*, modelo Q305FT6, microprocessado com seis jarros. Os ensaios em *jar-test* permitem simular as condições operacionais por meio de variações de dosagens, gradientes de velocidade, tempos de mistura e tempo de sedimentação. A Figura 30 demonstra a sequência e as condições operacionais em foram realizados os ensaios de jarros.

Em cada bateria de ensaios foram adicionados 2,3 L de amostra do efluente tratado coletado no CDV. A realização dos testes de jarros teve propósitos específicos, que são apresentados nas etapas abaixo.

(1) Determinação da dosagem do coagulante capaz de provocar a desestabilização das partículas coloidais da amostra, variando de 70 a 240 mg/L a concentração do agente coagulante. Nessa etapa, manteve-se o pH original da amostra. Verificou-se, então, os valores que apresentaram melhores reduções de Cor e Turbidez, sendo verificada a dosagem de 110 mg/L.

(2) A partir do resultado da Etapa 1, a concentração do PAC que apresentou maior remoção de Cor e Turbidez foi mantida e foram alterados os valores de pH de 5,5 a 8,0, utilizando-se o HCl 6 mol/L e 1 mol/L para reduzir o pH e NaOH 5 mol/L e 1 mol/L para aumentar o pH; verificou-se, então, o par ordenado pH e concentração de PAC que mostrou maior eficiência na remoção de Cor e Turbidez, nessa etapa, sendo o melhor valor do pH de 6,68;

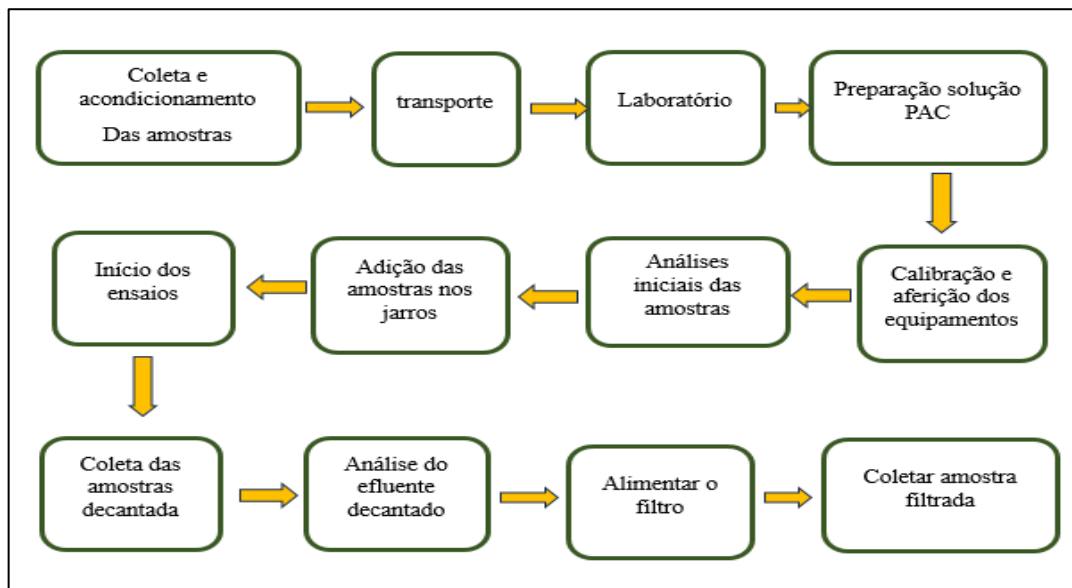
(3) O pH que melhor apresentou resultado na Etapa 2 foi mantido e variou novamente o valor do coagulante definido na Etapa 1, buscando-se “reduzir” a concentração do PAC;

(4) O par ordenado que apresentou resultados mais satisfatórios de redução de Cor e Turbidez, foi definido como melhor par ordenado “pH x concentração”, sendo utilizado para as repetições de testes de jarros, agora seguidos de filtração.

(5) Foram realizadas novas coletas na ETE Brejo Alegre e três novos ensaios de tratabilidade foram repetidos em um intervalo de uma semana entre cada um – agora com os valores de pH e a concentração de PAC que se mostraram melhores em termos de consumo de reagente, bem como redução de Cor e Turbidez das amostras, no sentido de verificar a repetibilidade dos ensaios de jarros e promover a filtração das amostras.

Os processos para realização dos ensaios de tratabilidade a partir do teste de jarros seguiram as etapas apresentadas na Figura 28.

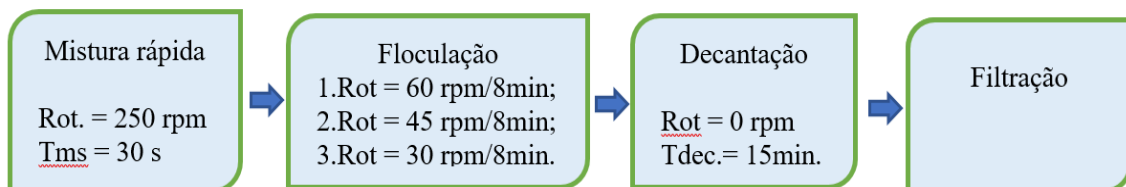
FIGURA 28 - Etapas do teste de jarros



Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

Os parâmetros utilizados nos testes de jarros são demonstrados no fluxograma (Figura 29).

FIGURA 29 - Sequência e parâmetros aplicados aos ensaios de jarros



Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

As amostras coletadas em quatro etapas (efluente bruto, efluente tratado saída UASB, efluente decantado e efluente filtrado) foram acondicionadas nos recipientes adequados, conforme a Figura 30, e encaminhadas para um laboratório.

FIGURA 30 - Amostras acondicionadas para análise

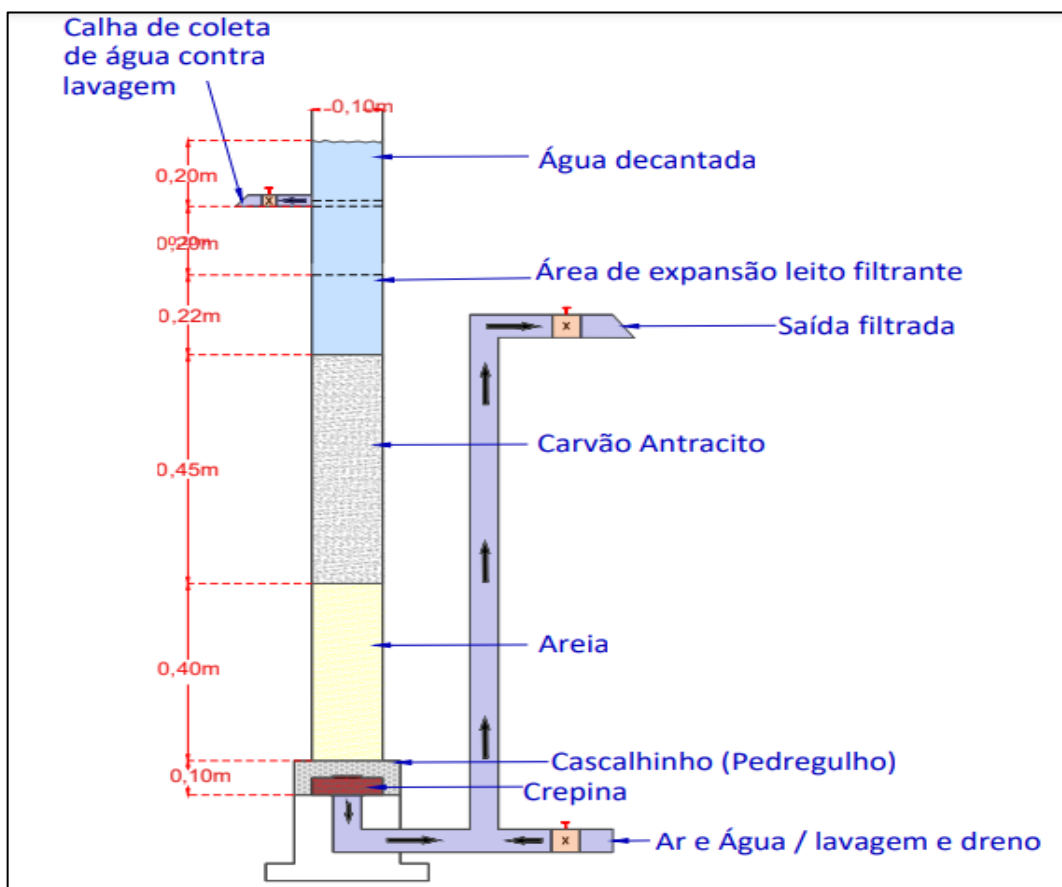


Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

4.3 Filtro Experimental (Piloto)

O filtro de piloto construído para utilização nos ensaios de filtração desde projeto (Figura 31) foi construído utilizando-se tubo de PVC com diâmetro de 100 mm e tubulações externas também em PVC (25 mm de diâmetro), tendo como difusor de fundo (sistema de drenagem) uma crepina. A Tabela 11 apresenta as principais características do filtro e do material filtrante.

FIGURA 31 - Ilustração esquemática do filtro piloto



Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

TABELA 11 - Características do filtro piloto

Filtro (piloto) de profundidade – fluxo descendente dupla camada – areia e antracito	
Características do filtro	Unidades
Diâmetro do filtro (m)	0,10
Área de filtração (m ²)	0,00785
Tipo de difusor de fundo (dreno)	Crepina
Número de difusores	1
Diâmetro da tubulação de saída água filtrada (mm)	25
Diâmetro da tubulação de saída água lavagem (mm)	25
Taxa de filtração estimada – água limpa (m ³ /m ² . Dia)	255
Vazão de água estimada – filtro limpo (L/s)	0,023
Produção estimada de água filtrada – filtro limpo (m ³ /dia)	2
Velocidade de água de lavagem (cm/min)	0,75
Altura da camada de areia (m)	0,40
Altura da camada de antracito (m)	0,45

Fonte: Elaborada pelo Pesquisador, 2023.

A crepina (difusor de fundo) utilizada neste filtro é um equipamento patentado e bastante utilizado em diversos sistemas de filtração. É confeccionada em PVC, com fibra de vidro. A cauda é constituída de um tubo de PVC com furação calibrada para admissão

do ar utilizado no processo de lavagem do filtro (Figura 32). Possui ainda 18 anéis sobrepostos com ranhuras calibradas, suficientes para impedir a passagem da areia (camada imediatamente superior ao difusor).

FIGURA 32 - Difusor de fundo tipo crepina



Fonte: Produzida pelo Pesquisador, 2023.



Fonte: Hidro Solo⁵ (2019)

O material filtrante utilizado (pedregulho, areia e antracito) foi doado pela empresa executora da ETA Capim Branco. As especificações dos materiais e altura de suas camadas estão descritas na Tabela 12.

TABELA 12 - Especificações técnicas do material filtrante

Especificações do material filtrante		
Material filtrante	Tamanho efetivo	Coefficiente de uniformidade
Areia (mm)	0,6	1,4 a 1,6
Antracito (mm)	1	1,7
Granulometria do pedregulho: 1,68 a 3,36 mm		

Fonte: Petranova Saneamento e Construções – laudo técnico (2023)

Os ensaios experimentais realizados no filtro para verificação da velocidade ascensional, vazão de filtração e lavagem do material filtrante foram realizados utilizando água tratada fornecida pela companhia responsável pelo saneamento, o Departamento

⁵ HIDRO SOLO. **Crepinas Pluvitec® PRODUTO**, 2019. Disponível em: <https://hidrosolo.com.br/pt/produto/crepinas#group-3>. Acesso em 16 jun. 2023.

Municipal de Água e Esgoto (DMAE) de Uberlândia-MG. Essa água tratada utilizada nesses ensaios experimentais apresentava Turbidez de 1,90 UNT e Cor Aparente 8,0 uC, pH 7,8 e temperatura da água 24,3 °C. Ensaios de operação do filtro para levantamento da taxa de filtração e velocidade ascensional da água de lavagem também foram realizados e estão apresentados na Tabela 10.

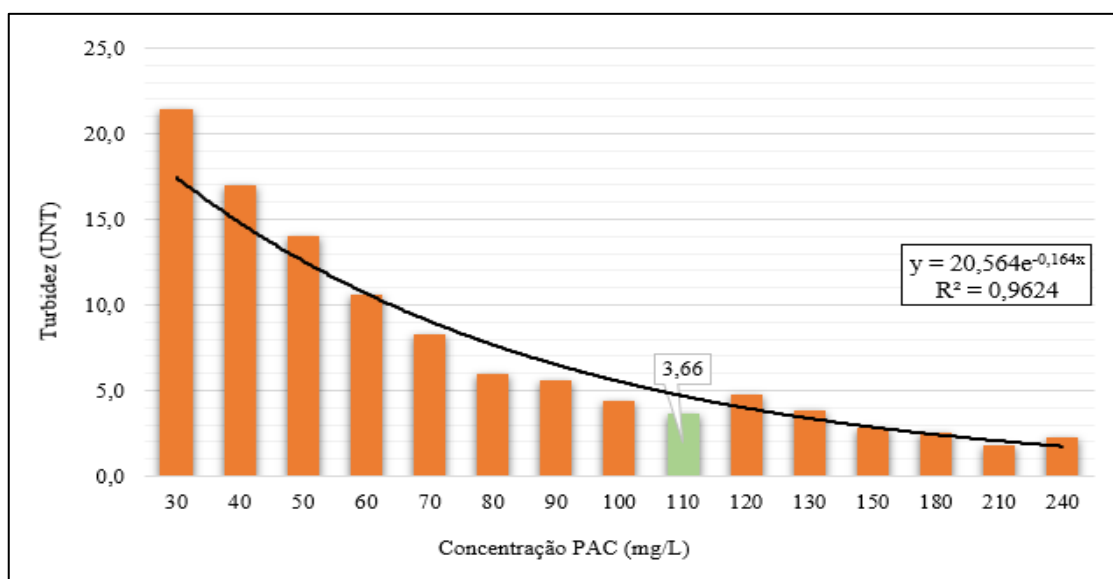
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A amostra do efluente de reator anaeróbio/UASB e sem adição do agente coagulante apresentou as seguintes características: Cor Aparente 175,0 uC, Turbidez 140,70 UNT e pH 7,17. Nesse caso, para lançamento direto no corpo hídrico, a Turbidez estaria em desacordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG n° 08/2022. Contudo, o sistema de tratamento da ETE BA possui outras etapas de tratamento (filtros percoladores de alta taxa e decantadores secundários), que asseguram os parâmetros de acordo com a legislação.

Os primeiros ensaios de tratabilidade buscou-se definir a melhor condição de coagulação da amostra. Então, foi testada uma combinação de dosagem do coagulante e valor do pH que proporcionasse os menores valores de Cor Aparente e Turbidez remanescente. Para tal, realizaram-se ensaios de teste de jarros com variação de dosagens do agente coagulante de 70 mg/L a 240 mg/L, sendo que o pH do efluente secundário utilizado nos ensaios apresentou média de 7,13 ($\pm 0,06$). Os resultados estão apresentados nas Figuras 33, 34 e 35, nas quais se evidencia o comportamento da Turbidez, Cor Aparente e pH, nas diversas dosagens aplicadas.

Observa-se na Figura 33 que a Turbidez reduziu de forma significativa com 30 mg/L do PAC, quando comparado com o valor inicial (140,7 UNT).

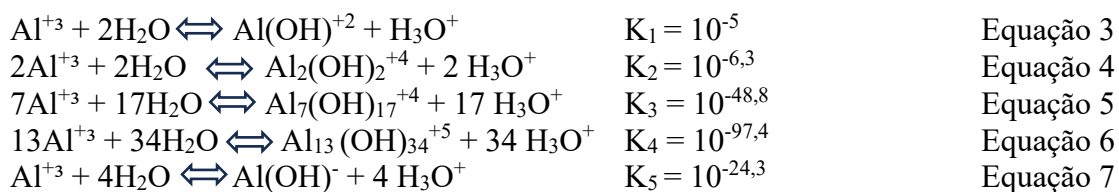
FIGURA 33 - Comportamento da Turbidez em relação a variação das dosagens do PAC



Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

É bastante expressiva a redução de Turbidez no intervalo de dosagem entre 30 e 110 mg/L, no qual houve uma redução de Turbidez na ordem de 17,81 UNT, ou seja 83,23 %. Assim, nesse intervalo, para cada 1 mg/L de PAC adicionado, reduziu-se a Turbidez em 0,22 UNT. No intervalo de 110 a 210 mg/L (210 mg/L apresentou a menor Turbidez verificada), a redução observada foi de 1,77 UNT, ou seja: nesse intervalo, para cada 1 mg/L de coagulante adicionado houve uma remoção de 0,018 UNT, ou seja, de 8,24 %.

Observa-se na Figura 34 que houve também redução da Cor Aparente de forma significativa com 30 mg/L de PAC, na comparação com o valor inicial (175,0 uC), sendo bastante expressiva a redução no intervalo de 30 a 110 mg/L e mais acentuada até 110 mg/L. Já para o pH, foi verificada uma variação máxima de 0,40 para a faixa de 30 a 110 mg/L (Figura 36). A baixa redução do pH é uma característica do PAC, que, quando hidrolisado, implica discreta redução do pH, uma vez que o PAC traz incorporado em sua estrutura uma base, que fornece ao PAC um teor de basicidade entre 20% e 60% (comercial). Isso, por sua vez, altera a formação das espécies hidrolisadas, favorecendo a formação de espécies com menor constante de equilíbrio, por consequência havendo liberação de uma menor quantidade de H_3O^+ no meio líquido (Ferreira Filho, 2017). Na hidrólise do PAC, a espécie Al^{+3} não é a predominante. As equações a seguir representam a especiação do alumínio na fase líquida e suas constantes de equilíbrio.

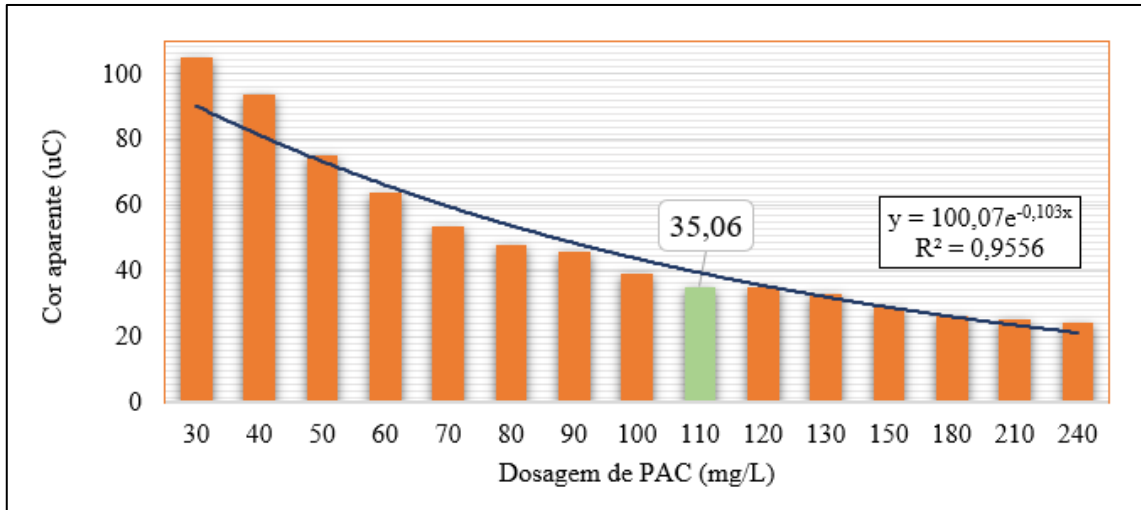


Nesse primeiro momento, foi definida como sendo uma dosagem satisfatória o valor de dosagem do PAC de 110 mg/L, uma vez que se observa uma tendência, a linearidade da curva.

Resultados similares foram obtidos por Agnesini, Marrengula e Paschoalato (2018) a partir da otimização da dosagem do PAC em efluente de ETE em sistema de tratamento por lodos ativados; na etapa de coagulação e após ensaios de jarros seguidos de filtração direta, os resultados foram: resultados de Cor Aparente de 20 uC, Turbidez remanescente de 0,9 UNT, com eficiência de remoção para Cor na ordem de 50% e para

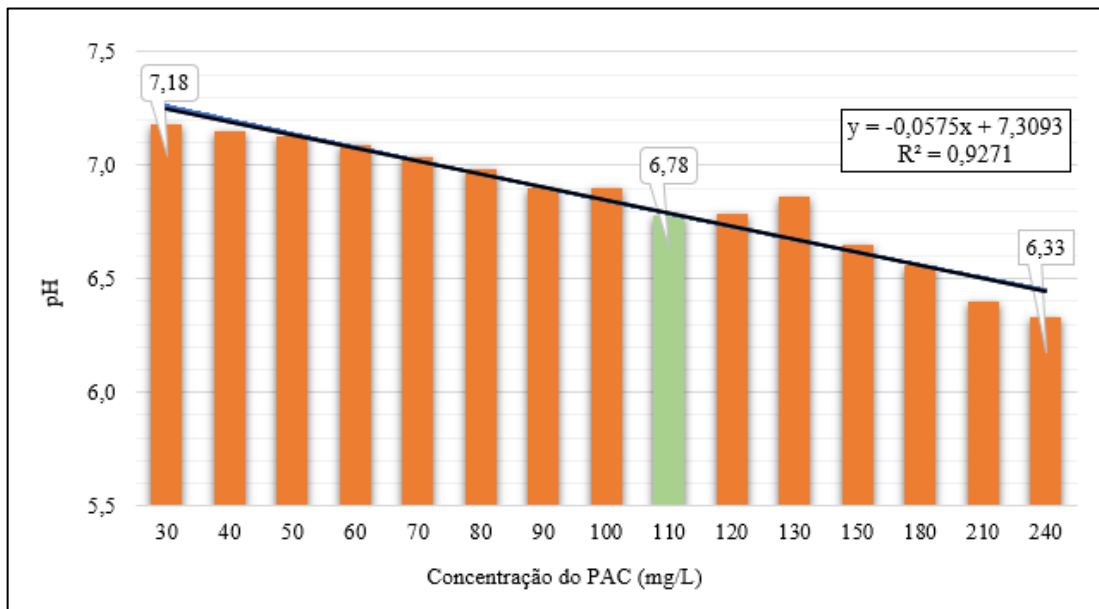
Turbidez 87,17%. Ainda, submetendo em seguida à cloração com 1 mg/L de cloro residual, os resultados foram Cor Aparente < 1 uC, Turbidez < 0,8 UNT, DBO de 5 mg/L e *E.Coli* < 2 NMP/100mL.

FIGURA 34 - Comportamento da Cor Aparente em relação a variação das dosagens do PAC



Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

FIGURA 35 - Comportamento do pH em relação a variação das dosagens do PAC



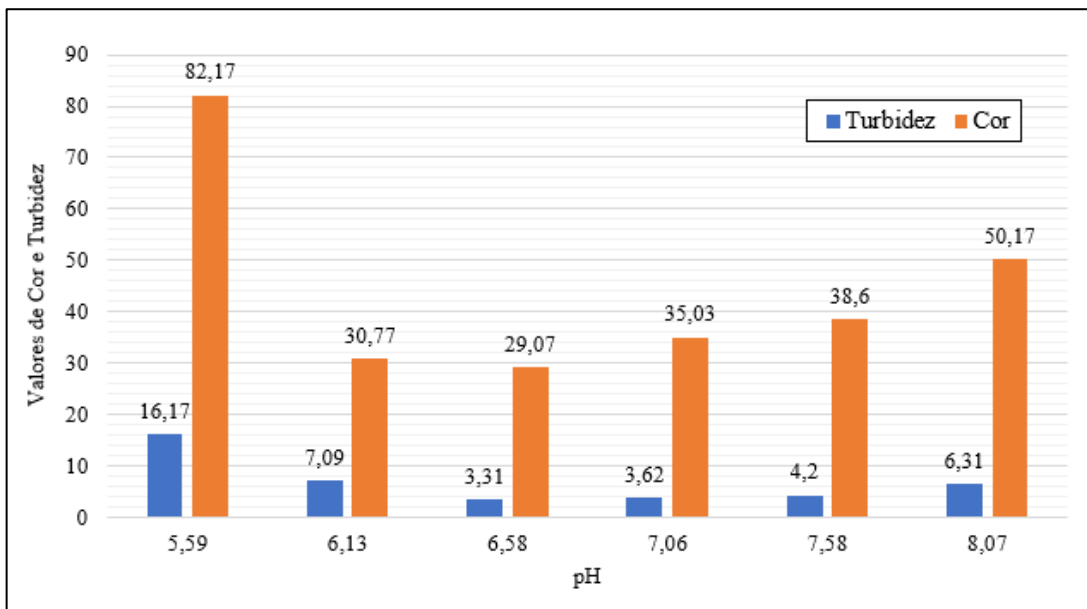
Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

Com o controle adequado de pH é possível operar com menores dosagens de coagulantes; contudo, como as características do esgoto podem variar de uma região para outra, os ensaios de tratabilidade (testes de bancada) são importantes para estabelecer dosagens químicas adequadas (Metcalf; Eddy, 2016). Na Figura 36 tem-se um provável valor de pH adequado para o efluente analisado com a dosagem do coagulante de 110 mg/L, estando provavelmente entre 6,58 e 6,70, pois apresentaram menores valores de Turbidez e Cor Aparente.

Na etapa seguinte, realizaram-se ensaios mantendo a concentração de 110 mg/L em todos os jarros, variando o pH de 5,5 a 8,0, conforme mostrado na Figura 36.

A amostra do efluente de reator anaeróbio/UASB e sem adição do agente coagulante, apresentou as seguintes características: Cor = 200,67 uC, Turbidez = 114,33 e pH = 7,10. Nesse caso, para lançamento no corpo hídrico, a Turbidez estaria em desacordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022, que define, para o lançamento de efluentes tratados em corpo hídrico classe 2, o valor máximo de 100 UNT.

FIGURA 36 - Resultados de Cor Aparente e Turbidez da amostra do efluente tratado pós UASB com dosagem do PAC fixada em 110 mg/L e variação do pH de 5,59 a 8,07



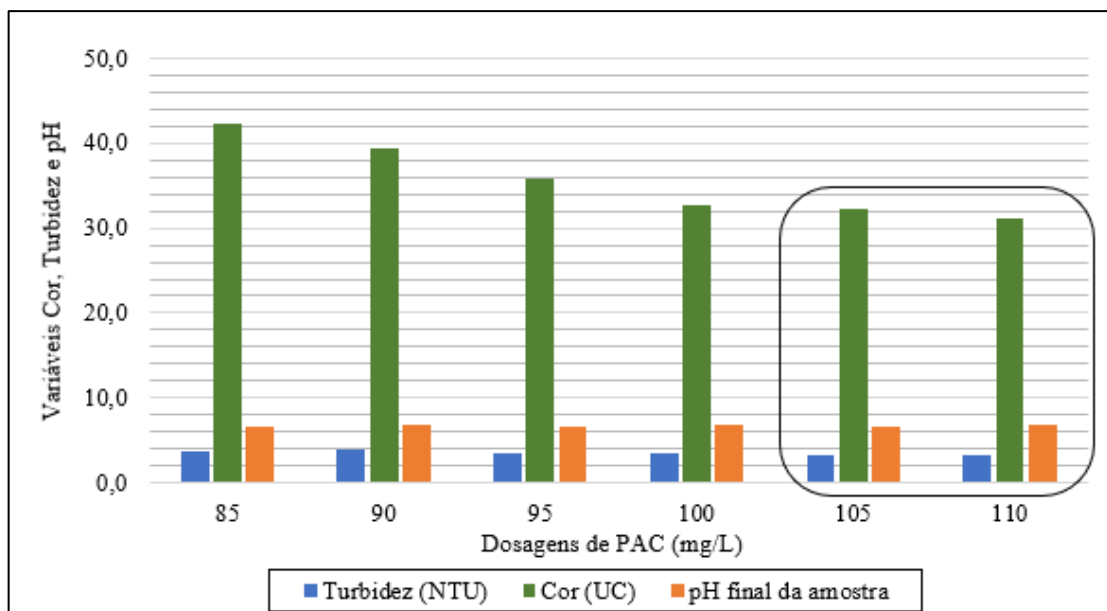
Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

Observa-se na Figura 37 que o efluente pós-tratamento biológico que recebeu coagulante com concentração de 110 mg/L em pH 6,58, apresentou valores de Turbidez remanescente de 3,31 UNT e Cor Aparente de 29,07 uC. A eficiência de remoção foi de

97,10% para Turbidez. O melhor resultado de redução para o parâmetro Cor Aparente também ocorreu nesta mesma faixa de dosagem, reduzindo em 85,51%, quando comparado com os valores do efluente coletado na saída dos reatores UASB.

No sentido de certificar-se da concentração do PAC encontrada na etapa anterior e com possibilidade de reduzir sua dosagem, manteve-se o pH entre 6,60 e 6,70, variando-se a concentração do PAC de 85 a 110 mg/L com intervalos de 5 em 5 mg/L. Nesse caso, a amostra do efluente pós-tratamento biológico foi a mesma do ensaio anterior. A Figura 37 representa os resultados obtidos nesta etapa.

FIGURA 37 - Resultados de Cor Aparente e Turbidez quando da variação da concentração do PAC entre 85 e 110 mg/L e manutenção do pH entre 6,60 e 6,70, aplicados ao efluente tratado saída do UASB

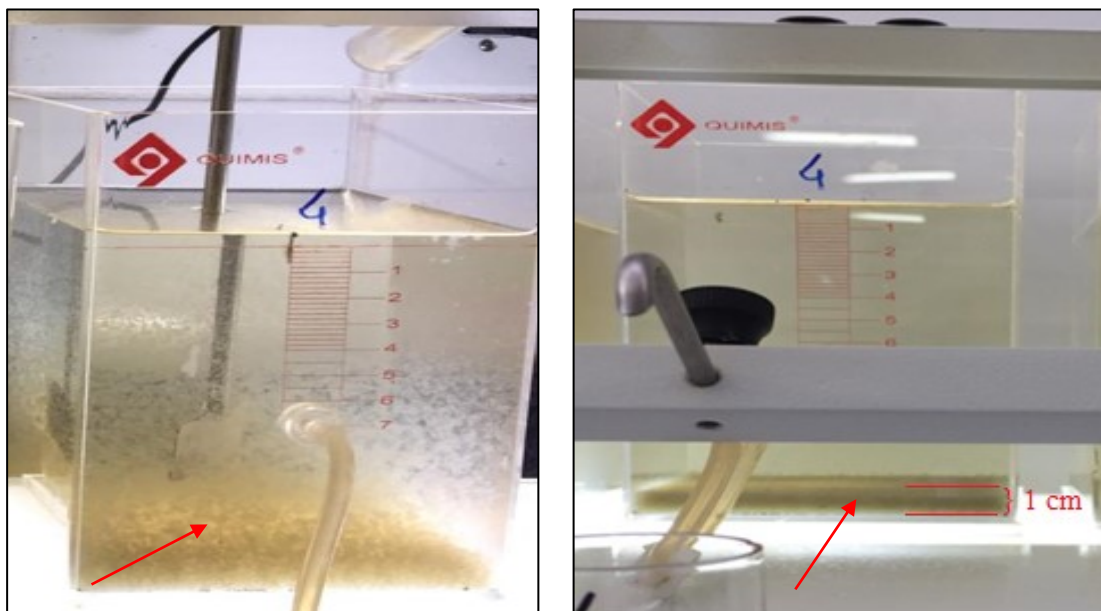


Fonte: Elaborado pelo Pesquisador, 2023.

De certa forma, houve uma confirmação dos valores encontrados anteriormente, com uma leve redução da concentração do PAC de 105 mg/L em pH 6,71. Com esses valores, obteve-se a melhor redução da Turbidez, sendo o valor encontrado, de 3,27 UNT, equivalente à remoção de 97,14 % em relação a Turbidez inicial. Já para o parâmetro Cor, a concentração de 110 mg/L do PAC em pH 6,80 foi a que apresentou melhor resultado de redução, atingindo um valor de 31,23 uC e demonstrando uma eficiência de 83,94 % de remoção da Cor Aparente na comparação com a Cor inicial. Isto ocorreu devido ao fato de as substâncias remanescentes da Cor ainda estarem sofrendo alteração com a variação do coagulante.

Cabe ressaltar que para todas as concentrações de PAC investigadas (85 mg/L a 110 mg/L), os valores de Turbidez ficaram abaixo de 4,0 UNT, demonstrando uma boa eficiência do PAC no processo de coagulação. Pode-se inferir que em virtude do teor de basicidade do PAC, variando comercialmente entre 20% e 60% e por promover uma menor redução do pH no efluente tratado na comparação com o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, o PAC se torna uma boa opção no processo de coagulação de efluentes. Observou-se a formação de flocos grandes, densos, produzindo uma camada de aproximadamente 1 cm de espessura no fundo dos jarros, após a sedimentação. A Figura 38 demonstra a evolução do processo de decantação.

FIGURA 38 - Imagens do processo de decantação



Fonte: Produzidas pelo Pesquisador, 2023.

Em virtude dos resultados obtidos nessa etapa, definiu-se com valores de referência para a etapa de filtração a concentração do PAC de 110 mg/L e o pH 6,70.

Nas etapas seguintes foram realizados novos ensaios, mantendo-se esses valores de pH e concentração de PAC, recolhendo o sobrenadante e realizando no efluente decantado o processo de filtração com um filtro de profundidade dupla camada (areia e antracito), de fluxo descendente, conforme Figuras 27 e 31.

Foram realizadas três baterias de ensaios e em cada bateria foram ensaiados 8 jarros, a fim de conseguir um maior volume de amostra para a etapa de filtração. Os

valores de pH e a dosagem do agente coagulante foram mantidos em todos os ensaios realizados.

Relacionando os resultados encontrados nas etapas de tratabilidade (coagulação/floculação/decantação) com a etapa filtração, nota-se uma redução significativa em todos os parâmetros analisados. A Tabela 13 apresenta os valores médios dos parâmetros analisados encontrados nas três repetições, a eficiência de remoção e os resultados do teste *t-student* para dados pareados, considerando o efluente pós decantação e pós filtração.

TABELA 13 - Média dos valores encontrados nas três repetições, percentual de remoção dos parâmetros analisados e resultado do teste *t-student* para dados pareados – Efluente decantado e efluente filtrado

Parâmetros	Efluente Decantado	Efluente Filtrado	Remoção (%)	t	p
Turbidez (UNT)	2,07 ± 0,13	0,78 ± 0,11	64,38	19,57	0,0025*
Cor Aparente (uC)	25,13 ± 1,45	14,17 ± 0,84	44,63	9,65	0,0105*
Sólidos suspensos totais (mg/L)	4,56 ± 0,29	0,96 ± 0,16	76,56	24,859	0,0016*
DBO (mg/L)	19,77 ± 3,90	10,95 ± 3,64	35,43	4,78	0,0409*
DQO (mg/L)	47,29 ± 10,78	32,28 ± 13,42	27,16	7,6	0,0168*
Fósforo total (mg/L)	0,113 ± 0,020	0,033 ± 0,010	66,38	25,66	0,0015*

t = valor calculado; p = p-valor; *= significativo a 5% de probabilidade de erro pelo teste de t-student

Fonte: Elaborada pelo Pesquisador, 2023.

A partir dos dados apresentados na Tabela 12, observa-se que para todos os parâmetros foram obtidas reduções percentuais significativas com p-valor < 0,05 para o teste de *t-student* para dados pareados, demonstrando que o tratamento químico assistido (experimental) seguido por filtração em filtros de profundidade com dupla camada filtrante (areia e antracito) foram efetivos. Os parâmetros Turbidez, Cor Aparente, SST, DBO, DQO e fósforo total apresentaram resultados de percentual de remoção 64,38%, 44,63%, 76,56%, 35,43%, 27,16 e 66,38 % respectivamente. Os valores encontrados neste trabalho são bastante coerentes em relação valores descritos na pesquisa de Cé *et al.* (2019), cujos valores foram: Turbidez 1,07 = UNT, Cor Aparente = 8 uC, DBO = 33 mg/L, DQO = 3,9 mg/L, Fósforo Total <0,01 mg/L e SST = 10 mg/L.

Comparando-se os valores médios dos parâmetros encontrados no efluente pós reatores/UASB com os valores médios dos parâmetros do efluente decantado, após os testes de tratabilidade fica evidente a eficiência demonstrada experimentalmente, conforme demonstrado na Tabela 14, inclusive sendo possível inferir que para

determinadas especificações de projetos de sistemas de tratamento de esgoto seria possível (considerando os parâmetros estudados) sua aplicação.

TABELA 14 - Média dos valores encontrados nas três repetições, percentual de remoção dos parâmetros analisados e resultado do desvio padrão para saída UASB e efluente decantado

Parâmetros	Saída UASB	Efluente Decantado	Remoção (%)
Turbidez (UNT)	77,09 ± 4,37	2,19 ± 0,13	97,16
Cor Aparente (uC)	152,55 ± 19,73	26,06 ± 1,45	82,92
Sólidos suspensos totais (mg/L)	44,67 ± 21,94	4,77 ± 0,29	89,32
DBO (mg/L)	66,36 ± 17,21	17,64 ± 3,90	73,42
DQO (mg/L)	194,42 ± 32,90	48,08 ± 10,78	75,27
Fósforo total (mg/L)	8,405 ± 0,90	0,012 ± 0,020	99,86

Fonte: Elaborada pelo Pesquisador, 2023.

Comparando os valores médios dos parâmetros encontrados no efluente secundário coletado na saída dos reatores UASB com os valores médios dos parâmetros do efluente filtrado após os testes de tratabilidade, fica ainda mais evidente a eficiência demonstrada experimentalmente com o uso do tratamento químico assistido, seguidos de filtração, conforme demonstrado na Tabela 15.

TABELA 15 - Média dos valores encontrados nas três repetições, percentual de remoção dos parâmetros analisados e resultado do teste *t-students* para dados pareados – saída UASB e efluente filtrado

Parâmetros	Saída UASB	Efluente Filtrado	Remoção (%)	t	p
Turbidez (UNT)	77,09 ± 4,37	0,78 ± 0,11	98,99	29,81	0,0011*
Cor Aparente (uC)	152,55 ± 19,37	14,17 ± 0,84	90,54	11,87	0,0070*
Sólidos suspensos totais (mg/L)	44,67 ± 21,94	0,96 ± 0,16	97,47	3,44	0,0075*
DBO (mg/L)	66,37 ± 17,21	10,95 ± 3,64	82,81	6,56	0,0224*
DQO (mg/L)	192,42 ± 32,90	32,28 ± 13,42	81,99	11,23	0,0078*
Fósforo total (mg/L)	8,41 ± 0,90	0,033 ± 0,010	99,52	15,98	0,0039*

t = valor de t calculado pelo teste; p = p-valor; *=significativo a 5% de probabilidade de erro pelo teste de t-student.

Fonte: Elaborada pelo Pesquisador, 2023.

A partir dos dados apresentados na Tabela 13, observa-se que para todos os parâmetros foram obtidas reduções percentuais significativas com p-valor < 0,05, teste de *t*-

student para dados pareados, demonstrando que existem diferenças significativas entre os resultados encontrados quando utilizado o TQA (coagulação/floculação/sedimentação) e o sistema de filtração, demonstrando ser possível a utilização desses dois processos como alternativas ao tratamento terciário de efluentes. Com a aplicação do teste de tratabilidade (ensaios experimentais em laboratório) seguido de filtração (filtro piloto), os valores de eficiência de remoção dos parâmetros Turbidez, Cor Aparente, SST, DBO, DQO e fósforo total apresentaram os seguintes percentuais: 99,31 % e 92,62 %, 98,08 %, 88,34 %, 88,50 % e 99,66 %, respectivamente, demonstrando que os processos de coagulação, floculação, decantação e filtração, quando aplicados nos efluentes secundários pós reatores UASB, são promissores e se aproximam de resultados observados na literatura, como os que seguem.

Por exemplo, estudos realizados por Linhares (2017), utilizando efluente pós-tratamento biológico e aplicando a filtração com filtros lentos de areia, foram obtidas médias de 91 % para Turbidez, 83 % para SST, 85 % de DBO e 96 % para coliformes.

Oliveira e Madeira (2015), utilizando efluente pós-tratamento biológico seguido dos processos de coagulação, floculação decantação e filtração, obtiveram resultados semelhantes para os parâmetros de Turbidez, Cor Aparente e DQO, sendo 95 %, 94 % e 79 % respectivamente. Ademais, alguns trabalhos já publicados apresentaram resultados satisfatórios de SST e Turbidez quando aplicada filtração em profundidade como pós-tratamento de efluente anaeróbio. Utilizando-se do agente coagulante PAC, Rajala *et al.* (2003), por sua vez, trabalhando com diferentes filtros de areia (com taxas de filtração de 190 e 240 m³/m². dia) alcançaram remoções de 56% a 93% dos SST e 65% a 87% da Turbidez. Hamoda, Al-Ghusain e Al-Mutairi (2003) também avaliaram o desempenho do pós-tratamento das três principais ETEs do Kuwait através de filtração em areia seguida com cloração e relataram concentrações residuais de $3,9 \pm 2,1$ a $9,2 \pm 4,8$ mg/L de SST.

Marrengula *et al.* (2022), a seu turno, verificaram a viabilidade da produção de água de reuso não potável a partir do efluente de ETE, com uso da filtração direta, resultando remoções de 70 a 80% de *Escherichia coli* e 80 e 90% de sólidos suspensos, combinando PAC e 40 cm de leito de areia com partículas de tamanho uniforme de 0,93 mm.

Aisse, Bona e Jürgensen (2007), que também vale trazer aqui, reportaram remoção de 84 % dos SST e 83 % da Turbidez do esgoto bruto quando utilizaram filtros de areia como pós-tratamento de efluente de reator UASB.

Retornando aos resultados do presente estudo, a Tabela 16 apresenta os valores médios referentes a três repetições dos parâmetros analisados em todas as fases do estudo e apresenta também os valores de referência definidos pelas legislações COPAM n° 8/2022 e CONAMA n° 430/2011. É possível observar valores de desvio padrão mais elevados para Cor Aparente e DQO, provavelmente em virtude da presença de corantes e outras substâncias no esgoto, as quais são menos susceptíveis à desestabilização química por um agente coagulante metálico.

TABELA 16 – Valores médios encontrados em três repetições realizadas nos parâmetros analisados no efluente decantado e filtrado e os respectivos valores definidos nas legislações

Padrões para lançamento do efluente sanitário de Sistemas de tratamento de Esgoto Sanitário						
Parâmetros	Legislações		Valores médios estudo			Desvio Pa- drão
	CO- PAM ¹	CO- NAMA ²	Saída UASB	Pós- Decan- tação	Pós- filtração	Efl. Dec. e Efl. Filt.
Turbidez (UNT)	100	100	77,09 ± 4,37	2,19 ± 0,13	0,78 ± 0,11	1
Cor Aparente (uC)	-	-	152,55 ± 19,37	26,06 ± 1,45	14,17 ± 0,84	8,22
Sólidos suspensos totais (mg/L)	100	100	44,67 ± 21,94	4,82 ± 0,29	0,96 ± 0,16	2,61
DBO (mg/L)	60	60	66,37 ± 17,21	17,64 ± 3,90	10,95 ± 3,64	4,41
DQO (mg/L)	180	180	192,42 ± 32,90	48,07 ± 10,78	32,28 ± 13,42	9,23
Fósforo total (mg/L)	0,1	0,1	8,41 ± 0,90	0,115 ± 0,02	0,033 ± 0,010	0,05
pH da amostra	5 a 9	6 a 9	7,13 ± 0,06	6,59 ± 0,08	6,91 ± 0,11	0,23

1- Deliberação Normativa COPAM n° 8 de 22/11/2022 – MG

2- Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA n° 430 de 13/05/2011

Fonte: Elaborada pelo Pesquisador, 2023.

A Figura 39 representa graficamente os parâmetros analisados (Turbidez, Cor Aparente, DBO, DQO, SST) nos efluentes (bruto, pós-tratamento em reatores UASB, pós-ensaios de tratabilidade e filtrado), demonstrando a evolução desses parâmetros em cada momento.

FIGURA 39 - Valores dos parâmetros analisados nos efluentes: bruto, pós reatores UASB, pós ensaios de tratabilidade e fluente filtrado (...continua...)

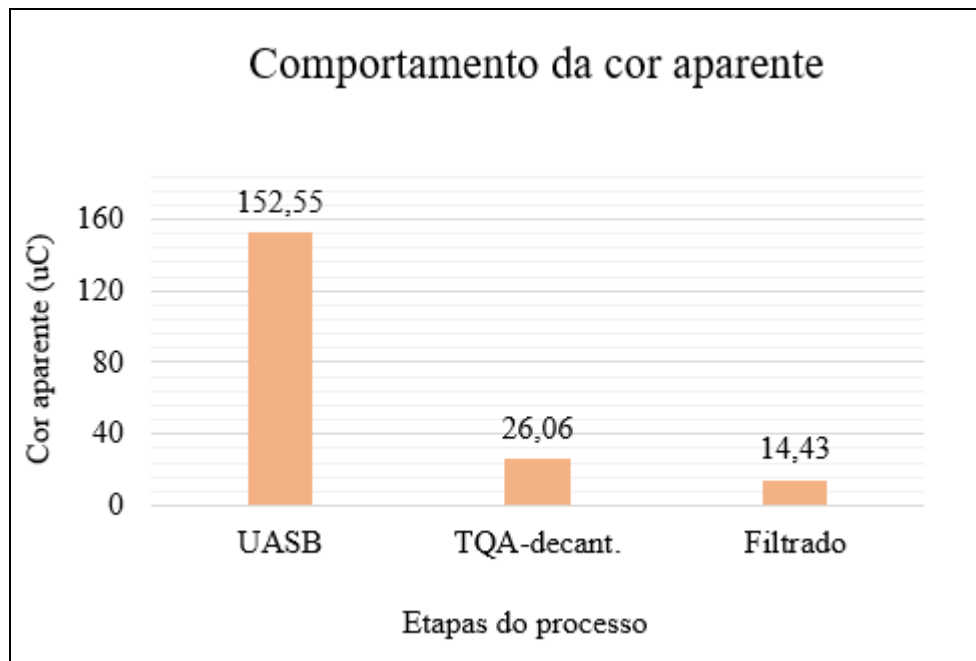
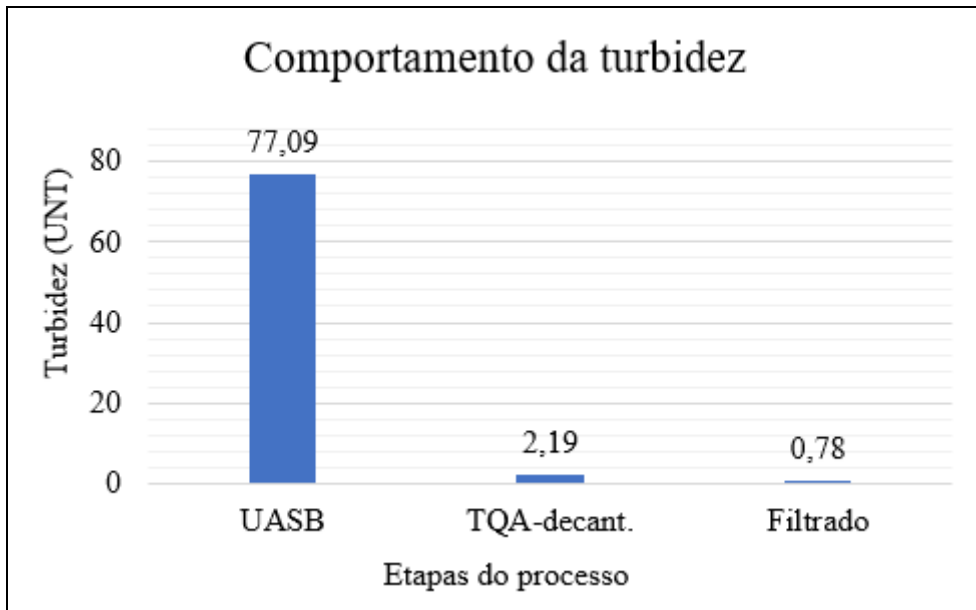


FIGURA 39, Cont.

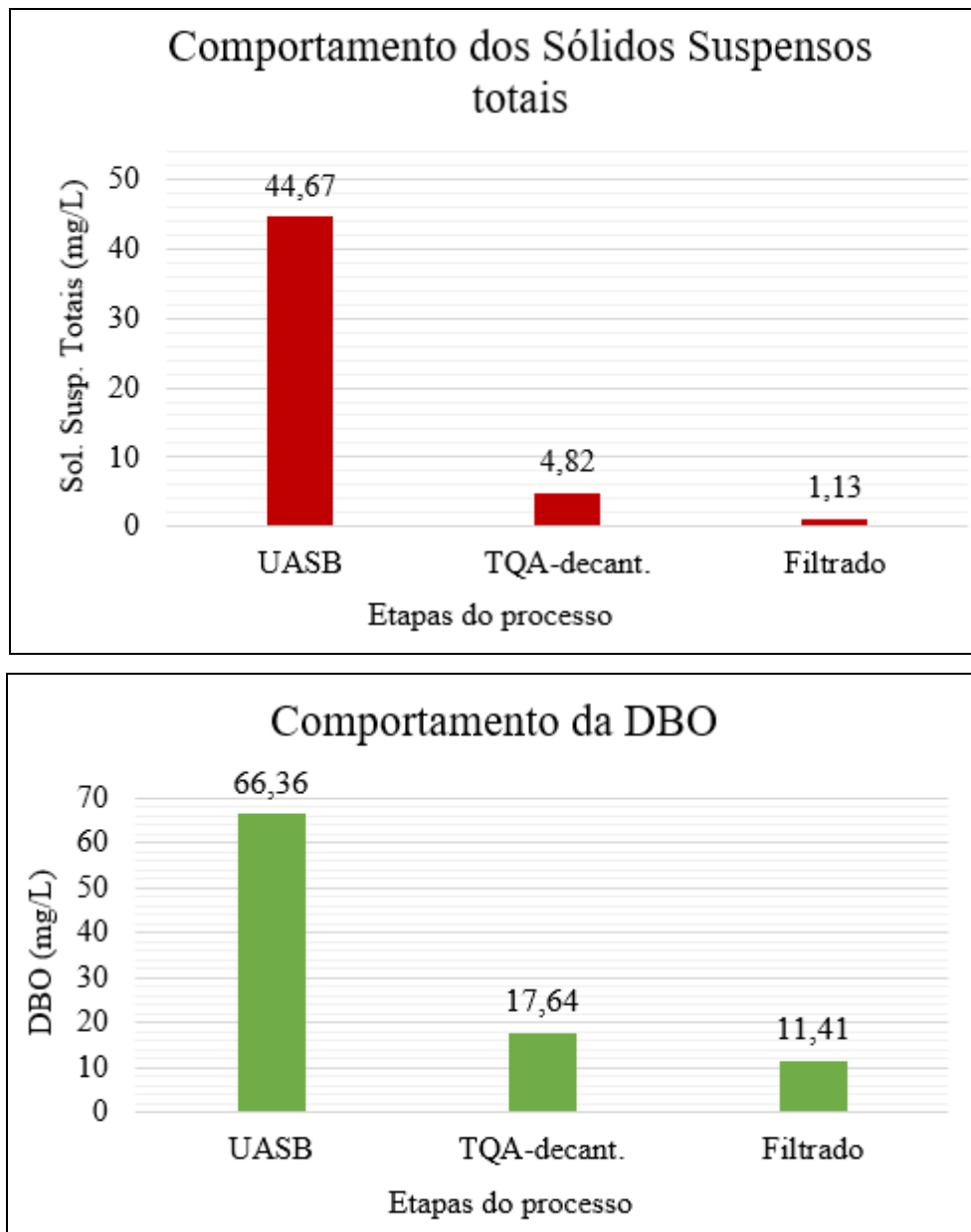
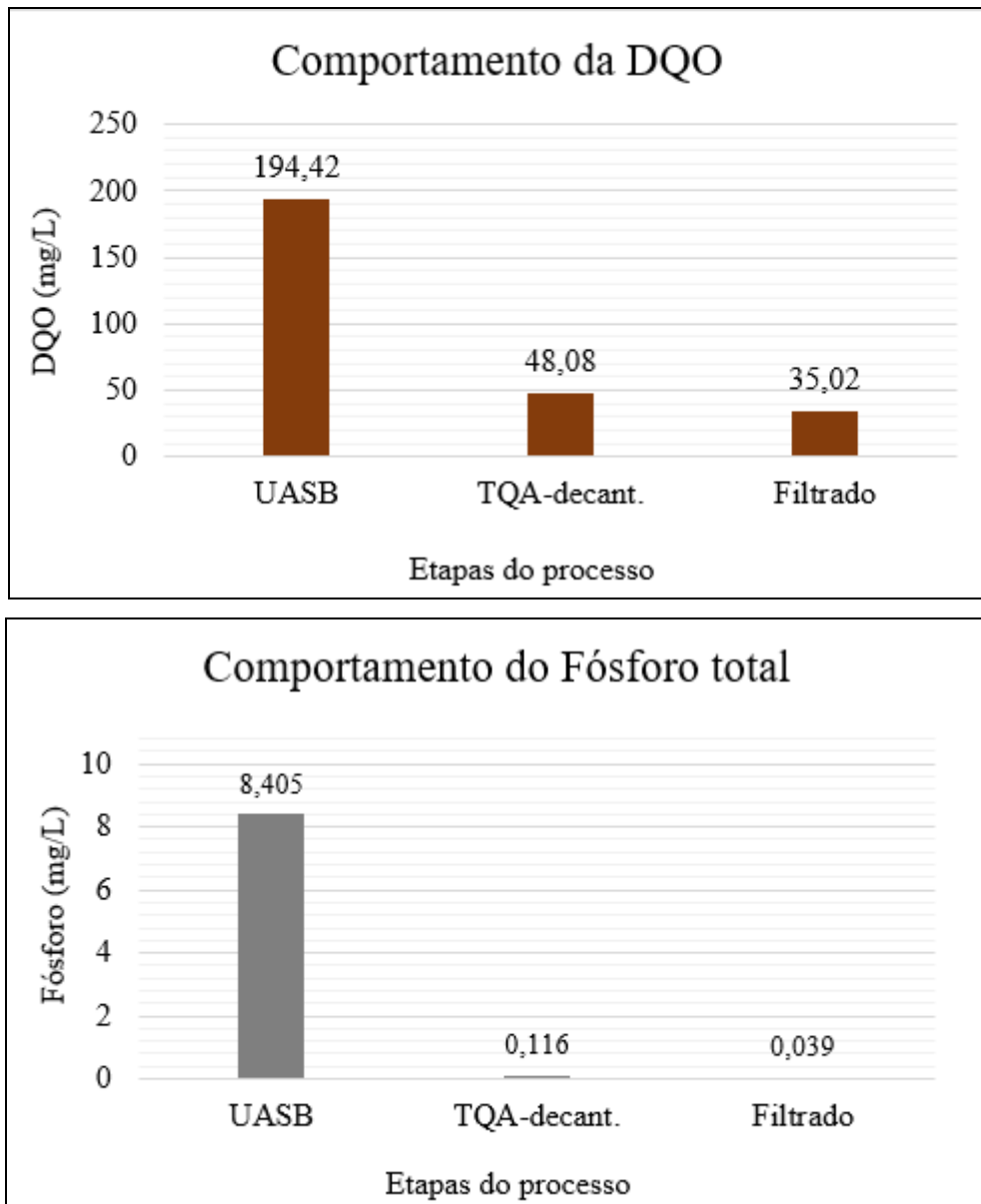


FIGURA 39, Cont.



Fonte: Elaborados pelo Pesquisador, 2023.

Na Tabela 14, nota-se que o efluente decantado e filtrado apresenta uma pequena redução do pH quando comparado ao pH do efluente da saída dos reatores. Cabe ressaltar que o pH obtido está dentro da faixa de valor considerada adequada para lançamento no corpo hídrico. O valor considerado ideal referente à dosagem do PAC foi de 110 mg/L e apresentou pH final de 6,70, um pouco abaixo do valor de pH do efluente inicial, que foi de 7,10 – o que era de se esperar, uma vez que o agente coagulante tende a promover uma redução do pH na solução final em virtude de seu caráter ácido.

A Figura 40 demonstra claramente a evolução no processo de redução de cada um dos parâmetros analisados, em concordância com diversos estudos já realizados sobre o

tema (Linhares, 2017; Mazari; Abdessemed, 2020; Metcalf; Eddy, 2016; Agnesini; Marrengula; Paschoalato, 2018). Isso contribui ainda mais para consolidar o entendimento de que os ensaios experimentais, em laboratório, utilizando coagulação, floculação, decantação e a filtração permitem sugerir o emprego dessas etapas em especial como “polimento” do efluente tratado por sistemas anaeróbios. Os valores de Cor Aparente, DBO, DQO, SST, fósforo e Turbidez encontrados nos efluentes pós-decantação e pós-filtração, quando comparados com a Deliberação Normativa COPAM n° 8 de 11/2023 e com o CONAMA n° 430/2011, portam-se coerentes aos valores estabelecidos nas legislações, sendo significativamente inferiores aos definidos (Tabela 12). Menores valores de SST e Turbidez, dentre outros parâmetros, demonstram melhores condições e conseqüentemente menores custos com a etapa de desinfecção e reuso desse efluente, proporcionando, assim, menores impactos no lançamento dos efluentes nos corpos receptores.

Segundo (Veja; Reis, 2019) o Cloreto de Polialumínio mostrou-se eficiente na remoção de Cor, Turbidez e DBO do efluente após o tratamento químico assistido (coagulação/floculação e decantação), atingindo os limites de DBO para lançamento em um corpo receptor de acordo com o Decreto n° 8.468 de 8 de setembro de 1976 (que aprova o Regulamento da Lei n° 997, de 31 de maio de 1976, o qual dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente) e também em relação à Turbidez, para reuso em vasos sanitários (classe 3) e em irrigação de plantas e lavagens de pisos (classe 2) de acordo com a NBR 13969 (ABNT, 1997), tendo demonstrado uma eficiência de remoção de 92% para Turbidez, 69% para Cor e 42% para DBO. Cabe ressaltar que a remoção de Turbidez resulta na redução dos sólidos em suspensão do efluente (Richter, 2009), proporcionando ao sistema de filtração maiores carreiras de filtração, diminuindo assim a frequência limpeza dos filtros e, conseqüentemente, uma redução nos custos de operação.

Sistema semelhante já é realidade na ETE Ribeirão Preto (em Ribeirão Preto/SP), onde ocorre o reaproveitamento de aproximadamente 25 L/s do efluente tratado (água de reuso), sendo este utilizado nas atividades de limpeza da planta – podendo ser, inclusive, comercializado como água não potável. Em Campinas/SP, em uma de suas ETES, também está presente um sistema semelhante.

Deduz-se, portanto (experimentalmente) que a implantação de um processo de filtração em efluentes provenientes de tratamento químico assistido torna-se uma alternativa viável, especial sob dois aspectos importantes: (1) melhorar a qualidade do

efluente a ser lançado no corpo hídrico e (2) melhorar a condição do efluente para possíveis reuso de água.

A Figuras 40 mostra o antes e o depois do efluente no ensaio de teste de jarros. Nota-se a evolução no processo de clarificação com a formação de flocos grandes, densos o que proporciona uma maior velocidade de sedimentação.

FIGURA 40 - Evolução do processo de tratabilidade do efluente proveniente dos reatores UASB, sendo A: Antes do processo; B: durante o processo; e C: depois do processo (...continua...)

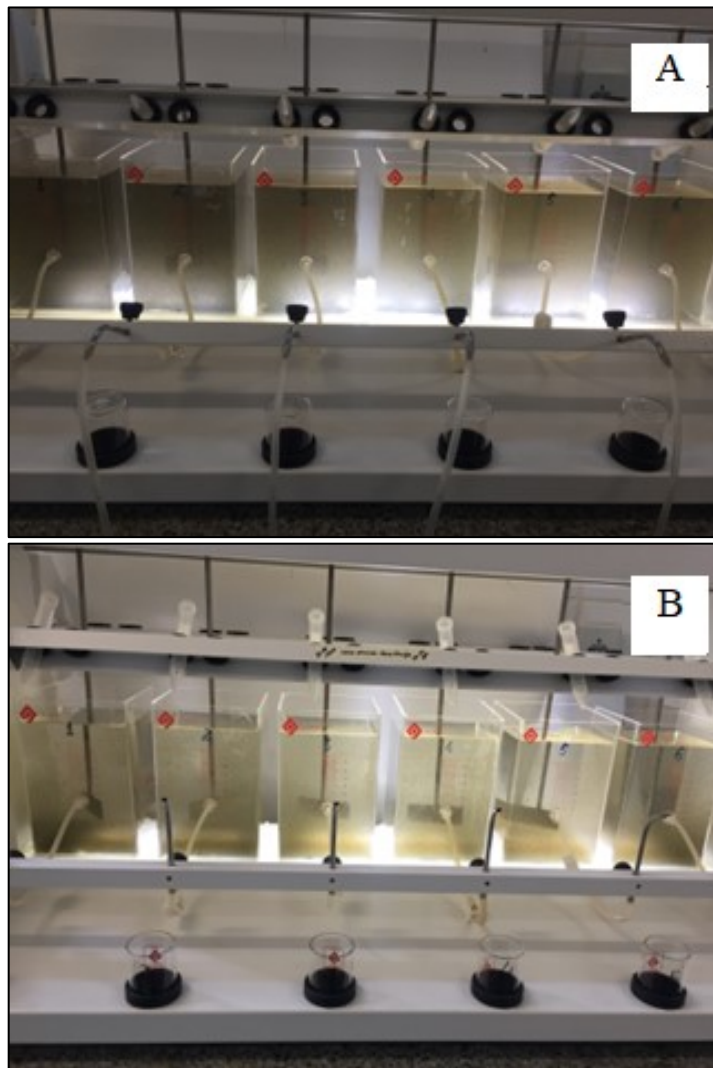
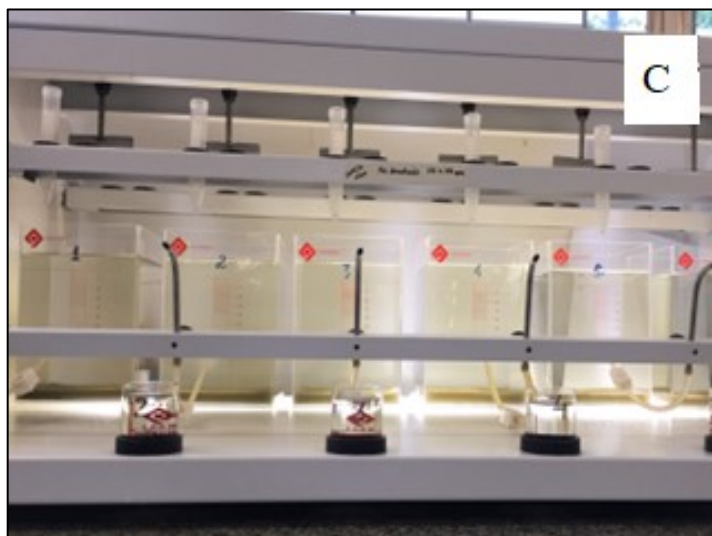


FIGURA 40, Cont.



Fonte: Produzidas pelo Pesquisador, 2023.

Alguns trabalhos semelhantes relacionados ao pós-tratamento de efluentes secundários descritos na Tabela 16 corroboram os valores encontrados neste trabalho. É possível verificar que em todos os trabalhos citados na Tabela 16, houve redução dos parâmetros analisados

TABELA 17 – Trabalhos semelhantes realizados por diversos autores nos últimos anos

Autores	Ano	Processos / Coagulante	Parâmetros analisados – reduções médias (%)						
			pH	Cor	Turbidez	DBO	DQO	SST's	Fósforo Total
Agnesini	2018	1, 2, 3, 4 – PAC	7,8	97,5	79,5	50,0	-	-	-
Bayo	2020	4	-	-	79,1	-	-	-	-
Bender	2019	1, 2, 4 - Tarino	-	-	62,0	-	16,0	-	-
Cé	2019	1, 2, 3 – Cloreto Férrico	6,3	95,6	97,4	30,9	95,6	85,7	99,6
Linhares	2017	4	-	-	85,0	96,0	-	85,0	-
Mazari	2020	1, 4 – Sulf. de Alumínio	-	-	53,9	-	69,9	-	-
Oliveira	2015	1, 2, 3, 4 – Sulf. Férrico	5,0	95,0	94,0	69,0	78,0	84,0	-
Paterniani	2011	1	-	33,7	26,0	-	-	27,2	-
Sauter	2021	1, 4 – Cloreto Férrico	-	-	-	-	15,0	-	83,3
Silva	2022	1, 2, 3 – Sulf. de Alumínio	-	-	-	59,0	-	60,0	-
Estudo	2024	1, 2, 3, 4 – PAC	6,7	92,6	99,3	88,3	88,5	98,1	99,7

1 – Coagulação; 2 – Flocculação; 3 – Sedimentação; 4 – Filtração

Fonte: Produzida pelo Pesquisador, 2023.

Contudo, fica bastante evidente que nos trabalhos nos quais se utilizou um coagulante inorgânico, em especial o PAC e o Cloreto Férrico, os valores encontrados foram melhores, sendo a utilização do PAC seguida de filtração o que apresentou maiores reduções.

6 CONCLUSÃO

Nos experimentos realizados, percebe-se que somente com os ensaios de tratabilidade (coagulação, floculação e decantação) houve uma melhora significativa nos parâmetros analisados, sendo verificada uma boa floculação, com a presença de flocos grandes e densos – consequentemente, maior velocidade de sedimentação – e um efluente mais clarificado.

Com a dosagem do agente coagulante (PAC) de 110 mg/L e um pH final na solução de 6,70, obteve-se uma eficiência de redução, em percentual, quando comparado com o efluente coletado na saída dos reatores UASB; com exceção do parâmetro Cor Aparente (não é definido pela legislação estadual e federal), todos os demais parâmetros atendem aos padrões de lançamentos no corpo hídrico.

Quando o efluente do processo de tratabilidade foi submetido à filtração, a uma vazão aproximada de 0,02 L/s (filtro profundo de fluxo descendente/piloto), este apresentou resultados de eficiência de remoção expressivos. Considerando a eficiência de remoção dos parâmetros entre o efluente coletado na saída do tratamento biológico (UASB) com os parâmetros encontrados no efluente pós filtração (ou seja, a eficiência total de remoção), observa-se que a média eficiência de remoção foi superior a 93,3%.

Quando aplicados aos resultados o tratamento estatístico utilizando-se do *teste t-student* (teste de hipótese), observa-se que os resultados obtidos nas análises do efluente do processo de tratabilidade é estatisticamente diferente dos resultados conseguidos no efluente filtrado, colaborando ainda mais para a aplicação do processo de filtração, pós TQA. Assim, conclui-se experimentalmente que o tratamento quimicamente assistido seguido por filtração com filtros de profundidade de dupla camada (areia e antracito) é um processo de “polimento” promissor em efluentes provenientes de sistemas anaeróbios de tratamentos de esgoto. Menores valores da Turbidez (material particulado suspenso) – nesse caso, superior a 99% – resulta em menores custos com a etapa de desinfecção para posterior reutilização desta água, bem como em um menor impacto quando lançado ao corpo hídrico receptor.

Vale dizer, filtros convencionais profundos de dupla camada filtrante são largamente utilizados em estações de tratamento de água em todo o Brasil e esse fato contribui também para uma possível consolidação desse processo unitário em sistemas de tratamento de esgoto que possuem o TQA.

7 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12209**: projeto de estação de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12216**: projeto de estação de tratamento de águas para abastecimento público. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13969**: tanques sépticos: Unidades de Tratamento Complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 16783**: uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro: ABNT, 2019.
- AGNESINI, M. V.; MARRENGULA, F. A.; PASCHOALATO, C. F. P. R. Aplicação da filtração direta descendente em efluente de esgoto sanitária para produção de água de reuso direto. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 2, p. 217-221, jul./dez. 2018. DOI <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v22i2.12175>. Disponível em: <https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/12175>. Acesso em: 13 mai. 2023.
- AISSE, M. M.; BONA, A.; JÜRGENSEN, D. Filtração Rápida no Polimento de Efluentes de Processo Físico-Químico com Flotação. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte - MG. **Anais [...]**. Rio de Janeiro - RJ: ABES, 2007. p. 1-10.
- AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORENCIO, L.; ALEM SOBRINHO, P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de flotação. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte, MG: FINEP, 2001.
- BAYO, J.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J.; OLMOS, S. Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in urban wastewater treatment plant. **Marine Pollution Bulletin**, Cartagena, Espanha, v. 156, p. 1-9, jul. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111211>. Acesso em: 10 out. 2023.
- BENDER, A. F.; SOUZA, J. B. de; VIDAL, C. M. S. Tecnologias avançadas de tratamento visando à remoção de cor e fenol de efluente de indústria de celulose e papel. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 29, n. 2, p. 571-582, 30 jun. 2019. DOI <https://doi.org/10.5902/1980509832503>. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/32503>. Acesso em: 01 fev. 2024.
- BRASIL. Decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, Atos do Poder Executivo, seção 1, ano 128, n. 109, p. 10887-10891, 07 jun. 1990. Disponível em:

<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=07/06/1990&jornal=1&pagina=1&totalArquivos=160>. Acesso em: 11 mar. 2023.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, ano 119, n. 167, p. 16509, 2 set. 1981. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm. Acesso em: 25 jun. 2023.

CAMPOS, J. R. (Coord.) **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999, 464 p.
CÉ, A.; BARTIKO, D.; VIDAL, C. M. S.; SOUZA, J. B. de; MANICA, M. Pós-tratamento de efluente doméstico por coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, visando o reúso. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [S. l.], vol. 12, n. 3, p. 482-495, dez. 2019. DOI: <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.3.62797>. Disponível em: <https://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/62797>. Acesso em: 21 set. 2023.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. Deliberação Normativa CERH-MG nº 65, de 18 de junho de 2020. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. **Diário do Executivo**: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável, Belo Horizonte, Minas Gerais, ano 128, n. 125, p. 10, 20 jun. 2020. Disponível em: <http://jornal.iof.mg.gov.br/xmlui/handle/123456789/235649>. Acesso em: 11 mar. 2023.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte, MG: FINEP, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. Londres; Nova York: IWA Publishing; Belo Horizonte: DESA, 2007. Volume 4 - Biological Wastewater Treatment Series.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf. Acesso em: 16 jan. 23.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, Ano 148, n. 92, p. 89-91, 16 mai. 2011. Disponível em: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=16/05/2011&jornal=1&pagina=89&totalArquivos=132>. Acesso em: 25 jun. 2023

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário do Executivo**: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável, Belo Horizonte, Minas Gerais, ano 130, n. 244, p. 8-13, 02 dez. 2022. Disponível em: <https://www.jornalminasgerais.mg.gov.br/index.php?dataJornal=2022-12-02>. Acesso em: 11 mar. 2023.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de água**: concepção, projeto e operação de estações de tratamento. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier Editora Ltda, 2017, 472 p.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Química Nova na Escola**, São Paulo, SP, n. 01, p. 19-30, 2001. (Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola; Edição especial). Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/cadernos/01/esgotos.pdf>. Acesso em: 07 set. 2023.

HAMODA, M. F.; AL-GHUSAIN, I.; AL-MUTAIRI, N. Z. Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. **Desalination**, v. 164, n. 3, p. 203-211, abr. 2004.

HOWE, K. J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Princípios de tratamento de água**. Tradução: Noveritis do Brasil. São Paulo, SP: Cengage, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Agência IBGE Notícias. **PNSB 2017: Abastecimento de água atinge 99,6% dos municípios, mas esgoto chega a apenas 60,3%**, 22 jul. 2020. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/28324-pnsb-2017-abastecimento-de-agua-atinge-99-6-dos-municipios-mas-esgoto-chega-a-apenas-60-3#:~:text=Ag%C3%A2ncia%20de%20Not%C3%ADcias-,PNSB%202017%3A%20Abastecimento%20de%20%C3%A1gua%20atinge%2099%2C6%25%20dos,chega%20a%20apenas%2060%2C3%25&text=O%20percentua1%20de%20munic%C3%ADpios%20com,e%20em%20implanta%C3%A7%C3%A3o%20em%20nove>. Acesso em: 13 mai. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE Cidades. **Araguari**: Panorama, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/araguari/panorama>. Acesso em: 13 jun. 2023.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Esgoto**: principais estatísticas, 2021. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/principais-estatisticas/esgoto/>. Acesso em: 24 jul. 2022.

JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. **Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes remediações de solos**. Caderno Temático: Universidade Estadual de Campinas, Laboratório de Química Ambiental, Campinas, 2004. Volume 01. Disponível em: <https://lqa.iqm.unicamp.br/cadernos/caderno1.pdf>. Acesso em: 22 mar. 2023.

KAMIWADA, Y. W.; ANDRADE, P. V.; REIS, A. G. dos. Emprego do Cloreto de polialumínio em estudos da tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. **Eng. Sanit. Ambient**, Rio de Janeiro, RJ, v. 25, n. 5, p. 667-676, set./out. 2020. (Artigo Técnico). DOI <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180005>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/8XsyPZ7TtW6wXMP7rZHpgdf/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 10 out. 2023.

LI, X.; LIU, Y.; LIU, F.; LIU, A.; FENG, Q. Comparison of ferric chloride and aluminum sulfate on phosphorus removal and membrane fouling in MBR treating BAF effluent of municipal wastewater. **Journal of Water Reuse and Desalination**, Londres, UK, v. 7, n. 4, p. 442-448, dez. 2017. DOI <https://doi.org/10.2166/wrd.2016.151>. Disponível em: <https://iwaponline.com/jwrd/article/7/4/442/28184/Comparison-of-ferric-chloride-and-aluminum-sulfate>. Acesso em: 07 set. 2023.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.

LINHARES, B. D. **Filtros granulares (areia e carvão ativado) para pós-tratamento de efluente anaeróbio**. 2017. 70 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2017.

MARCATO, F. S. **Águas Brasileiras / Water Resources in Brazil**. 1. ed. São Paulo, SP: Editora Brasileira de Arte e Cultura, 2017. Edição Bilingue.

MARRENGULA, F. A.; INNOCENTINI, M. D. M.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; AGNESINI, M. V.; PAULA, L. R. de; SANTOS, F. R. A. Sistema piloto de filtração direta descendente para obtenção de água de reúso. **Revista DAE**, São Paulo, SP, v. 70, n. 237, p. 75-86, jul./set. 2022. DOI <https://doi.org/10.36659/dae.2022.052>. Disponível em: https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_237_n_2075.pdf. Acesso em: 03 fev. 2024.

MAZARI, L.; ABDESSEMED, D. Feasibility of Reuse Filter Backwash Water as Primary/Aid Coagulant in Coagulation–Sedimentation Process for Tertiary Wastewater Treatment. **Arab J Sci Eng**, Dhahran, Arábia Saudita, v. 45, n. 9, p. 7409-7417, mai. 2020. DOI <https://doi.org/10.1007/s13369-020-04597-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13369-020-04597-1>. Acesso em: 23 nov. 2023.

METCALF, L.; EDDY H. P. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**. 3. ed. Singapura: McGraw-Hill, Inc., 1991.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. da. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, São Paulo, SP, v. 67, n. 215, p. 40-55, jan./mar. 2019. DOI <https://doi.org/10.4322/dae.2019.004>. Disponível em: <https://doi.editoracubo.com.br/10.4322/dae.2019.004>. Acesso em: 01 fev. 2024.

NAÇÕES UNIDAS (Brasil). **A ONU e o Meio Ambiente**. 16 set. 2020. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/91223-onu-e-o-meio-ambiente>. Acesso em: 21 ago. 2022.

OLIVEIRA, L. A.; MADEIRA, V. S. Tratamento terciário de esgoto sanitário visando o reúso da água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 20., 2014, Florianópolis, SC. **Anais [...]**. São Paulo, SP: Blucher Chemical Engineering Proceedings, p. 7498-7505, fev. 2015. Volume 1. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/chemeng-cobeq2014-0684-24440-150488>. Disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/tratamento-tercirio-de-egoto-sanitrio-visando-o-reso-da-gua-17572>. Acesso em: 21 set. 2023.

PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M. da.; RIBEIRO, T. A. P.; BARBOSA, M. Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão ativado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, SP, v. 31, n. 4, p. 803-812, jul./ago. 2011. DOI <https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000400018>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/55DjTKyZwLtJLpMDtJ6Hk5b/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 01 fev. 2024.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 233 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-21012003-084719/publico/Pavanelli+G.pdf>. Acesso em: 13 set. 2023.

PERNITSKY, D. J.; EDZWALD, J. K. Solubility of polyaluminium coagulants. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v. 52, n. 6, p. 395-406, 01 set. 2003. DOI <https://doi.org/10.2166/aqua.2003.0036>. Disponível em: <https://iwaponline.com/aqua/article-abstract/52/6/395/30552/Solubility-of-polyaluminium-coagulants?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em: 01 fev. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ARAGUARI. **Araguari – 131 de desenvolvimento**, 27 ago. 2019. Disponível em: <https://araguari.mg.gov.br/noticias/araguari-131-de-desenvolvimento>. Acesso em: 16 jun. 2023.

QUIMIS APARELHOS CIENTÍFICOS. **Jar Test Microprocessado - Q305F**, 2021. Disponível em: <https://www.quimis.com.br/produtos/detalhes/jar-test-microprocessado>. Acesso em 22 ago. 2023.

RAJALA, R. L.; PULKKANEN, M.; PESSI, M.; HEINONEN-TANSKI, H. **Removal of microbes from municipal wastewater effluent by rapid sand filtration and subsequent UV irradiation**. *Water Science and Technology*, v. 47, n.3, p. 157-162, fev. 2003. DOI <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0188>. Disponível em: <https://iwaponline.com/wst/article-abstract/47/3/157/8325/Removal-of-microbes-from-municipal-wastewater?redirectedFrom=PDF>. Acesso em: 13 set. 2023.

RICHTER, C. A. **Água: Métodos e Tecnologia de Tratamento**. 1. ed. São Paulo: Editora Blucher, 2009, 352 p.

SUPERINTENDÊNCIA DE ÁGUA E ESGOTO. Prefeitura Municipal de Araguari. **Tratamento de Esgoto**. Disponível em: <https://saearaguari.com.br/esgoto/>. Acesso em: 16 jun. 2023.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**: São Paulo, SP, Caderno Executivo, ano 86, n. 171, p. 4, 09 set. 1976. Disponível em: <http://dobuscadireta.imprensaoficial.com.br/default.aspx?DataPublicacao=19760909&Caderno=Poder%20Executivo&NumeroPagina=4>. Acesso em: 12 mar. 2023.

SAUTER, D.; DĄBROWSKA, A.; BLOCH, R.; STAPF, M.; MIEHE, U.; SPERLICH, A.; GNIRSSA, R.; WINTGENS, T. Deep-bed filters as post-treatment for ozonation in tertiary municipal wastewater treatment: impact of design and operation on treatment goals. **Environ. Sci.: Water Res. Technol.**, v. 7, n. 1, p. 197-211, jul. 2021. DOI <https://doi.org/10.1039/D0EW00684J>. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2021/ew/d0ew00684j>. Acesso em: 27 nov. 2023.

SILVA, B. M. R. da. **Uso de lodo de estação de tratamento de água para remoção de fósforo em tratamento terciário de efluente de suinocultura**. 2022. 176 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2022. DOI <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.509>. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/29856/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 01 fev. 2024.

SILVA, P. R. da. **Avaliação ecotoxicológica de esgoto sanitário antes e após tratamento anaeróbio**. 2019. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2019. Disponível em: <https://locus.ufv.br/handle/123456789/27650>. Acesso em: 01 fev. 2024.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto: Visão Geral**, ano de referência 2022. Brasília, DF: Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA, dez. 2023. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2023.pdf. Acesso em: 24 jul. 2023.

SOUSA, T. M. I. de; SÁ, G. B. de; COURA, M. A.; OLIVEIRA, A. M. B. M. de; COELHO, L. F. O.; GOMES, N. A. Economia circular do resíduo de caulim no tratamento de água em filtros lentos. **Contribuciones a Las Ciencias Sociales**, São José dos Pinhais, PR, v. 16, n. 6, p. 4715-4736, 2003. DOI <https://doi.org/10.55905/revconv.16n.6-104>. Disponível em: <https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/1006/604>. Acesso em: 03 fev. 2023.

TCHOBANOGLOUS, G. Filtration Techniques in Tertiary Treatment. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 42, n. 4. p. 604-623, abr. 1970. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/25036543>. Acesso em: 01 fev. 2024.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y., MITCHELL, R. P.; DAVIS, A., ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSEL, A. E. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 7 mai. 2004. DOI <https://doi.org/10.1126/science.1094559>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1094559>. Acesso em: 24 jul. 2023.

VIANNA, M. R. **Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água**. 5. ed. Belo Horizonte, MG: Imprimatur, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2014.

WANG, Q.; WEI, W.; GONG, Y.; YU, Q.; LI, Q.; SUN, J.; YUAN, Z. Technologies for reducing sludge production in wastewater treatment plants: State of the art. **Science of The Total Environment**, v. 587-588, p. 510-521, 01 jun. 2017. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.203>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717304618?via%3Dihub>. Acesso em: 01 fev. 2024.

8 APÊNDICE

8.1 Estruturas e equipamentos

Foram utilizados os seguintes materiais e equipamentos para realização dos ensaios de tratabilidade e filtração do efluente tratado em sistema UASB, conforme tabela 14.

Tabela 1A– Principais vidrarias e reagentes utilizados

Principais vidrarias e reagentes utilizados
Balões volumétricos de 50 e 100 mL
<i>Beckers</i> de 100 mL e 50 mL;
Bastão de vidro;
Papel absorvente;
Pera de sucção;
Piseta;
Pipetas graduadas de 5 mL, 10 mL;
Proveta graduada de 300 mL e 2.000 mL;
Densímetro para massa específica Incoterm 1,000 a 1,600 g/mL;
Termômetro digital tipo espeto TP101 EOS com escala de 0 – 100 °C;
Luvas de procedimentos látex descartáveis;
Ácido Clorídrico comercial <i>Synth</i> 5,0 mol/L e FC 0,95
Hidróxido de Sódio comercial <i>Synth</i> 5,0 mol/L e FC 0,95

Fonte: Elaborada pelo Pesquisador (2023).

Os equipamentos de medição e aparelhos utilizados estão descritos a seguir:

- i. Balança analítica – Marte Científica, peso máximo 200 g, mínimo de 10 mg – modelo ATX224 – número de série D614401060;
- ii. Medidor de pH microprocessado de bancada modelo PG1400 com compensação automática de temperatura na faixa de 20 a 120°C, divisão de leitura de 0,001, 0,01 ou 0,1, precisão relativa de pH +/- 0,02 % pH.
- iii. Medidor de turbidez – Digimed DM-TU, faixa de medição de 0 – 1000 UNT – precisão relativa 0,01%, número de série 51352

- iv. Medidor de cor – Policontrol Aquacolor Cor – faixa de medição 0 a 500 na escala Hazen Pt/Co, precisão +/- 1 uC, número de série: 19123316
- v. Equipamento de testes de jarros QUIMIS - microprocessado com 6 jarros – modelo Q305FT6;
- vi. Filtro piloto, constituído de dupla camada (areia e antracito), filtro de profundidade - fluxo descendente e por gravidade – construído pelo autor;

Os ensaios de testes de jarros, a filtração e os parâmetros pH, Cor e Turbidez, foram realizados no laboratório do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia. As leituras de Cor e Turbidez foram realizadas em triplicatas e calculada a média simples. Os parâmetros, Temperatura da amostra, DBO, DQO, Sólidos suspensos totais e Fósforo foram realizados pela empresa Bioética ambiental, cujo laboratório de ensaios é acreditado pela Cgcre, de acordo com a ABNT ISSO/IEC 17025, sob o número CRL 0354, de acordo com o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 23^a edição, do ano de 2017.

8.1 Procedimento para preparação da solução do PAC

A partir da solução comercial cujas características estão descritas na Tabela 10 preparou-se uma solução com concentração intermediária para facilitar a adição de volumes predefinidos nos jarros contendo as amostras, isto no sentido de evitar fracionamentos cujos volumes fossem demasiadamente pequenos a ponto de dificultar a mensuração e transferência para a amostra, ou demasiadamente grandes que pudessem, de igual forma, dificultar a transferência, em especial, ultrapassando a capacidade de 15 mL dos tubos de ensaios do equipamento de teste de jarros. A diluição do PAC foi definida de modo que cada mL, quando vertido no jarro contendo a amostra do efluente, correspondesse a 20 mg/L como concentração final.

Assim, preparou-se uma solução diluída do PAC com concentração 46 g/L, considerando “base seca”, ou seja, concentração do princípio ativo do PAC, o que corresponde a uma concentração de 121,7 g/L se considera a solução comercial (tal qual), ou seja, considerando todos os ingredientes do coagulante.

A partir da solução comercial do PAC preparou-se 50 mL de uma solução com concentração de 46 g/L, de forma que quando adicionados 1 mL em um jarro contendo 2,3 L da amostra, resultava em uma concentração final de 20 mg/L.

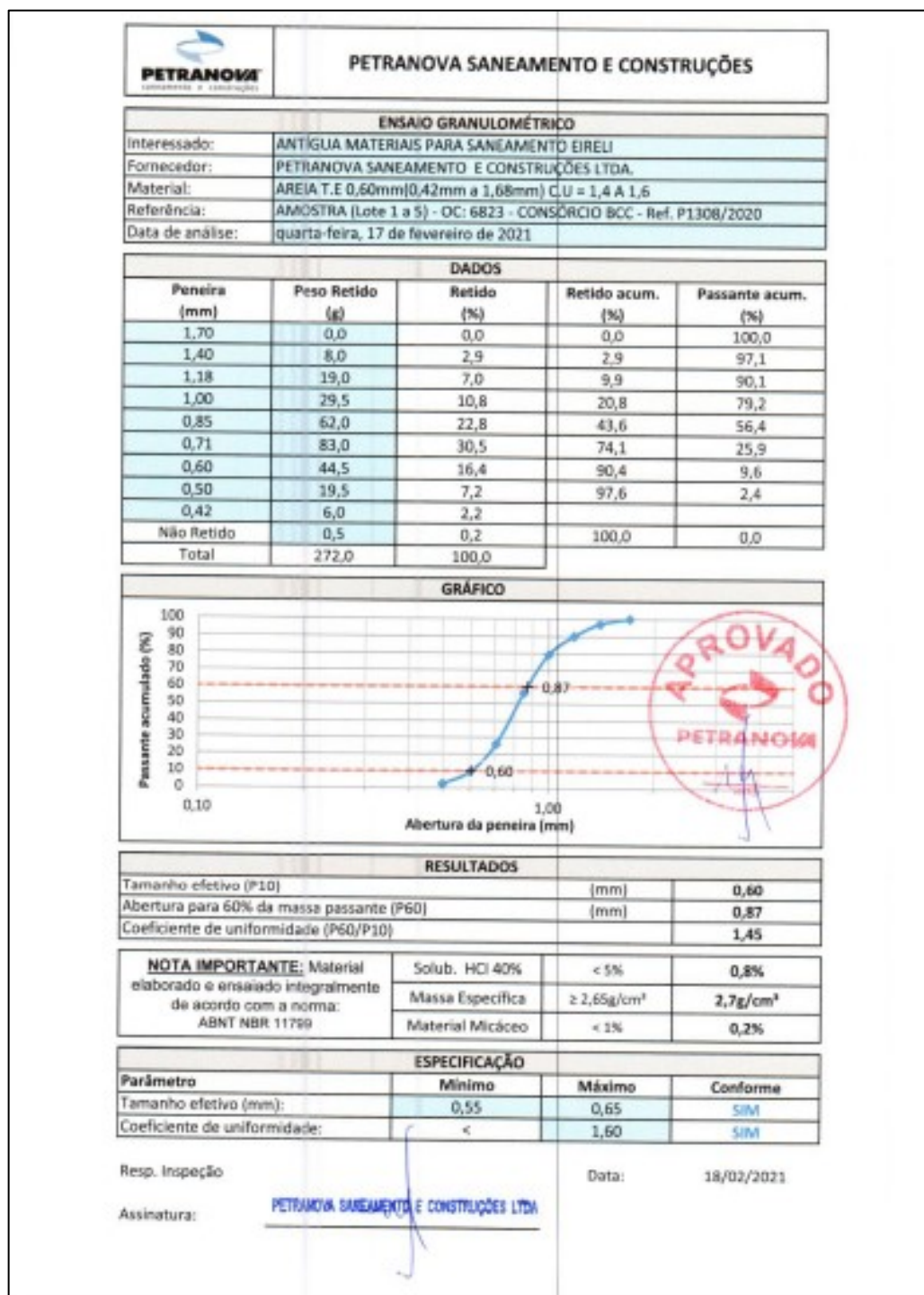
9 ANEXOS

LISTA DE TABELAS E FIGURAS

FIGURA 1A - Laudo de análises granulométricas do material utilizado no filtro experimental/Areia.....	91
FIGURA 1B - Laudo de análises granulométricas do material utilizado no filtro experimental/Antracito.....	92
FIGURA 1C - Laudo de análises granulométricas do material utilizado no filtro experimental/Padregulho.....	93

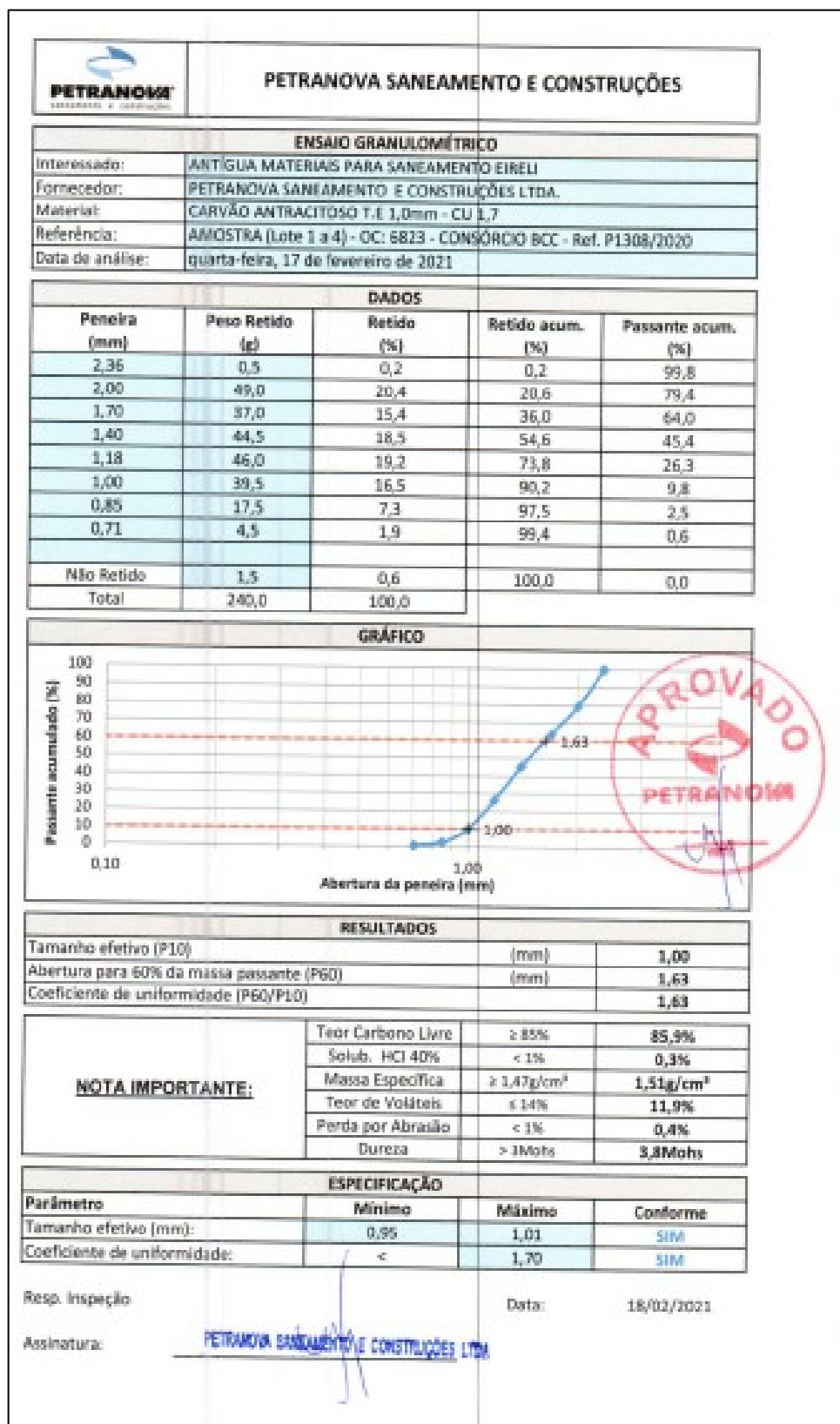
ANEXO A – Laudo de análises granulométricas do material utilizado no filtro experimental

FIGURA 1A - Laudo de análises granulométricas do material utilizado no filtro experimental/Areia





Fonte: Arquivo do Pesquisador, 2023.

FIGURA 1B - Laudo de análises granulométricas do material utilizado no filtro experimental/Antracito



Fonte: Arquivo do Pesquisador, 2023.

FIGURA 1C - Laudo de análises granulométricas do material utilizado no filtro experimental/Padregulho

 PETRANOVA <small>SANEAMENTO E CONSTRUÇÕES</small>	PETRANOVA
ENSAIO GRANULOMÉTRICO	
Interessado:	ANTÍGUA MATERIAS PARA SANEAMENTO EIRELI
Fornecedor:	PETRANOVA SANEAMENTO E CONSTRUÇÕES LTDA.
Material:	PEDREGULHO GRANULOMETRIA 1,68 A 3,36mm
Referência:	AMOSTRA (Lote 1 e 2) - DC: 6823 - CONSÓRCIO BCC - Ref. P1308/2020
Data de análise:	quarta-feira, 17 de fevereiro de 2021
1,68 a 3,36mm	
Peneira (mm)	Peso Retido (g) (%)
3,36	0,0 0,0
1,70	623,5 97,0
Não Retido	19,0 3,0
Total	642,5 100,0
Especificação	8,0
Fora do intervalo	3,0
Conforme	SIM
N/A	
Peneira (mm)	Peso Retido (g) (%)
Não Retido	
Total	
Especificação	8,0
Fora do intervalo	
Conforme	
N/A	
Peneira (mm)	Peso Retido (g) (%)
Não Retido	
Total	
Especificação	8,0
Fora do intervalo	
Conforme	
N/A	
Peneira (mm)	Peso Retido (g) (%)
Não Retido	
Total	0,0 0,0
Especificação	8,0
Fora do intervalo	
Conforme	
N/A	
Peneira (mm)	Peso Retido (g) (%)
Não Retido	
Total	0,0 #DIV/0!
Especificação	8,0
Fora do intervalo	
Conforme	
Inspetor:	Data: 18/02/2021
Assinatura:	 PETRANOVA SANEAMENTO E CONSTRUÇÕES LTDA

Fonte: Arquivo do Pesquisador, 2023.