

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Cirilo Albino Nunes

**ANÁLISE DE DESEMPENHO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO COMPACTA DE UM MUNICÍPIO DE SANTA CATARINA**

Florianópolis

2022

Cirilo Albino Nunes

ANÁLISE DE DESEMPENHO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
COMPACTA DE UM MUNICÍPIO DE SANTA CATARINA

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico
da Universidade Federal de Santa Catarina como
requisito para a obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Sanitária e Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Florianópolis

2022

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

Nunes, Cirilo Albino

Análise de desempenho de uma Estação de Tratamento de Esgoto Compacta de um Município de Santa Catarina / Cirilo Albino Nunes ; orientador, Paulo Belli Filho, 2022.

77 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico,
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental,
Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. UASB com pós tratamento por FBAS. 3. Remoção de nutrientes. 4. Estação de Tratamento de Esgoto Compacta. I. Belli Filho, Paulo. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Cirilo Albino Nunes

ANÁLISE DE DESEMPENHO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COMPACTA DE UM MUNICÍPIO DO SUL DE SANTA CATARINA

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Engenheiro Sanitarista e Ambiental” e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 04 de março de 2022.

Prof^a. Maria Elisa Magri, Dr^a.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

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

Nelson Libardi Junior, Dr.
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

Magnun Maciel Vieira, Dr.
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

RESUMO

O presente estudo visou avaliar o desempenho global e das unidades pertencentes ao sistema de tratamento de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) compacta constituída de processos anaeróbios, aeróbios e químicos. O sistema de tratamento é realizado através de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) seguido de Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS) e uso do coagulante cloreto férrico para precipitação química de fósforo. A referida ETE está localizada no estado de Santa Catarina, e foi projetada para atender uma população de 2.500 habitantes com vazão média de 5,0 L/s. Os dados observados na avaliação do desempenho foram obtidos através de análises laboratoriais. Para a verificação da eficiência global do processo de tratamento observou-se os resultados dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio consumido durante 5 dias a 20°C (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (NT), Fósforo (PT), Sólidos Sedimentáveis (SSed) e potencial hidrogeniônico (pH) proveniente do monitoramento do afluente e efluente de janeiro de 2021 a janeiro de 2022. No que consiste a avaliação de desempenho das unidades do sistema, os parâmetros observados foram DBO₅, DQO, NT e PT, com análises realizadas de junho de 2021 e janeiro de 2022. Conforme os resultados obtidos verificou-se que a ETE possui uma boa remoção de DBO₅ e DQO, com valores médios observados de 95% e 86% respectivamente. Porém, a remoção dos nutrientes foi abaixo do previsto em projeto, com eficiência observada de 46% de PT e 27% de NT. Observou-se no UASB acúmulo das concentrações de NT e PT interferindo negativamente na qualidade do efluente tratado. A infraestrutura instalada apresenta alguns equipamentos fora das devidas condições de uso, que além dos devidos reparos se faz a necessidade da reavaliação de procedimentos operacionais.

Palavras-chave: UASB com pós-tratamento por FBAS, Remoção de nutrientes, Estação de Tratamento de Esgoto Compacta.

ABSTRACT

The present study aimed to evaluate the global performance and the performance of the units belonging to the treatment system of a compact sewage treatment plant consisting of anaerobic, aerobic and chemical processes. The treatment system is carried out through a Upflow Anaerobic Reactor (UASB) followed by Submerged Aerated Biological Filter (SABF) and use of ferric chloride coagulant for chemical precipitation of phosphorus. The sewage treatment plant is located in Santa Catarina/Brazil, and was designed to serve a population of 2,500 inhabitants with an average flow of 5.0 L/s. The data observed in the performance evaluation were obtained through laboratory analyses. To verify the global efficiency of the treatment process, the results of the parameters Biochemical Oxygen Demand consumed during 5 days at 20°C (BOD₅), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Nitrogen (NT), Total Phosphorus (PT), Sedimentable Solids (SSed) and hydrogenion potential (pH) from the monitoring of the influent and effluent from January 2021 to January 2022. Regarding the performance evaluation of the system units, the parameters observed were BOD₅, COD, TN and TP, with analyzes carried out from June 2021 and January 2022. According to the results obtained, it was verified that the TEE has a good removal of BOD₅ and COD, with observed average values of 95% and 86% respectively. However, the removal of nutrients was below the predicted in the project, with observed efficiency of 46% of PT and 27% of NT. In the UASB, accumulation of TN and TP concentrations was observed, negatively interfering with the quality of the treated effluent. The installed infrastructure has some equipment out of proper conditions of use, which in addition to repairs, requires a reassessment of operational procedures.

Keywords: UASB with FBAS post-treatment. Nutrient Removal. Compact Sewage Treatment Plant.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Corte esquemático de uma FBAS.	30
Figura 2 - Fluxograma do sistema de tratamento.	44
Figura 3 - Vazões médias observadas e de projeto.	46
Figura 4 – Esquema do processo de tratamento e pontos de coleta.	51
Figura 5 - Dados temporais de DBO.	57
Figura 6 - Dados temporais de DQO.	57
Figura 7 - Dados temporais de PT.	57
Figura 8 - Dados temporais de NT.	57
Figura 9 - Dados temporais de pH.	58
Figura 10 - Dados temporais de Sólidos Sedimentáveis.	58
Figura 11 – Concentrações observadas de DBO ₅	62
Figura 12 - Concentrações observadas de DQO.	62
Figura 13 - Concentrações observadas de PT.	62
Figura 14 - Concentrações observadas de NT.	62
Figura 15 – Etapa de recepção e gradeamento do esgoto.	66
Figura 16 – Comparação do nível da caixa de gordura durante a operação diária.	67
Figura 17 – Estação elevatória.	68
Figura 18 – Sistema de aeração.	69

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Comparações entre os sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio.	27
Quadro 2 - Condições e formas do nitrogênio em tratamento de efluentes	39
Quadro 3 - Problemas, condições observadas e melhorais sugeridas.	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparativo entre países dos desempenhos dos reatores UASB em termos de remoção de DBO e DQO.	20
Tabela 2 – Faixa de concentrações de efluentes de reatores UASB seguidos de pós-tratamento.	22
Tabela 3 – Eficiências de remoção típicas de reatores UASB seguidos de pós-tratamento.	22
Tabela 4 - Proporções para alcançar a concentração total de efluente de fósforo inferior a 1,0 mg/L.	35
Tabela 5 – Padrões de lançamento e remoções mínimas estabelecidas para lançamento de efluentes na esfera federal e estadual.	42
Tabela 6 – Parâmetros de projeto e eficiências previstas.	48
Tabela 7 – Equipamentos previstos em projetos e suas características.	49
Tabela 8 - Análises diárias do operador.	50
Tabela 9 - Parâmetros analisados e métodos de avaliação.	52
Tabela 10 - Estatísticas descritivas das concentrações observadas no afluente e efluente.	53
Tabela 11 – Caracterização do afluente e efluente tratado.	54
Tabela 12 – Médias e eficiências observadas, eficiências previstas, valores definidos por legislação.	55
Tabela 13 - Estatísticas descritivas das concentrações observadas das unidades de tratamento.	59
Tabela 14 – Médias e eficiências observadas nas unidades de tratamento.	63
Tabela 15 -Médias observadas e comparação de eficiências observadas e previstas em projeto.	64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
CLP - Controlador lógico programável
Conama - Conselho Nacional do Meio Ambiente
Consema - Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio consumido durante 5 dias a 20°C
DQO - Demanda Química de Oxigênio
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
FBAS - Filtro Biológico Aerado Submerso
FBP – Filtro Biológico Percolador
ISO - International Organization for Standardization
LCFA - *Long Chains Fatty Acids*
LD - Limites de Detecção
LQ - Limites de Quantificação
MMA - Ministério do Meio Ambiente
NBR - Norma Brasileira
NT - Nitrogênio Total
OD – Oxigênio Dissolvido
PAO - Organismos Acumuladores de Fósforo
PT - Fósforo Total
PVC - Policloreto de Vinila
SES - Sistema de Esgotamento Sanitário
SS – Sólidos Suspensos
SSed - Sólidos Sedimentáveis
SST – Sólidos Suspensos Totais
UASB - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
1.1	OBJETIVOS	16
1.1.1	Objetivo Geral.....	16
1.1.2	Objetivos Específicos	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	TRATAMENTO ANAERÓBIO	17
2.2	REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE (UASB).....	19
2.4	FATORES QUE INTERFEREM NO REATOR UASB	23
2.4.1	Nutrientes	23
2.4.2	Temperatura	23
2.4.3	pH, alcalinidade e ácidos voláteis	24
2.4.4	Lodo	24
2.5	TRATAMENTO AERÓBIO	26
2.6	FILTROS BIOLÓGICOS AERADOS SUBMERSOS (FBAS).....	28
2.7	FATORES QUE INTERFEREM NO FBAS	30
2.7.1	Meio suporte.....	30
2.7.2	Aeração	31
2.7.3	Produção de lodo.....	31
2.7.4	Lavagem do meio suporte	32
2.8	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO	32
2.8.1.1	<i>Nitrificação.....</i>	<i>32</i>
2.8.1.2	<i>Desnitrificação</i>	<i>34</i>

2.9	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO	34
2.10	PRECIPITAÇÃO QUÍMICA	36
2.11	PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE do EFLUENTE TRATADO	37
2.11.1	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO).....	37
2.11.2	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	37
2.11.3	FÓSFORO TOTAL	38
2.11.4	NITROGÊNIO TOTAL	39
2.11.5	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)	40
2.11.6	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (SSed)	41
2.12	PADRÕES DE LANÇAMENTO	41
3	METODOLOGIA.....	42
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO de esgoto	43
3.1.1	Descrição das etapas do tratamento.....	45
3.1.1.1	<i>Tratamento preliminar.....</i>	45
3.1.1.2	<i>Medição de vazão</i>	45
3.1.1.3	<i>Tratamento anaeróbio</i>	46
3.1.1.4	<i>Tratamento aeróbio</i>	46
3.1.1.5	<i>Sistema de remoção de nitrogênio.....</i>	46
3.1.1.6	<i>Sistemas de remoção de fósforo</i>	47
3.1.1.7	<i>Sistema de desinfecção</i>	47
3.1.2	Dados técnicos das etapas de tratamento	47
3.1.3	Demais sistemas relacionados ao tratamento do efluente	49
3.1.3.1	<i>Leito de secagem.....</i>	49
3.1.3.2	<i>Queimador de gás.....</i>	49
3.1.4	Procedimentos operacionais diários.....	49
3.1.5	Avaliação da eficiência	50
3.1.6	Avaliação da infraestrutura.....	52

3.1.7	Avaliação da operação.....	52
3.2	LEVANTAMENTO DOS DADOS	52
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
4.1	Avaliação da eficiência.....	53
4.1.1	Eficiência Global.....	53
4.1.2	Eficiência por unidade de tratamento.....	59
4.2	Avaliação da infraestrutura.....	65
4.3	Avaliação da operação	69
5	PROPOSTA DE MELHORIAS	70
5.1	Proposta de melhorias estruturais	70
5.2	Proposta de melhorias operacionais.....	71
5.3	Síntese das propostas de melhorias.....	72
6	CONCLUSÃO.....	72
	REFERÊNCIAS.....	74

1 INTRODUÇÃO

A utilização de água normalmente traz a necessidade de soluções que proporcionem o tratamento e retorno da água ao meio ambiente. Após o uso do recurso, a água tem suas características naturais alteradas, incorporando substâncias, cuja constituição é vinculada à finalidade a qual foi empregada. O seu lançamento direto ao meio ambiente, pode causar a transmissão de doenças causadas por germes patogênicos. A consequência é o aumento do número de enfermidades e mortes por doenças veiculadas pela água (BRASIL, 2019).

O esgoto não tratado é uma das principais fontes de poluição de corpos hídricos no Brasil. A poluição gerada compromete a qualidade da água, gera desequilíbrio ao meio ambiente e ameaça seres vivos aquáticos. Isso é resultado das bactérias que demandam grandes quantidades do Oxigênio Dissolvido (OD) para decompor a matéria orgânica presente nos efluentes. A redução de oxigênio causa morte de peixes e proliferação de algas devido ao aumento de nutrientes. Ainda, a presença de nitrogênio e fósforo em esgoto pode causar elevação nas populações de algas e plantas aquáticas gerando a eutrofização de corpos hídricos (VON SPERLING, 2014).

As Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) visam reduzir os lançamentos de matérias orgânicas e nutrientes em ambientes aquáticos. Como forma de garantir o lançamento de efluente com limites adequados, em esfera federal, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) vinculado ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), por meio da Resolução Conama nº 430/2011, estabelece as condições e os padrões para lançamento de efluentes tratados em corpos receptores hídricos (BRASIL, 2011). Em Santa Catarina, o Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina (Consema) por meio da Resolução Consema nº 182/2021, determina diretrizes para os padrões de lançamento de esgotos domésticos de sistemas de tratamento públicos e privados (SANTA CATARINA, 2021) .

No Brasil, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) vinculado ao Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) 2.807 municípios (59,2%) contam com sistemas públicos de esgotamento sanitário. Em 1.937 (40,8%) são utilizadas soluções alternativas individuais como fossa séptica, fossa rudimentar, vala a céu aberto e lançamento em cursos d'água. A população atendida com rede pública de esgoto no Brasil é de 55,0% e 78,5% do volume gerado é tratado. Em Santa Catarina, 30,4% da população é atendida com serviços de esgotamento sanitário e 98,7% do volume é tratado em relação ao total de esgoto produzido (BRASIL, 2021).

A escolha do tipo de ETE que será implantada em um determinado local é uma questão complexa de engenharias, saúde pública e qualidade do meio ambiente. Deve-se considerar não apenas as instalações físicas para produzir efluente de qualidade, mas também condições de minimização de custos associados à mão de obra, energia, estabilização de subprodutos e disposição final. Ainda, é necessário determinar o nível de qualidade do efluente final que garanta os limites estabelecidos pelos padrões de lançamentos permitidos, necessidade de uma análise detalhada das condições e características locais, embasamento científico e análise de experiências de projetos anteriores (METCALF; EDDY, 2015).

No Brasil, sistemas anaeróbicos são amplamente aplicados, pois apresentam eficiência de remoção de DBO razoavelmente boa e custo relativamente baixo. Reatores UASB podem ser projetados e instalados, seguidos de tratamento biológico aeróbio complementar como uso de lodo ativado, biofiltros de percolação, filtros biológicos aerados submersos. Implementar ETE com reatores UASB seguido de tratamento biológico aeróbio com lodo secundário pode reduzir pela metade de área requerida, pois os reatores UASB apresentam maiores eficiências de remoção de DBO do que sistemas que dispõem de decantadores primários (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

O Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) em estudo é do tipo separador absoluto. O esgoto bruto é coletado por meio de uma rede coletora de policloreto de vinila (PVC) com diâmetros de 150 mm, 200 mm e 250 mm. Além disso, a rede coletora conta com três estações elevatórias. Até o ano 2021, o SES atendia cerca de 490 ligações e 966 economias. A referida estação possui capacidade de tratamento de esgoto doméstico correspondente a uma vazão média de 5,0 L/s, mínima de 2,5 L/s e máxima de 9 L/s. O sistema de tratamento é constituído por um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) + Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS) + Biofiltro nitrificante e desnitrificante + Remoção de fósforo (adição de cloreto férrico e decantação) + Desinfecção (Hipoclorito de sódio).

Nesse trabalho serão apresentados resultados laboratoriais relativos ao sistema de tratamento da ETE, que serão utilizados como forma de avaliar as características estruturais e operacionais, objetivando propor aprimoramentos na qualidade do efluente final gerado.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Analisar o desempenho de uma Estação de Tratamento de Esgoto Compacta composta por um Reator UASB, FBAS, FBAS Nitrificante e Desnitrificante e precipitação química

1.1.2 Objetivos Específicos

- 1: Avaliar o desempenho global e individual de cada unidade do sistema por meio de análises físico-químicas.
- 2: Averiguar possíveis problemas de infraestrutura e operacionais no processo de tratamento.
- 3: Propor melhorias condizentes com o sistema impactando positivamente a qualidade do efluente final.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO ANAERÓBIO

O tratamento anaeróbio ocorre por processos metabólicos de fermentação, onde a oxidação da matéria orgânica se sucede na ausência de um aceptor final de elétrons e na respiração em que são utilizados aceptor, tais como NO_3^- , SO_4^{2-} , ou CO_2 , já que a formação de metano se dá onde oxigênio, sulfato e nitrato não estão prontamente disponíveis. A oxidação da matéria orgânica transcorre em processos metabólicos complexos e depende de três grupos de microrganismo: bactérias fermentativas, bactérias sintróficas, e microrganismos metanogênicos (CHERNICHARO, 2016).

O processo de tratamento anaeróbio ocorre em quatro etapas distintas que estão apresentadas a seguir:

2.3.1 Hidrólise

É o primeiro processo da digestão anaeróbia que transforma componentes complexos em materiais menores dissolvidos, os quais podem transpassar as paredes celulares das bactérias responsáveis pela fermentação. Este processo é realizado por exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. A hidrólise é um processo lento e os fatores que podem

afetar o grau e a taxa que os compostos são hidrolisados, compreende em (CHERNICHARO, 2016):

- Temperatura operacional do reator;
- Tempo de residência do substrato;
- Composição do substrato;
- Tamanho das partículas;
- pH do meio;
- Concentração de NH_4^{+-}N ;
- Concentração de produtos da hidrólise.

2.3.2 Acidogênese

A acidogênese é uma reação muito comum e é realizada por um grande grupo de microrganismos hidrolíticos e não hidrolíticos. Durante a etapa de acidogênese, os produtos da hidrólise (aminoácidos, açúcares simples e LCFAs - *long chains fatty acids*), que são compostos solúveis relativamente pequenos, são difundidos dentro das células bacterianas através da membrana celular e após, fermentados ou oxidados anaerobicamente. Os compostos produzidos durante esta fase incluem ácidos graxos voláteis (AGVs), álcoois, ácido láctico, CO_2 , H_2 , NH_3 e H_2S (CHEN, 2020). A acidogênese ocorre por diversas bactérias fermentativas e os produtos gerados no processo são substratos importantes para as bactérias acetogênicas e para as arqueas metanogênicas, presentes nas etapas seguintes (CHERNICHARO, 2016).

2.3.3 Acetogênese

Na acetogênese, ocorre a conversão dos produtos gerados na acidogênese (propionato e butirato) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono por intermédio de bactérias sintróficas acetogênicas (CHERNICHARO, 2016). Neste processo, cerca de 70% da DQO digerida forma ácido acético, enquanto o restante se concentra na formação de hidrogênio (CAMPOS, 1999).

2.3.4 Metanogênese

A metanogênese é a última etapa de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, que se sucede por intermédio de microrganismos metanogênicos classificados como Archaea (CHERNICHARO, 2016).

O processo ocorre com a redução de ácido acético, ou por bactérias hidrogenotróficas a partir da redução do dióxido de carbono (CHEN, 2020; CAMPOS, 1999). Por decorrência de sua fisiologia, as arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos:

- Metanogênese acetoclástica: que usam acetato com forma de obtenção de carbono e energia, gerando CO₂ e CH₄ Faixa mesófila: entre 20 e cerca de 40°C;
- Metanogênese hidrogenotrófica: que necessitam do gás carbônico como forma de obter o carbono e acceptor de elétrons, além do hidrogênio como forma de obter energia

2.2 REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE (UASB)

Durante as últimas décadas, a digestão anaeróbia vem ganhando espaço mundialmente para tratamento de resíduos orgânicos e esgoto e, conseqüentemente, como fonte de geração de energia. Particularmente no Brasil, a tecnologia anaeróbia tem sido amplamente aplicada para tratamento de esgoto. Esta tecnologia foi desenvolvida devido a várias vantagens em relação aos sistemas aerados convencionais, como menor produção de lodo, menor demanda de energia e menores custos de construção e operação (MELO et al, 2020)

O sistema de tratamento de efluente presente em um reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* ou Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) consiste na inserção de um fluxo ascendente que permeia um leito de lodo denso e com grande atividade microbológica. O perfil dos sólidos presentes no lodo do reator varia de muito denso, o qual possui partículas granulares com alta capacidade de sedimentação, até um lodo com menor densidade e concentração de sólidos que se localiza próximo ao topo do reator (CHERNICHARO, 2016). A contração de biomassa no reator é elevada e devido essa característica o volume necessário é menor comparado a outros sistemas de tratamento (VON SPERLING, 2014).

O processo de tratamento se inicia com a entrada do esgoto pelo fundo do reator e posteriormente o efluente tratado deixa o reator na sua parte superior, através de um decantador interno. O sistema possui um dispositivo de separação de gases e sólidos que propicia as condições necessárias para a sedimentação das partículas que se desprendem da manta de lodo,

permitindo que estas retornem à câmara de digestão ao invés de serem arrastadas para fora do sistema. A mistura do sistema é promovida pelo fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás e a estabilização da matéria orgânica ocorre tanto no leito como na manta de lodo. Embora parte das partículas mais leves seja perdida juntamente com o efluente, o tempo médio de residência de sólidos no reator é mantido suficientemente elevado para propiciar o crescimento de uma massa densa de microrganismos formadores de metano (SANTOS, 2019).

Um dos processos fundamentais do sistema é a capacidade do reator em formar uma biomassa de alta atividade que pode apresentar flocos ou grânulos de 1 a 5 mm de tamanho (CHERNICHARO, 2016). Nos reatores UASB a biomassa se mantém dispersa e não aderida a um meio suporte. Desta forma, a biomassa ao crescer forma grânulos provenientes da aglutinação de microrganismo. Os grânulos, por sua vez, servem de meio suporte para outros seres (VON SPERLING, 2014).

O reator possui um dispositivo na parte superior responsável pela separação de gases e sólidos, tendo o objetivo separar os gases formados pelo tratamento de forma que uma zona de sedimentação seja criada no extremo superior do reator (CHERNICHARO, 2016).

Os reatores UASB exigem a implantação de programa de monitoramento com a frequência de amostragens e análises periódicas de determinados parâmetros. Também deve ser observado e desobstruído diariamente, se necessário, o dispositivo de alimentação para a correta distribuição do esgoto no fundo do reator. As eficiências dos reatores UASB na remoção de DBO e DQO são afetadas de forma significativa pelo tempo de detenção hidráulica. Entretanto, na prática é usual adotar-se um valor entre 60% e 70% para a remoção de DBO nos reatores UASB (BRASIL, 2020).

A Tabela 1 apresenta um comparativo entre países do desempenho de reatores UASB na remoção de DBO e DQO.

Tabela 1 - Comparativo entre países dos desempenhos dos reatores UASB em termos de remoção de DBO e DQO.

Local	ETE	Concentração de Efluente		Eficiência de Remoção		PE (hab.)
		DQO (mg/l)	DBO (mg/l)	DQO (%)	DBO (%)	
Brasil	TS+Fan	473	-	39	-	2.141
Brasil	UASB	283	-	58	-	3.047
Brasil	UASB	114	38	79	84	70.000
Brasil	UASB	251	98	65	74	24.000
Brasil	UASB	247	97	62	67	-

Brasil	UASB	190	70	60	65	1.000.000
Brasil	UASB	181	75	64	74	24.719
Brasil	UASB	106	69	72	72	150.000
Brasil	UASB	161	66	77	78	-
Brasil	UASB	237	64	60	69	3.808
Brasil	UASB	202	-	67	-	18.000
Colômbia	UASB	144	-	58	-	-
Colômbia	UASB	177	69	66	78	9.000
Índia	UASB	202	60	63	67	93.500
Índia	UASB	139-567	57-159	29-75	45-79	-
Índia	UASB	515	115	41	50	-
Índia	UASB	285	121	46	41	-
Índia	UASB	403	130	47	50	55.000- 570.000
Índia	UASB	-	-	61	61	-
Jordânia	UASB	632	-	58	-	-
México	UASB	-	-	70-80	-	-
Oriente Médio	UASB	221	83	71	70	-

Fonte: adaptado de Chernicharo et al. (2015).

Apesar de suas grandes vantagens, os reatores anaeróbios têm dificuldade em produzir efluentes que atendam aos padrões usuais de descarte estabelecidos pela maioria dos órgãos ambientais. Ao final do sistema o efluente precisará, de uma etapa de pós-tratamento para a sua disposição final adequada. Isso ocorre devido à limitada redução de matéria orgânica, baixo decréscimo de patógenos, de nutrientes e possíveis aspectos e odores desagradáveis, que são inerentes a todos os efluentes anaeróbios (BRASIL, 2020; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2009).

O tratamento aeróbico pode ser usado como um complemento ao estágio anaeróbico. O principal papel do pós-tratamento é potencializar a remoção de matéria orgânica, bem como remover constituintes pouco afetados pelo tratamento anaeróbico, como nutrientes e organismos patogênicos (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2009).

Vários processos de tratamento aeróbios, aerados ou não, vêm sendo utilizados no pós-tratamento de sistemas anaeróbios, ficando responsáveis pela eliminação da matéria orgânica

não removida anaerobiamente, proporcionando o enquadramento de outros constituintes que podem ser degradados ou transformados biologicamente, ou que são removidos via descarte de lodo excedente (SANTOS, 2019).

Na Tabela 2 estão contidas faixas de concentrações para DBO₅, DQO, Sólidos Suspensos Totais (SST), NT, PT em reatores UASB e sistemas de pós-tratamento. Já a Tabela 3 estão contidas as eficiências típicas dos sistemas citados.

Tabela 2 – Faixa de concentrações de efluentes de reatores UASB seguidos de pós-tratamento.

Sistemas	DBO₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)
Reator UASB	70 a 100	180 a 270	60 a 100	> 20	> 4
UASB + lodos ativados	20 a 50	60 a 150	20 a 40	> 20	> 4
UASB + biofiltro aerado submerso	20 a 50	60 a 150	20 a 40	> 20	> 4
UASB + filtro biológico percolador	20 a 60	70 a 180	20 a 40	> 20	> 4
UASB + filtro anaeróbio	40 a 80	100 a 200	30 a 60	> 20	> 4
UASB + flotação por ar dissolvido	20 a 50	60 a 100	10 a 30	> 30	1 a 2
UASB + lagoas de polimento	40 a 70	100 a 180	50 a 80	15 a 20	< 4
UASB + escoamento superficial	30 a 70	90 a 180	20 a 60	> 15	> 4

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Tabela 3 – Eficiências de remoção típicas de reatores UASB seguidos de pós-tratamento.

Sistemas	DBO₅ (%)	DQO (%)	SST (%)	N-total (%)	P-total (%)
Reator UASB	60 a 75	55 a 70	65 a 80	< 60	< 35
UASB + lodos ativados	83 a 93	75 a 88	87 a 93	< 60	< 35
UASB + biofiltro aerado submerso	83 a 93	75 a 88	87 a 93	< 60	< 35
UASB + filtro biológico percolador	83 a 93	73 a 88	87 a 93	< 60	< 35

UASB + filtro anaeróbio	75 a 87	70 a 80	80 a 90	< 60	< 35
UASB + flotação por ar dissolvido	83 a 93	83 a 90	90 a 97	< 30	75 a 88
UASB + lagoas de polimento	77 a 87	70 a 83	73 a 83	50 a 65	> 50
UASB + escoamento superficial	77 a 90	70 a 85	73 a 83	35 a 65	< 35

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

2.4 FATORES QUE INTERFEREM NO REATOR UASB

Na digestão anaeróbia fatores físicos e químicos influenciam no crescimento microbiano. Esses fatores exercem interferência na seleção dos microrganismos mais adaptados ao ambiente e que podem variar rapidamente de acordo com condições de fornecimentos de nutrientes ou condições físicas no sistema de tratamento (CHERNICHARO, 2016). Os principais fatores que interferem a eficiência da digestão anaeróbia, são:

2.4.1 Nutrientes

Para que os processos biológicos ocorram de modo eficiente é preciso que os nutrientes estejam distribuídos em quantidades suficientes. Caso contrário, será necessário realizar algum procedimento para compensar ou permitir que o sistema opere com eficiência menor (CHERNICHARO, 2016). O fósforo e nitrogênio são nutrientes essenciais para os processos biológicos da digestão anaeróbia e suas quantidades dependem da eficiência dos microrganismos em gerarem energia através das reações de oxidação da matéria orgânica. Já o enxofre é um nutriente essencial para metanogênese e sua concentração deve ser na ordem de grandeza do fósforo ou levemente superior (CAMPOS, 1999).

2.4.2 Temperatura

A temperatura é um dos fatores mais importantes na digestão anaeróbia e afeta os processos biológicos de diferentes formas, sendo as principais: a alteração na velocidade no

metabolismo dos microrganismos, equilíbrio iônico, e na solubilidade dos substratos, em especial a de lipídios (CAMPOS, 1999).

A temperatura é um fator importante na seleção das espécies presentes na digestão anaeróbia, sendo que estas não possuem formas de regular sua temperatura interna tornando imprescindível que o meio externo seja a forma de controle de temperatura. Desta maneira, três faixas de temperatura podem ser relacionadas ao crescimento microbiano em processos biológicos (CHERNICHARO, 2016):

- Faixa psicrófila: entre 4 e cerca de 15°C;
- Faixa mesófila: entre 20 e cerca de 40°C;
- Faixa termófila: entre 45 e 70°C, e acima.

Conforme Chernicharo (2016), pode-se caracterizar as faixas de temperatura e o crescimento microbiano da seguinte forma:

- Temperatura mínima: abaixo da qual o crescimento não ocorre;
- Temperatura média: onde o crescimento atinge seu máximo;
- Temperatura máxima: acima da temperatura em o crescimento não ocorre.

2.4.3 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

São fatores relacionados entre si e importantes no controle e operação de processos anaeróbios. Os microrganismos que produzem metano possuem um ótimo crescimento entre pH 6,0 e 8,0 e que valores abaixo de 6 e acima de 8,3 devem ser evitados, pois podem inibir alguns microrganismos que fazem parte do processo. As bactérias produtoras de ácidos são menos sensíveis ao pH em relação as produtoras de metanos, sendo que bactérias acidogênicas podem ser mais ativas em pH em torno de 4,5 (CHERNICHARO, 2016).

Compostos, como CO₂ e ácidos graxos voláteis de cadeia curta, tendem a abaixar o pH, enquanto cátions geradores de alcalinidade, como os íons de nitrogênio amoniacal provenientes da degradação de proteínas e o sódio originado da degradação de detergentes, aumentam a alcalinidade (CAMPOS, 1999).

2.4.4 Lodo

Reatores UASB possuem uma grande capacidade de reter de lodo, proporcionando idades de lodo elevadas e elevado grau de estabilização do lodo. Tais características se devem

pela existência de separadores trifásicos, velocidades ascensionais submetidas aos reatores e a da alta capacidade de sedimentação (LEITÃO et al., 2010). Porém, os reatores UASB possuem um certo grau de capacidade de armazenagem de lodo e que não podem ser ultrapassadas. Para isso, se faz a necessidade de elaborar estratégias de descartes para que não ocorra deterioração da qualidade do efluente (CHERNICHARO et al., 2018; SATO et al., 2006)

A perda de sólidos também pode prejudicar as etapas de pós-tratamento, ocasionando entupimento ou inundação das unidades seguintes, especialmente quando são usados processos de crescimento de meio suporte fixo. Ainda, a perda de sólidos pode influenciar na redução do índice de vazios prejudicando a transferência de oxigênio e, conseqüentemente, o desempenho na remoção de carbono residual e amônia (BRESSANI-RIBEIRO, et al. 2019). A perda de sólidos tende a piorar quando o reator opera com sobrecarga hidráulica e velocidades ascensionais mais elevadas que as previstas em projeto (LOBATO et al., 2018).

Desta forma, uma estratégia para não ocorrer perdas de sólidos em excesso e aumento do volume de lodo em reatores UASB, se faz com implementação de sistema de preliminar de tratamento que atue de modo eficaz na retenção de sólidos grosseiros e gordura. Em virtude de um tratamento preliminar ineficiente, pode ocorrer obstruções de tubulações, avarias a equipamentos eletromecânicos, acumulação de areia no interior dos reatores e formação de espuma no reator UASB (RIBEIRO et al., 2018; METCALF; EDDY, 2015).

Chernicharo (2016) menciona que a não remoção de sólidos grosseiros pode interferir negativamente no processo de tratamento, sendo que a presença destes materiais afeta a distribuição do esgoto no fundo do reator, gerando acúmulo de lodo de características ruins, baixa atividade e de difícil remoção.

No que se refere a presença de gordura, pode haver interferência na atividade biológica, gerando a inibição da metanogênese devido a adsorção desses compostos nas membranas celulares dos organismos responsáveis pelo processo (METCALF; EDDY, 2015). Além do mais, Chernicharo (2016) cita que a gordura por se tratar de um material de difícil degradação biológica, aglomera-se com outros materiais flutuantes, numa camada grossa de espuma, que diminui o volume útil do reator e tende a comprometer a eficiências das unidades subsequentes.

Em síntese, um adequado tratamento preliminar para sistemas compostos por reatores UASB resultará de benefícios (RIBEIRO et al., 2018):

- Influência positiva na manutenção das estruturas de distribuição de vazão e calhas coletoras de efluente, evitando obstruções;

- Redução da deposição e acúmulo de areia no fundo de reatores UASB;
- Melhoria no gerenciamento do lodo, visto que será possível obter um sólido com menor conteúdo de detritos e areia, e de melhor qualidade estética;
- Melhor gerenciamento de espuma, sobretudo devido ao fato de que, quando não removidos adequadamente no tratamento preliminar, alguns materiais tendem a flotar no interior do reator e acumular na parte superior do separador trifásico;
- Redução significativa de problemas corriqueiros na operação das unidades de processamento mecanizado de lodo e espuma, como paralisação por obstruções de tubulações, quebra e perda de rendimento de equipamentos por desgaste.

2.5 TRATAMENTO AERÓBIO

O tratamento aeróbio é constituído por um processo biológico que tem por objetivo destruir a matéria orgânica através da presença de oxigênio dissolvido (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

No tratamento aeróbio, conforme o substrato é reduzido, os microrganismos presentes iniciam o consumo do seu próprio protoplasma para obtenção de energia que será utilizada para manutenção de reações celulares. A partir do momento em que a energia é obtida, os microrganismos entram na fase denominada endógena. O tecido da célula é oxidado aerobiamente para dióxido de carbono, água e amônia (METCALF; EDDY, 2015).

No processo de tratamento aeróbio de 75% a 80% do tecido celular pode ser oxidado, o restante é composto de materiais inertes e compostos orgânicos recalcitrantes. A amônia produzida é oxidada para nitrato conforme o processo de digestão vai sendo desenvolvido. Já os sólidos voláteis não biodegradáveis em suspensão permanecerão no produto final da digestão aeróbia (METCALF; EDDY, 2015).

Em comparação com o processo anaeróbio, os sistemas aeróbios apresentam as seguintes vantagens: redução de sólidos voláteis, caso ocorra em um sistema bem operado, apresentando uma parcela semelhante a obtida pela digestão anaeróbia; baixa concentração de DBO nas correntes líquidas em relação aos processos anaeróbios; geração de um lodo estável e sem emissão de odor; o biossólido produzido pode ser utilizado como fertilizante; possui tecnologia simples; baixo custo para instalações de pequeno porte; sem risco de explosões; e é

um modo adequado para a digestão do excesso de lodo com alta concentração de nutrientes (METCALF; EDDY, 2015).

Já no que se refere às desvantagens, os sistemas aeróbios apresentam: alto custo por decorrência do fornecimento de oxigênio para estabilização da matéria orgânica; não é possível produzir metano para a recuperação de energia; as características no desaguamento mecânico do lodo são piores do que o lodo gerado em processos anaeróbios; o processo consome alcalinizante (METCALF; EDDY, 2015). No Quadro 1 estão dispostas as comparações entre sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio.

Quadro 1 - Comparações entre os sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio.

Parâmetro	Tratamento aeróbio	Tratamento anaeróbio
Tempo de detenção	12 - dias (*)	20 - 60 dias
Volume	V	2 a 4 V
Potência	P/ agitação mecânica e transferência de oxigênio	Apenas para agitação mecânica
Odor	Praticamente sem	Na fermentação ácida
Sobrenadante (DBO)	> 100 mg/L	500 - 1000 mg/L
Custo de implantação	C ⁽¹⁾	2 C ⁽¹⁾
Custo de operação	C ⁽¹⁾	1/3 C ⁽¹⁾
Produção de gás	Não produz	20 - 30 L/hab
Remoção de SSV	40%	50%
Desidratação (leito de secagem)	100 m ² /100 hab	80 m ² /1000 hab

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (2011).

⁽¹⁾ Variável referente ao custo.

Na digestão aeróbia o processo de aeração é fundamental pois o oxigênio tem pouca capacidade de dissolver no meio líquido, e dessa forma necessita de sistemas que proporcionem a aceleração do processo para que o fornecimento de oxigênio atenda o consumo necessários para as bactérias. Com isso há duas formas principais de produzir aeração artificial (VON SPERLING, 2016):

- **Areação por ar difuso:** inserir ar ou oxigênio no meio líquido.

- **Aeração mecânica:** causar um grande turbilhonamento, onde gotículas de líquidos ficam expostas ao ar atmosférico.

A aeração por ar difuso transcorre com mecanismos de difusores submersos no líquido, tubulações distribuidoras de ar, tubulações de transporte de ar, sopradores ou outras tecnologias de inserção de ar. O ar é introduzido pelo fundo do tanque e a transferência de oxigênio ocorre à medida que as bolhas se elevam até a superfície. A aeração por ar difuso pode ser classificada conforme a porosidade dos difusores e o tamanho da bolha gerada. Entre os principais está o difusor poroso que produz bolhas finais e médias, e o difusor não poroso que produz bolhas grossas artificial (VON SPERLING, 2016).

Nos aeradores mecânicos a submersão das hélices em relação ao nível d'água é um aspecto fundamental em termos de transferências de oxigênio e consumo de energia. A turbulência gerada pelos aeradores mecânicos é caracterizada por oscilações e turbilhonamentos que transportam partículas de fluido de uma camada para outra com velocidades variáveis. (VON SPERLING, 2016).

2.6 FILTROS BIOLÓGICOS AERADOS SUBMERSOS (FBAS)

Os biofiltros aerados oferecem a possibilidade de operar estações com baixo impacto ambiental, permitem a possibilidade de serem cobertas e desodorizadas de forma simples. Os biofiltros aerados submersos são reatores biológicos à base de culturas de microrganismos fixas sobre um meio suporte e constituem-se de um tanque preenchido com um material poroso, através do qual a água residuária e o ar fluem de modo permanentemente. Na maioria dos processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando o sistema como reatores trifásicos, compostos por (GONÇALVES, 2001):

- Fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que nele se desenvolvem sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- Fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso;
- Fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em reduzida escala, pelos gases subprodutos da atividade biológica no reator.

Os Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), se caracterizam pelo enchimento do mesmo tipo do utilizado para os filtros biológicos percoladores (FBP). Por não possuírem enchimento do tipo granular, os FBAS não retêm a biomassa em suspensão pela ação de

filtração e devem dispor de decantador secundário para clarificação do efluente, que pode ser do tipo convencional ou lamelar (GONÇALVES, 2001; SANTOS, 2019). Considerando que os FBAS requerem desníveis consideráveis para serem utilizados, quando se tem áreas planas para a implantação da ETE, os FBAS podem ser uma alternativa de pós-tratamento interessante para efluentes de reatores UASB (GONÇALVES, 2001).

Pelo fato de o FBAS ser um biorreator de crescimento acoplado submerso que usa meio granular, os resíduos líquidos passam pela mídia continuamente e sempre em condições submersas. A presença do meio faz com que os microrganismos cresçam, aderem e formem uma fina camada de biofilme (SATRIA, 2019). Os biofilmes podem ser usados em condições aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas para remover biologicamente carbono orgânico, nitrogênio e fósforo de águas residuais. Os microrganismos são fixados em um biofilme à superfície de um material de inerte ou substrato. Um biofilme se desenvolve no substrato como resultado do (RODGERS; LAMBE; XIAO, 2006):

- Transporte de células e nutrientes para o substrato por difusão e advecção;
- Adsorção de células ao substrato e conseqüente formação do biofilme;
- Crescimento e outros processos metabólicos dentro do biofilme;

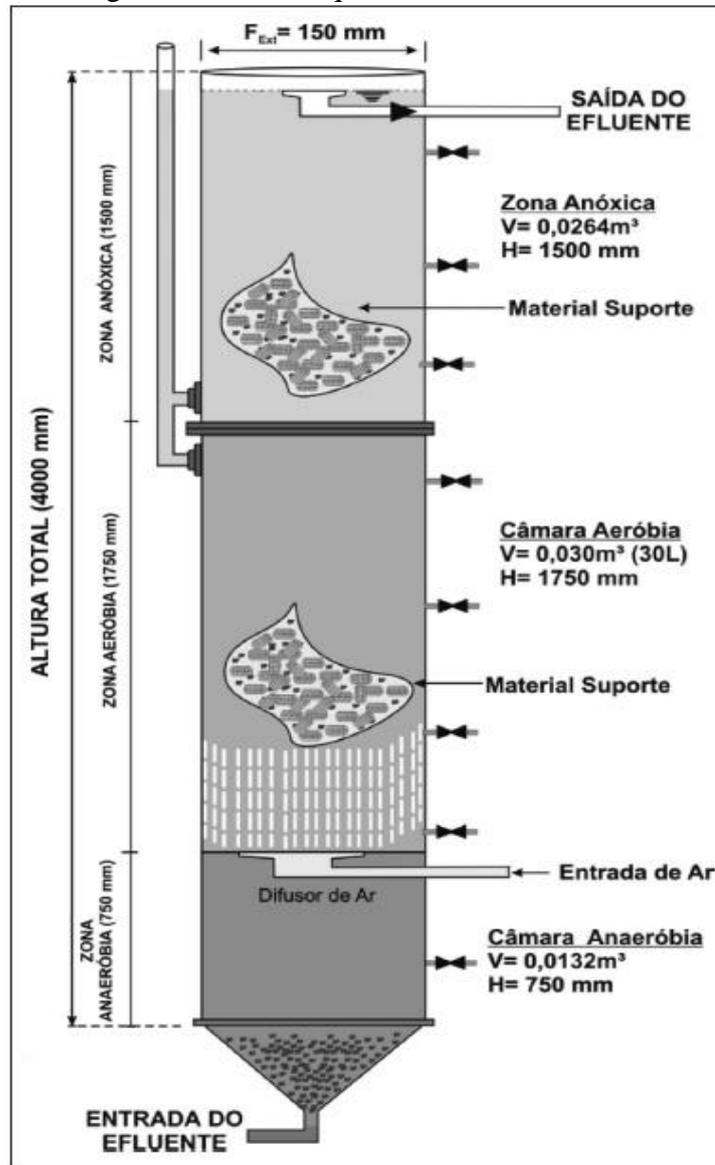
Os FBAS podem operar com fluxo ascendente ou descendente, e como necessitam de fornecimento de ar para aeração, este é feito através de difusores de bolhas grossas. Em reatores de biofilme de leito fixo submerso, o oxigênio deve ser fornecido pela introdução de ar na parte inferior do filtro (GONÇALVES, 2001; CHEN, 2020). As condições aeróbicas necessárias para o tratamento exigem uma grande demanda de ventilação para manter a demanda de oxigênio. Ao se criar as condições favoráveis, os microrganismos aderidos ao meio suporte retém a matéria orgânica do esgoto através do fenômeno da adsorção (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

A transferência de oxigênio ocorre em todo o leito do filtro à medida que as bolhas de ar sobem para o topo do reator. Embora o ar difuso de bolha média ou grossa seja utilizado para evitar o entupimento do sistema de aeração pelo crescimento de biofilme, eficiências de aeração próximas àsquelas de difusores de bolha fina em lodo ativado podem ser alcançadas (CHEN, 2020). O processo de injeção é geralmente realizado pela utilização de sistemas de aeração com bolhas grossas através de uma rede de tubulação que pode estar localizadas abaixo do leito fixo. A disposição de furos de modo padrão possibilita a distribuição de ar uniforme e toda seção do filtro (METCALF; EDDY, 2015).

A tecnologia pode ser empregada em ETEs compactas como tratamento biológico ou pós-tratamento de efluente provindo de um reator anaeróbio. Para o seu dimensionamento

recomendam-se orientações previstas na Norma Técnica Brasileira (NBR) 12.209/2011 (SANTOS, 2019). A Figura 1 apresenta o corte esquemático do FBAS.

Figura 1 – Corte esquemático de uma FBAS.



Fonte: Adaptado de DELLA GIUSTINA et al (2010).

2.7 FATORES QUE INTERFEREM NO FBAS

2.7.1 Meio suporte

O meio suporte possui a função de fixar os microrganismos e realizar a retenção de sólidos. Quanto menor for a superfície específica disponível para a fixação das colônias de microrganismos, menor será também a capacidade de retenção de sólidos suspensos por filtração (GONÇALVES, 2001).

Para escolha de meio suporte adequado ao tratamento é necessário optar pelo meio que ofereça resistência a atrito, que tenha a propriedade de ser quimicamente estável, grande área superficial e baixa massa específica (KENT; FITZPATRICK; WILLIAMS, 1996). Ainda, a escolha das características do meio suporte deve atender a um compromisso entre a qualidade do efluente tratado e a frequência de lavagem, dentro de limites economicamente razoáveis (GONÇALVES, 2001).

Os materiais granulares de origem mineral como grãos de argila calcinada ou xisto expandido, e sintéticos tais como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico pode ser utilizado como suporte (GONÇALVES, 2001). O custo de materiais sintéticos pode ser mais elevado comparado aos materiais de origem mineral, entretanto, o valor suplementar pode ser compensado devido a menor necessidade de demanda energética utilizada no processo de lavagem (WEF, 2011).

2.7.2 Aeração

Os FBAS dispõem de um sistema direto de aeração artificial, composto por sopradores e tubulações para o transporte de ar. Em filtros anóxicos, empregados como reatores de desnitrificação no tratamento de esgotos não se faz uso da demanda de ar (GONÇALVES, 2001).

A aeração atua no fornecimento de oxigênio para os microrganismos aeróbios ou nitrificantes, criando condições que favorecem o controle da biomassa ativa e o contato do substrato com os microrganismos (RUSTEN, 1984; VON SPERLING, 2016).

O sentido de fluxo de ar de água determina as principais características operacionais de um biofiltro, influenciando diretamente na retenção de Sólidos Suspensos (SS), transferência de oxigênio, evolução da perda de carga hidráulica, tipo de lavagem, gastos energéticos e a produção de odores. Ainda, o fluxo de ar só é viável no sentido ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. A corrente descendente de ar só é possível em meios granulares que não sejam submersos (GONÇALVES, 2001).

2.7.3 Produção de lodo

No FBAS o lodo de excesso produzido é recirculado para o reator UASB, onde ocorre a digestão e adensamento pela via anaeróbia. O excesso de massa produzido no FBAS é

diariamente removido e processo para manter a operação adequada (METCALF; EDDY, 2015; GONÇALVES, 2001).

Quando utilizado material de enchimento com elevado índice de vazios e elevada área superficial, pode permitir uma boa recirculação de lodo do decantador secundário, aumentando significativamente a biomassa no sistema (GONÇALVES, 2001).

2.7.4 Lavagem do meio suporte

A lavagem periódica do meio filtrante é uma etapa obrigatória na operação do FBAS. A operação compreende a interrupção total do funcionamento da unidade sob lavagem, sendo por isso realizada nos horários de pequenas vazões afluentes à ETE (GONÇALVES, 2001).

A contra lavagem periódica do FBAS é necessária para remoção dos sólidos provenientes da corrente de alimentação e produzidos pelo crescimento biológico no material filtrante. O procedimento de contra lavagem depende do tipo de meio suporte utilizado e das características do afluente a ser tratado. A frequência de descargas é estabelecida com base no tempo de operação diária. Os afluentes com altas concentrações de sólidos suspensos podem resultar em operações de contra lavagem mais frequentes. Desta forma, como efeito dessa condição pode ser a necessidade aumentar a área necessários do filtro ou um número maior de unidades de tratamento (METCALF; EDDY, 2015; WEF, 2011).

2.8 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

Quando o objetivo do tratamento de esgoto é também a remoção de nitrogênio, o reator UASB deve ser usado para tratar inicialmente uma parcela do esgoto bruto afluente, devendo o restante ser encaminhado diretamente ao tratamento biológico complementar com nitrificação e desnitrificação (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001). A nitrificação e a desnitrificação são processos biológicos que podem ocorrer de forma sequencial ou simultânea (JU et al., 2007).

2.8.1.1 Nitrificação

A nitrificação corresponde a transformação amônia em nitrato. Este processo envolve os microrganismos autótrofos quimiossintetizantes, sendo que o gás carbônico é a principal fonte de carbono. A energia que é obtida no processo provém da oxidação de substrato orgânico como a amônia, em forma mineralizadas (VON SPERLING, 2014).

Existem dois grupos filogeneticamente distintos de bactérias que realizam coletivamente a nitrificação: bactérias oxidantes de amônia que obtêm energia catabolizando amônia não ionizada em nitrito; bactérias oxidantes de nitrito mineralizam nitrito em nitrato. Na primeira etapa participam bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio*. A segunda etapa envolve os gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* e *Nitrospina* (HAGOPIAN; RILEY, 1998). Quando a população de nitrificadores está bem estabelecida, o segundo passo, a oxidação de nitrito para nitrato, desenvolve-se tão rapidamente, que, para efeitos práticos, pode ser considerada como instantânea (MOTA; VON SPERLING, 2009).

Para que ocorra a nitrificação em reatores com biofilme é necessário criar condições de projeto que proporcionem baixas cargas de modo que sejam compactáveis com a reprodução mais lenta de bactérias nitrificantes (VON SPERLING, 2014). Altas concentrações de substrato no afluente afetam a taxa de nitrificação e o crescimento de biomassa dentro dos reatores. Bactérias nitrificantes requerem alguma matéria carbonácea para sua assimilação, mas altas concentrações de matéria carbonácea promoverão o crescimento de bactérias de remoção carbonácea (heterotróficas), resultando em inibição competitiva. Além disso, a concentração de sólidos suspensos deve ser mantida baixa já que estes irão promover o crescimento de biofilme heterotrófico, inibindo, portanto, a nitrificação (MANN et al., 1998).

A hidrodinâmica do reator e o tempo de residência hidráulica afetam o crescimento do biofilme e a remoção de nutrientes. A hidrodinâmica dos reatores varia com o meio usado e taxas de aeração. Em condições turbulentas afetarão tanto o tipo de crescimento do biofilme quanto a fixação de superfície. A capacidade de filtragem do reator mudará sua configuração hidrodinâmica, o que pode causar condições variáveis dentro dos reatores que podem inibir a eficiência da nitrificação (MANN et al., 1998). Os processos de remoção de nutrientes biológicos, operando em tempo de detenção maiores, melhoraram a eficiência da aeração, causando impactos positivos na remoção de nitrogênio (CHEN, 2020).

Para a remoção de nitrogênio a concentração de OD é um dos principais parâmetros de controle nos processos nitrificação. Em concentração muito baixa de OD, bactérias nitrificantes são capazes de produzir nitrito. Já em altas concentrações de OD pode ocorrer a inibição das bactérias que realizam a conversão de amônio e nitrito em nitrogênio gasoso. (GUTIÉRREZ, 2019; BERNAT et al., 2012).

Para o processo de nitrificação, a recirculação do efluente promove a diluição do afluente, introduz oxigênio na massa líquida, auxilia o controle da espessura de biofilmes,

evitando entupimentos e facilitando a transferência de massa para o interior da matriz de origem biológica. Ainda, a recirculação proporciona a possibilidade de um novo contato entre a biomassa e o substrato (FLORÊNCIO et al. 2009).

2.8.1.2 Desnitrificação

A remoção biológica do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio é denominada desnitrificação (METCALF; EDDY, 2015). A desnitrificação ocorre em condições de ausência de oxigênio, mas na presença de nitratos, que se denomina como condição anóxica. Nessa condição, bactérias específicas utilizam o nitrato no processo de respiração, convertendo o nitrogênio gasoso, que escapa para a atmosfera, ocorrendo assim o processo de desnitrificação. Nos sistemas de biofiltros aerados submersos são necessárias modificações no processo que incluem a criação de zonas anóxicas possíveis e recirculação interna (VON SPERLING, 2014).

No processo de desnitrificação as bactérias participantes são organismos aeróbios facultativos de diferentes gêneros incluindo as *Achromobacter*, *Aeromonas*, *Aquaspirillum*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Pseudomonas*, *Rhizobium* e determinadas leveduras (PRAMANIK, 2012).

A desnitrificação pode ser afetada de acordo com a quantidade de matéria orgânica. Em tratamentos biológicos de efluentes, a presença de substrato facilmente degradável é baixa. Com uma relação carbono/nitrogênio (C:N) menores do que 2,5 não possibilitam uma desnitrificação satisfatória, sendo necessário uma fonte externa de carbono (HELMERMADHOK et al., 2002).

2.9 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO

A remoção biológica de fósforo se sucede através da capacidade de bactérias heterotróficas presentes na biomassa de acumularem fosfato solubilizado na forma de polifosfatos. O processo ocorre se houverem condições ótimas para seu crescimento e metabolismo (WANG et al, 2008). O grupo de seres que executam a remoção de fósforo são denominados organismos acumuladores de polifosfato (PAO), que necessitam de condições operacionais que impõem uma vantagem seletiva, enquanto colocam os outros grupos em desvantagem temporária em relação ao acesso ao substrato (WEF, 2005).

A operação bem-sucedida do sistema depende da presença dos seguintes fatores (WEF, 2005):

- Carbono orgânico e fósforo disponíveis em quantidade suficiente no afluente secundário;
- Uma zona “seletora” anaeróbica de tamanho correto precedendo as últimas zonas, onde aceptores de elétrons suficientes, como oxigênio ou nitrato, serão mantidos para o crescimento;
- Quantidade suficiente de cátions, como magnésio e potássio, para facilitar a liberação e absorção de fosfato.

A razão de demanda de DQO, DBO₅ e PT é crucial para o projeto adequado dos sistemas de remoção de fósforo. A Tabela 4 apresenta as proporções mínimas de substrato que foram relatadas na literatura para obter concentrações de fósforo no efluente inferiores a 1 mg/L.

Avaliar DQO:PT e a DBO₅:PT fornecerá apenas uma aproximação grosseira das capacidades de remoção biológica de fósforo, mas fornecerá uma regra prática útil para estimativas. Avaliar a proporção de DQO prontamente biodegradável (rbDQO) para o fósforo total no afluente é mais confiável de avaliar as capacidades de remoção biológica de uma estação de tratamento de águas residuais e de determinar os níveis ideais de substrato necessário para atingir a concentração de fosfato efluente desejada (USEPA, 2010).

Tabela 4 - Proporções para alcançar a concentração total de efluente de fósforo inferior a 1,0 mg/L.

Tipo de Substrato para Fósforo Total	Proporção Mínima Recomendada
DQO:PT	40 – 45
DBO ₅ :PT	20
rbDQO:PT	10 – 16

Fonte: USEPA (2010).

No processo de remoção biológica de fósforo a zona aeróbia desempenha um papel importante, criando condições para a absorção do fósforo após sua liberação na zona anaeróbica. Como o estágio aeróbico é projetado para permitir tempo suficiente para remoção de DBO e nitrificação, espera-se que haja tempo suficiente para absorção de fósforo. Este aspecto torna-se crítico se a zona aeróbica nem sempre estiver totalmente oxigenada (VON SPERLING, 2007).

O controle da aeração é imprescindível para a remoção biológica de nutrientes. No que se refere a remoção de fósforo, Von Sperling (2007) cita que a presença de OD pode afetar a taxa de remoção de fósforo na zona aeróbia, embora não estejam estabelecidas as faixas ótimas de remoção do elemento. Caso a presença de OD seja muito baixa, a remoção de fósforo pode diminuir levando ao desenvolvimento de lodo com baixa sedimentabilidade. E se o OD for muito alto, a eficiência da desnitrificação pode ser reduzida devido o OD proporcionar um ambiente anóxico. Como consequência, pode ocorrer um aumento da concentração de nitratos, o que afeta a liberação de fósforo na zona anaeróbica.

2.10 PRECIPITAÇÃO QUÍMICA

A precipitação química é amplamente utilizada para remover o fósforo em estações de tratamento de efluentes. Produtos químicos como sais metálicos ou cal podem ser adicionados a processos primários, secundários ou terciários ou em vários locais dentro da planta. A remoção de sólidos após precipitação química pode ser convencional, como clarificação primária ou secundária, ou avançada, como filtração terciária ou tecnologias alternativas .

Os produtos químicos usados para a precipitação de fósforo são normalmente sais metálicos ou cal. Os dois sais metálicos mais comuns são o sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)_3$ e o cloreto férrico ($FeCl_3$) (USEPA, 2010). A adição $FeCl_3$ na água resulta em reações sequenciais de hidrólise, que promove a coagulação por neutralização das cargas dos colóides ou por varredura. Destaca-se como vantagem do emprego do $FeCl_3$, a boa qualidade dos seus flocos e ampla faixa de pH compreendido entre 5,0 e 11,0. Porém, durante o processo de coagulação com $FeCl_3$, em função da interação dos íons férricos com o meio, observa-se a diminuição do pH. Para tal situação pode ser necessária a uma correção do pH ao final do processo de tratamento (VOLSCHAN Jr et al., 2009).

Os sistemas que compõem a adição de sais metálicos para remoção de fósforo necessitam de métodos de separação de sólidos, pois uma grande parte do fósforo efluente está contida em precipitados químicos. A separação de sólidos por gravidade fazendo o uso de decantadores secundários é frequentemente usada. A tecnologia permite flexibilidade no ponto de adição de produtos químicos e fornece uma zona na qual o controle direto pode ser exercido sobre os gradientes de velocidade para alcançar a floculação ideal (USEPA, 2010).

O excesso de sólidos suspensos afluente é um fator importante que interfere negativamente na qualidade de tratamento. Szabó (2008), observou que o aumento da presença de sólidos, gera menor a eficiência de remoção de fósforo, além de exigir maiores dosagem de

precipitantes. Perante essa condição, vale salientar que a superdosagem de produto químico para neutralização da partícula pode provocar uma reversão da sua carga, possibilitando a reestabilização da solução coloidal (FLORENCIO et al. 2009).

No que se refere a eficiência do uso de cloreto férrico para remoção de fósforo em esgoto doméstico, Smith et al. (2007) observaram que razões de Dosagem de coagulante/PT de 1,5 a 2,0 são suficientes remover 80 a 98% solúvel. Alcançar concentrações de PT no efluente muito baixas, ou seja, abaixo de 0,10 mg/L, requer razões significativamente mais altas de cerca de 6 ou 7.

2.11 PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO

2.11.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

A DBO é a quantidade relativa ao oxigênio requerido para realizar a estabilização das matérias orgânicas carbonáceas através de processos bioquímicos (VON SPERLING, 2014). Para estabilizar as matérias orgânica e determinar seu valor, necessitam-se entre 20 ou mais dias. Entretanto, para evitar diminuir o tempo de realização da análise convencionou-se proceder a medição no quinto dia (METCALF; EDDY, 2015). É necessário também que o teste seja realizado a uma temperatura de 20°C, pois a velocidade do metabolismo bacteriano é alterada de acordo com a temperatura (VON SPERLING, 2014).

A partir dos resultados do teste de DBO é possível projetar uma estação de tratamento de esgoto, medir a eficiência do processo de tratamento e verificar o atendimento a legislação competente ao lançamento de efluentes receptores (METCALF; EDDY, 2015).

2.11.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO mede o consumo de oxigênio em função da oxidação química da matéria orgânica, sendo um resultado indireto do teor de matéria orgânica da amostra. O resultado é obtido por intermédio da utilização de um forte oxidante, como por exemplo, o dicromato de potássio, utilizado em meio ácido (VON SPERLING, 2014).

Conforme Metcalf e Eddy (2015), raramente o nível de DBO carbonácea supera o valor de DQO, e algumas razões dessa diferença são:

- Substâncias orgânicas difíceis de ser oxidadas biologicamente e que são oxidadas quimicamente;
- As substâncias que são oxidadas pelo dicromato aumentam a proporção orgânica da amostra;
- Existem substâncias orgânicas que podem ser tóxicas a microrganismos utilizados na avaliação do nível de DBO;
- Presença de substâncias orgânicas com as quais o dicromato pode reagir.

No que diz respeito ao tratamento de efluentes domésticos, a relação DQO/DBO₅ varia em torno de 1,7 e 2,4, e para efluentes industriais o método de tratamento a ser empregado é determinado pelas seguintes relações (VON SPERLING, 2014):

- Relação DQO/DBO₅ baixa - maior que 2,5:
 - A fração biodegradável é elevada;
 - Indica-se tratamento biológico
- Relação DQO/DBO₅ intermediária - entre 2,5 e 4:
 - Fração não elevada;
 - Realizar estudo de tratabilidade para verificar a utilização de tratamento biológico;
- Relação DQO/DBO₅ acima de 4
 - Fração inerte elevada;
 - Possibilidade de utilizar tratamento físico-químico.

2.11.3 FÓSFORO TOTAL

O fósforo total em águas residuais domésticas normalmente varia e depende das fontes industriais, da conservação da água ou do lançamento de detergentes. O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Além disso, o fósforo também é necessário para o crescimento de algas, podendo conduzir o fenômeno de eutrofização em lagos e represas. O fósforo é usado em fertilizantes, detergentes e agentes de limpeza e está presente em dejetos humanos e animais (USEPA, 2010; VON SPERLING, 2014). No que diz respeito ao fósforo presente nas águas residuais, pode estar nas seguintes formas (USEPA, 2010):

- Fosfato (também chamado de ortofosfato)
- Polifosfato

- Fósforo orgânico

O fósforo presente nos detergentes apresenta-se na forma de polifosfato solúveis, ou após a hidrólise na forma de ortofosfatos. Os polifosfatos são moléculas complexas que possuem dois ou mais átomos de fósforos que se transformam em ortofosfato por decorrência de hidrólise. Já os ortofosfatos, estão diretamente ligados ao metabolismo biológico e que não há necessidade de conversões a formas mais simples. A forma que os ortofosfatos se apresentam em esgotos domésticos dependem do pH, e tais formas incluem: PO_4^{3-} , HPO_4^{3-} , H_2PO_4^- e H_2PO_4 (VON SPERLING, 2014).

O fósforo organicamente ligado pode ser subdividido em frações biodegradáveis e não biodegradáveis. A fração solúvel não biodegradável passará pela estação de tratamento e será lançada no efluente em concentração igual à sua concentração no afluente. A forma particulada não biodegradável, se não sedimentada, será removida com o lodo (WEF, 2005).

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento biológico, e se não estiver presente em quantidades suficientes, pode inibir o crescimento de microrganismos e reduzir a eficiência dos processos de tratamento biológico (WEF, 2005).

2.11.4 NITROGÊNIO TOTAL

As principais fontes de nitrogênio são compostos nitrogenados de origem animal ou vegetal, nitrato de sódio e nitrogênio atmosférico (METCALF; EDDY, 2015). No tratamento de esgoto o nitrogênio é um elemento indispensável no crescimento que microrganismos que participarão do processo de tratabilidade de efluentes. Em cursos d'água a forma que o nitrogênio é encontrado predominante, permite avaliar o grau de poluição proveniente do lançamento de esgoto. Para poluição recente, o nitrogênio se apresentará em forma de nitrogênio orgânico ou amônia. Já para poluição antiga, o nitrogênio estará em forma de nitrato (VON SPERLING, 2014).

A Quadro 2 mostra as condições e formas que o nitrogênio pode estar no âmbito do tratamento de efluentes.

Quadro 2 - Condições e formas do nitrogênio em tratamento de efluentes

Condição	Forma predominante do nitrogênio
Esgoto bruto	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico • Amônia

Poluição recente em um curso de água	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico • Amônia
Estágio intermediário da poluição em um curso de água	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico • Nitrito (em menores concentrações) • Nitrato
Poluição remota em um curso de água	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico (em menores concentrações) • Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação/desnitrificação	<ul style="list-style-type: none"> • Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

Fonte: Autor (2022)

Em esgotos, o nitrogênio se encontra predominantemente na forma de nitrogênio orgânico e amônia. O nitrogênio orgânico corresponde ao grupamento amina e a amônia tem como a principal origem a ureia. Para determinação do nível de nitrogênio orgânico e amônia é utilizado o método Kjeldahl (VON SPERLING, 2014).

O nitrogênio total é composto por amônia, nitrito e nitrato e suas frações podem estar na forma solúvel ou particulada (METCALF; EDDY, 2015). Na determinação de nitrogênio orgânico com o método Kjeldahl, a amostra aquosa é fervida com intuito de extrair a amônia que vai ser digerida em seguida. Durante a digestão, o nitrogênio orgânico sofre a conversão em íon de amônia por decorrência da ação de calor e ácidos. Logo, o nitrogênio Kjeldahl total (NKT) é determinado da mesma forma, como nitrogênio orgânico, com exceção de que a amônia não é extraída antes da fase de digestão. Desta forma, o nitrogênio Kjeldahl é o total de nitrogênio orgânico e amônia (METCALF; EDDY, 2015).

2.11.5 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

O pH é um importante parâmetro de qualidade das águas naturais e do esgoto. O campo de variação da concentração adequada para a existência de grande parte da vida aquática é estreita. Desta forma, é dificultoso tratar esgoto em níveis extremos por meio biológico (METCALF; EDDY, 2015).

O potencial hidrogeniônico é uma indicação sobre as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de pH é de 0 a 14, onde o pH menor que 7 indica condições ácidas, pH igual a 7 indica neutralidade e pH maior que 7 indica condições alcalinas. Em termos

de corpos d'água, valores elevados de pH podem estar associados à proliferação de algas, sua variação alta ou baixa pode ser indicativo de contaminação por efluentes industriais (VON SPERLING, 2016).

O pH é uma variável importante em qualquer processo de tratamento biológico. O monitoramento pode ajudar os operadores a responder a mudanças no pH devido à composição do efluente ou adições químicas. O pH é também um parâmetro importante para a nitrificação (USEPA, 2010).

2.11.6 SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (SSed)

Os sólidos presentes em esgoto doméstico são categorizados de acordo com a dimensão das partículas (sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos), da sedimentabilidade (sólidos sedimentáveis, flutuantes ou flotáveis e não sedimentáveis), da secagem em temperatura média, 103 a 105 °C (sólidos totais, suspensos totais e dissolvidos totais) e da secagem a elevada temperatura, 550 a 600 °C (sólidos fixos e voláteis). Conhecer cada fração de sólidos auxilia no controle operacional de sistemas de esgotamento sanitário (JORDÃO; PESSOA, 2011).

O teste padrão para análise de SSed consiste em colocar uma amostra de esgoto em um cone *Imhoff* de 1 litro e anotar o volume de sólidos em milímetros que sedimentam após o período de tempo de 1 hora. Tipicamente, cerca de 60% de sólidos suspensos em esgoto são sedimentáveis (METCALF; EDDY, 2015).

2.12 PADRÕES DE LANÇAMENTO

No tratamento de efluentes é necessário atender as legislações que regulamentam os parâmetros físico-químicos e biológicos do lançamento de efluente provenientes de sistemas de esgotamento sanitário. Os padrões de lançamento de efluentes em cursos d'água são definidos a nível nacional e estadual, considerando que os estaduais podem ser iguais ou mais restritivos que os padrões estabelecidos na esfera federal (VON SPERLING, 2014). A nível nacional, a Resolução Conama nº 430/2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011). Em Santa Catarina, a Resolução CONSEMA nº 182, de 06 de agosto de 2021, estabelece as diretrizes para os padrões de lançamento de efluentes no estado (SANTA CATARINA, 2021).

Sendo relevante para este estudo os valores pertinentes de DBO, DQO, PT e NT, a Tabela 5 apresenta concentrações máximas e remoções dos padrões estabelecidos para o lançamento de efluente provenientes de sistemas de esgotamento sanitário.

Tabela 5 – Padrões de lançamento e remoções mínimas estabelecidas para lançamento de efluentes na esfera federal e estadual.

Parâmetros	Conama 430/2011		Consema 182/2021	
	Concentração	Remoção mínima	Concentração	Remoção mínima
DBO ₅ (mg/L)	120	60%	80	-
DQO (mg/L)	-	-	220	-
Fósforo total (mg/L)	-	-	4	-
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	20	-	-	-
Nitrogênio total (mg/L)	-	-	-	-
pH	5 a 9	-	5 a 9	-
SSed (mL/L)	≤ 1	-	≤ 1	-

Fonte: adaptado Brasil (2011) e Santa Catarina (2021).

3 METODOLOGIA

Nessa seção será apresentada a metodologia utilizada a fim de analisar a eficiência da estação de tratamento. Para execução do trabalho foram utilizados dados de monitoramento de parâmetros físicos e químicos do efluente bruto e final, além dos efluentes que perpassam as unidades que compõe o sistema de tratamento.

Primeiramente será demonstrado as características de tratamento da ETE em estudo e aspectos de controle operacional. Em seguida serão apresentadas as análises estatísticas que servirão de base para a avaliação dos aspectos construtivos e operacionais da ETE.

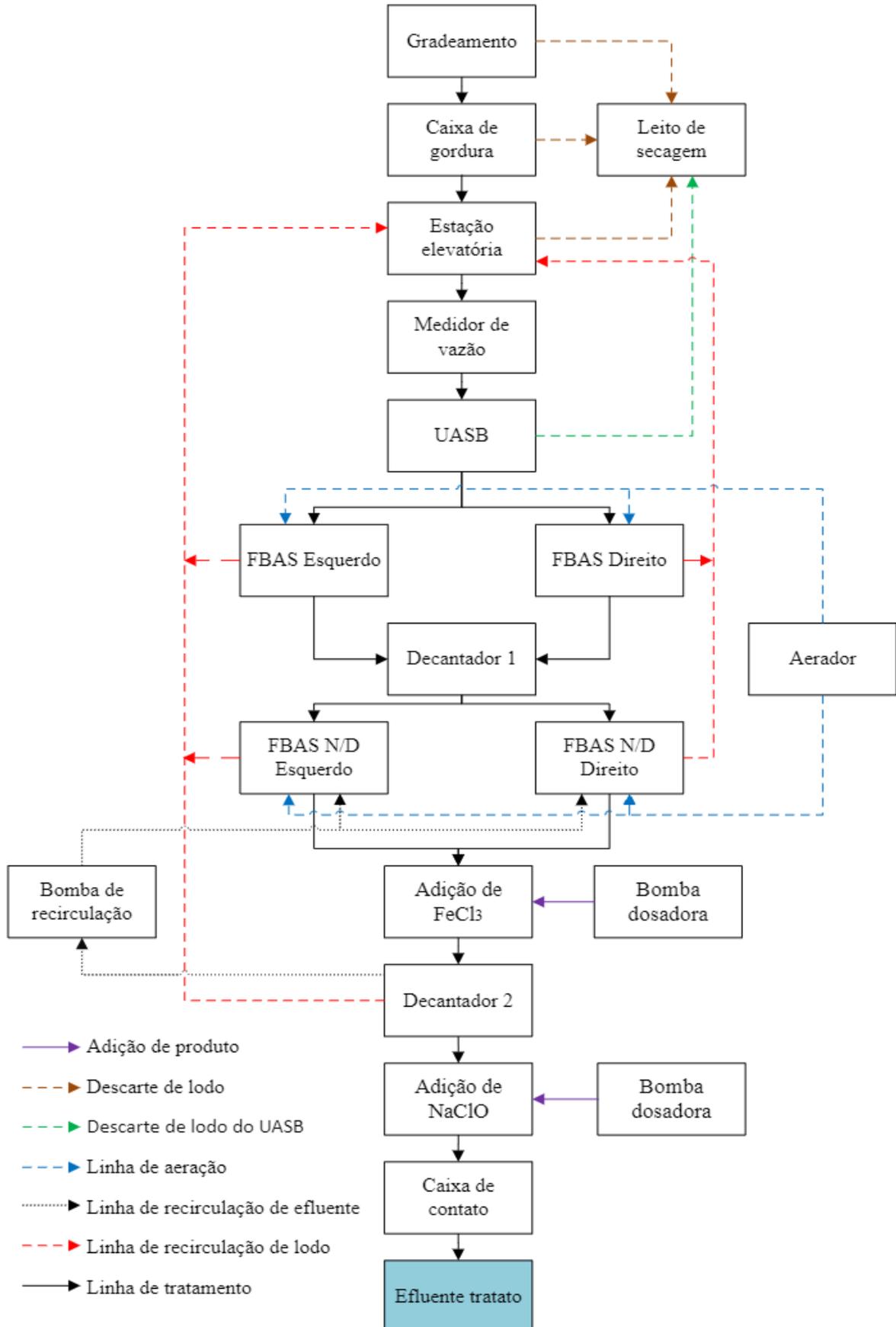
Como base referencial das eficiências e parâmetros de qualidade do sistema de tratamento, será utilizado o manual de operação fornecido pela empresa que projetou a estação, bem como as legislações que regulamentam o lançamento de efluentes provenientes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário, que são:

- Resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011;
- Resolução Consema nº 182, de 06 de agosto de 2021.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A ETE possui capacidade de tratamento de esgoto doméstico correspondente a uma vazão média de 5,0 L/s, mínima de 2,5 L/s e máxima de 9 L/s. O sistema de tratamento é constituído por um Reator UASB seguido de quatro FBAS, sendo que dois deles possuem condições específicas para que ocorra a remoção de nitrogênio. A Figura 2 demonstra o fluxograma do sistema de tratamento.

Figura 2 - Fluxograma do sistema de tratamento.



Fonte: Autor (2022)

3.1.1 Descrição das etapas do tratamento

Nesta etapa do estudo serão exibidas as características estruturais e operacionais da ETE em análise. A descrição de cada etapa que compõe o sistema de tratamento sanitário será baseada no manual fornecido pela empresa projetista à operadora do sistema.

3.1.1.1 Tratamento preliminar

-Gradeamento

O principal objetivo do gradeamento é o sistema de tratamento de resíduos grosseiros contidos no esgoto bruto. Esta etapa do pré-tratamento é constituída por uma tela moeda, onde o material retido é removido através de limpezas manuais diárias. Os resíduos acumulados são dispostos no leito de secagem, e posteriormente encaminhado ao aterro sanitário.

-Caixa de gordura

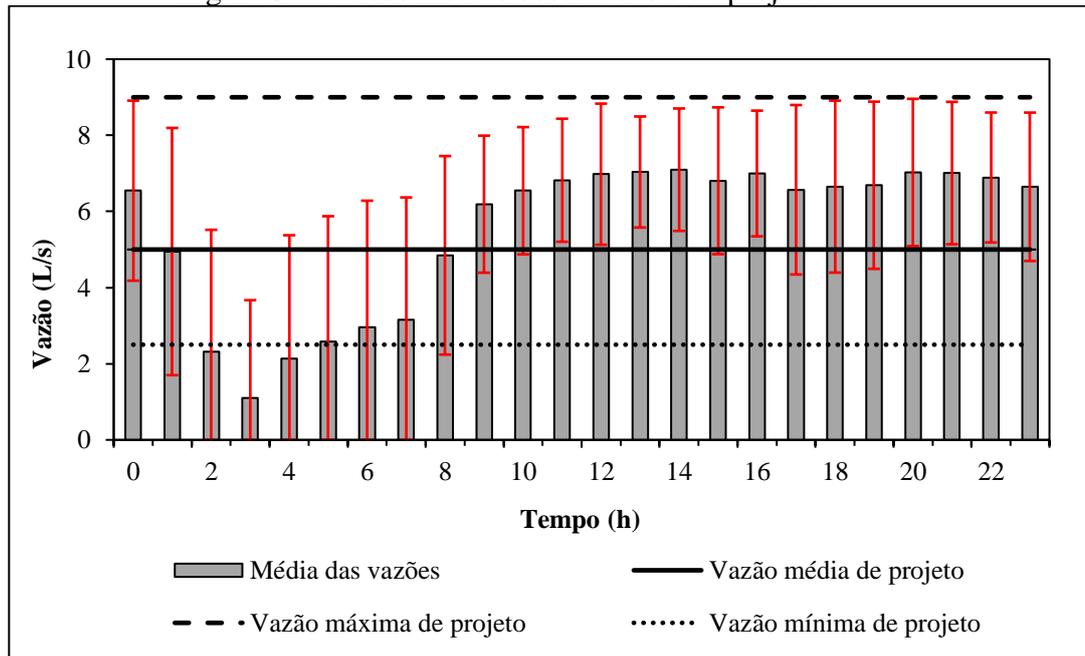
A caixa de gordura, instalada na ETE tem a função de reter sólidos que transpassam o gradeamento e excesso de graxas e gorduras que possam provocar problemas ao tratamento esgoto subsequente.

3.1.1.2 Medição de vazão

O esgoto após passar pelo pré-tratamento é encaminhado para uma estação elevatória, para que seja transportado a uma Calha *Parshall* onde será medida a vazão de entrada. Na estação, as medições são acompanhadas e armazenadas em um sistema eletrônico de monitoramento.

A Figura 3 apresenta o hidrograma das vazões das médias horárias observadas na ETE entre os dias 1 e 30 de novembro de 2021. Os dados foram obtidos através do sistema de acompanhamento eletrônico da vazão afluyente. Salienta-se que as barras em vermelho são os desvios padrões das médias calculadas por horário.

Figura 3 - Vazões médias observadas e de projeto.



Fonte: Autor (2022).

3.1.1.3 Tratamento anaeróbio

O esgoto, após passar pelo sistema de medição de vazão é encaminhado a uma caixa de distribuição para que seja destinado ao Reator UASB.

Para verificar o nível da manta de lodo a fim de que não atinja o seu nível máximo, existem tomadas de averiguação deste parâmetro. Conforme o manual cedido pela empresa que projetou a estação, diariamente deve-se monitorar a altura da manta de lodo para que não ultrapasse a altura de três metros. Assim que a manta de lodo atingir seu nível deverá ser realizado o descarte de lodo. O descarte de lodo é realizado a cada 30 dias e recomenda-se que para cada leito de secagem seja descartado até 30 cm de altura.

3.1.1.4 Tratamento aeróbio

O polimento do efluente do reator UASB é realizado por dois FBAS seguidos de um decantador secundário. Na operação diária da ETE estão programadas uma lavagem diária nos FBAS e três descargas diárias no Decantador 1. No entanto, o tempo de duração da operação das descargas serão determinados conforme estiver o nível da estação elevatória.

3.1.1.5 Sistema de remoção de nitrogênio

A etapa de remoção de nitrogênio é composta por dois FBAS que por intermédio do controle da aeração devem propiciar condições para a nitrificação e desnitrificação. Os processos de remoção de nitrogênio necessitam de aeração intermitente. Pois, ora o biofiltro está nitrificando, ora está desnitrificando. O tempo limitante de cada processo é escolhido no Controlador Lógico Programável (CLP).

Ainda, o sistema projetado indica a implantação de uma bomba para realizar a recirculação do efluente procedente do segundo decantador secundário, de modo que seja complementada a remoção de nitrogênio. Além disso, a lavagem no biofiltro é realizada a cada dois dias.

3.1.1.6 Sistemas de remoção de fósforo

A remoção de fósforo acontece por meio de precipitação química realizada pela adição de cloreto férrico. A dosagem do produto é desempenhada por ação de uma bomba dosadora e distribuída por duas calhas. Após a etapa de adição do cloreto férrico, o efluente é conduzido ao segundo decantador secundário para promover a remoção de flocos dispersos. A descarga para retirar os sólidos sedimentados no Decantador 2 é efetuada até três vezes ao dia.

3.1.1.7 Sistema de desinfecção

Com o objetivo de remover patógenos no efluente que irá ao corpo receptor, se faz a adição do hipoclorito de sódio por meio de uma bomba dosadora. Para que o ocorra o contato entre o efluente e o hipoclorito, a ETE possui uma chicana.

3.1.2 Dados técnicos das etapas de tratamento

A estação foi projetada para ter capacidade de tratamento de águas residuárias correspondente a uma população de 2.500 habitantes e vazão média de 5 L/s.

A Tabela 6 apresenta os parâmetros utilizados para o dimensionamento das unidades presentes na estação. Na tabela estão contidas as vazões de projeto, concentrações e cargas previstas, taxas de aplicação nos decantadores, volume de cada unidades e seu Tempo de Detenção Hidráulica (TDH). Já na Tabela 7 estão apresentadas as características e quantidades de bombas e compressores previstos no projeto da ETE.

Tabela 6 – Parâmetros de projeto e eficiências previstas.

Parâmetros	UASB		FBAS		DS 1		FBAS N/D		DS 2		Efluente	
	Dados	Eficiência (%)	Dados	Eficiência (%)	Dados	Eficiência (%)	Dados	Eficiência (%)	Dados	Eficiência (%)	Dados	Eficiência (%)
População (hab)	2500,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão média (L/s)	5,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão mínima (L/s)	2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão máxima (L/s)	9,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/L)	600,0	67,0	-	70,0	-	50,0	-	-	-	-	-	90
DBO ₅ (mg/L)	300,0	68,0	-	70,0	-	50,0	-	-	-	-	-	90
NT (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	89,0	-	-	-	89
PT (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0	86,0	-	86
SS (mg/L)	300,0	67,0	-	71,0	-	52,0	-	-	-	-	-	90
Cv ⁽¹⁾ (kg DBO ₅ /m ³)	-	-	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cv ⁽²⁾ (kg N-NH ₄ ⁺ /m ³ .d)	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	-
TA (m ³ /m ² .dia)	-	-	-	-	100,0	-	-	-	100,0	-	-	-
Volume (m ³)	144,0	-	14,8	-	13,0	-	32,4	-	13,0	-	-	-
TDH (h)	8,0	-	0,8	-	0,7	-	1,8	-	0,7	-	12,1	-

Fonte: Autor (2022).

⁽¹⁾ Carga volumétrica de DBO.⁽²⁾ Carga volumétrica de N-NH₄⁺.

Tabela 7 – Equipamentos previstos em projetos e suas características.

Equipamento	Quantidade	Vazão nominal
Bomba de recalque	2	10,0 L/s
Compressor de anel líquido	2	70,0 Nm ³ /h
Bombas dosadoras	2	45,0 L/h
Bomba de recirculação	1	4,6 L/s
Compressor de ar	1	100 L

Fonte: Autor (2022).

3.1.3 Demais sistemas relacionados ao tratamento do efluente

3.1.3.1 Leito de secagem

O lodo proveniente das descargas do UASB e sólidos retidos no pré-tratamento seguem para o leito de secagem. A retirada do material disposto no leito é realizada anualmente e enviada a um aterro sanitário.

3.1.3.2 Queimador de gás

O queimador de gás tem como finalidade queimar o biogás provindo da digestão anaeróbia do reator UASB.

3.1.4 Procedimentos operacionais diários

As atividades do operador consistem em uma rotina de manutenções diárias, além de análises do esgoto bruto, do efluente que perpassa pelas unidades de tratamento e do efluente tratado que será lançado no corpo receptor.

A operação da ETE consiste nos seguintes procedimentos:

- Limpeza do gradeamento da elevatória e caixas distribuidoras;
- Lavagem das caixas distribuidoras;
- Realizar análises diárias;
- Executar os procedimentos de manutenção caso haja a necessidade;
- Ficar atento a qualquer alteração na cor e/ou odor no tratamento do efluente;

- Sempre manter o local limpo.

A ETE possui um laboratório que dispõe de aparelhos de medição que são utilizados para avaliar a qualidade de tratamento. A Tabela 8 apresenta os pontos analisados, parâmetros avaliados em cada unidade de tratamento.

Tabela 8 - Análises diárias do operador.

Análises	Parâmetro
Afluente	Vazão afluente
	Ph
	OD
	SSed
UASB	Temperatura
	pH
FBAS	SSed
	pH
FBAS N/D	OD
	pH
Efluente	OD
	SSed
	Cloro
	Temperatura

Fonte: Autor (2022).

3.1.5 Avaliação da eficiência

Para a avaliação do desempenho do sistema de tratamento foi analisada a eficiência global e das unidades que compõe o processo de tratamento. Na avaliação global foram utilizados os resultados de análises proveniente do histórico de acompanhamento do esgoto bruto e efluente tratado no intervalo de janeiro de 2020 a janeiro de 2022. Os parâmetros analisados foram DBO₅, DQO, PT, NT, pH e SSed. Além disso, os dados serviram como forma de caracterização do afluente e efluente da estação.

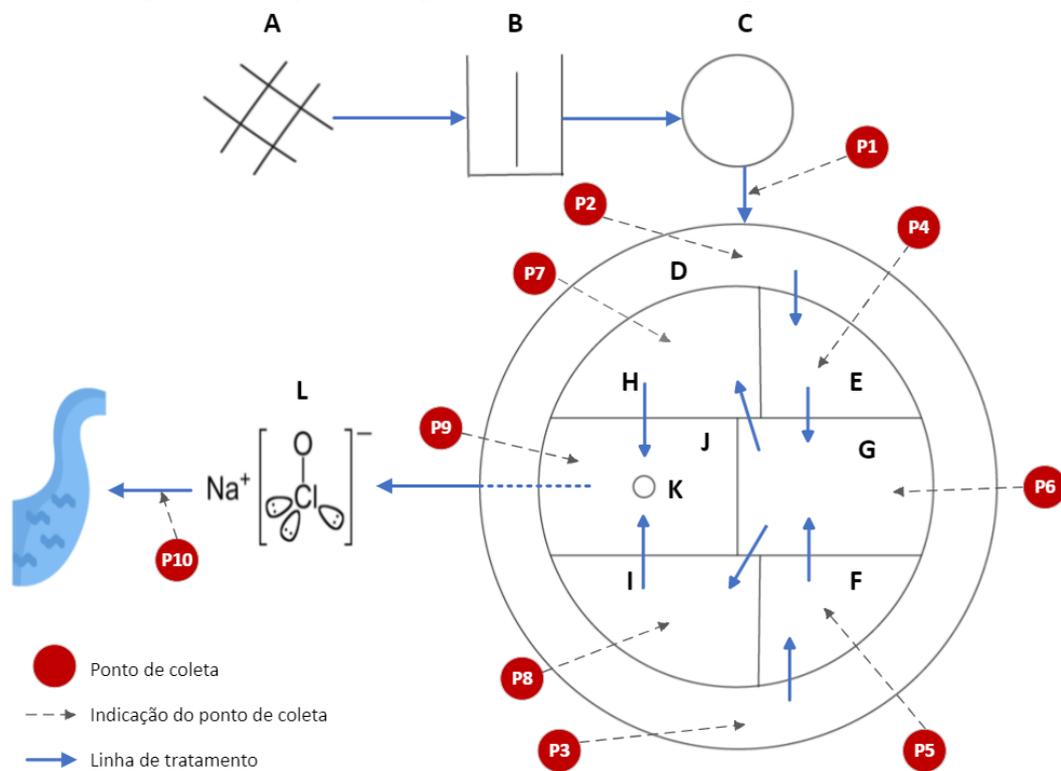
Para a avaliação do desempenho das unidades foram utilizados os resultados de análises obtidos entre julho de 2021 até janeiro de 2022. Para esta avaliação utilizou-se as concentrações de DBO₅, DQO, PT e NT das seguintes unidades:

- Efluente do UASB do lado direito da ETE;
- Efluente do UASB do lado esquerdo da ETE;

- Efluente do FBAS direito;
- Efluente do FBAS esquerdo;
- Efluente do Decantador Secundário 1;
- Efluente do FBAS N/D direito;
- Efluente do FBAS N/D esquerdo;
- Efluente do Decantador Secundário 2.

Os pontos de coleta para elaboração do estudo estão dispostos na Figura 4. O esquema apresentado foi adaptado conforme o fluxograma presente no manual de operação fornecido pela empresa projetista.

Figura 4 – Esquema do processo de tratamento e pontos de coleta.



Fonte: Autor (2022).

A – Gradeamento;
 B – Caixa de gordura;
 C – Estação elevatória;
 D – UASB;
 E – FBAS Direito;
 F – FBAS Esquerdo;
 G – Decantador 1;
 H – FBAS N/D Direito;
 I – FBAS N/D Esquerdo ;
 J – Decantador 2;
 K – Adição de cloreto férrico;

P1 – Efluente de entrada;
 P2 – Efluente do UASB do lado direito da ETE;
 P3 – Efluente do UASB do lado esquerdo da ETE;
 P4 – Efluente do FBAS Direito;
 P5 – Efluente do FBAS Esquerdo;
 P6 – Efluente do Decantador 1;
 P7 – Efluente do FBAS N/D Direito;
 P8 – Efluente do FBAS N/D Esquerdo;
 P9 – Efluente do Decantador 2;
 P10 – Efluente final.

L – Desinfecção por hipoclorito de sódio.

Para cálculo das eficiências considerou-se as concentrações médias observadas durante os períodos de análise e utilizada a seguinte equação:

$$Ef = \left(\frac{Caf - Cef}{Caf} \right) \times 100$$

Onde:

Ef = Eficiência (%)

Caf = Concentração afluente (mg/L)

Cef = Concentração efluente (mg/L)

3.1.6 Avaliação da infraestrutura

Como forma de avaliar a infraestrutura da ETE será realizada uma análise crítica dos equipamentos presentes no sistema de tratamento, de modo a averiguar se as condições físicas da estação possuem condições de atingir a qualidade de efluente prevista em projeto. Deste modo, para a presente etapa do trabalho, será avaliado todo processo de tratamento, o estado das unidades individualmente e os equipamentos instalados.

3.1.7 Avaliação da operação

Para essa etapa do estudo foram avaliados os procedimentos operacionais realizados na ETE. Como embasamento da avaliação será analisado os procedimentos estabelecidos em projeto e informações disponíveis na literatura.

3.2 LEVANTAMENTO DOS DADOS

Os parâmetros físico-químicos observados no estudo seguiram os métodos de análises com seus respectivos Limites de Quantificação (LQ), Limites de Detecção (LD) e faixas de trabalho que estão presentes na Tabela 9.

Tabela 9 - Parâmetros analisados e métodos de avaliação.

Parâmetro	Unidades	LQ	LD	Faixa de trabalho	Método
-----------	----------	----	----	-------------------	--------

DBO ₅	mg/L	2,5	0,7	-	SMWW, 23ª edição, Método 5210 B
DQO	mg/L	50	6	-	SMWW, 23ª edição, Método 5220 D
PT	mg/L	0,013	0,42	-	EPA Method 6010 D:2018
NT	mg/L	2	0,004	-	SMWW, 23ª edição, Método 4500 Norg B e Method 4500 NH3 C
pH	pH a 25°C	-	-	2 a 12	SMWW, 23ª edição, Método 4500 H+ B
SSed	mL/L	-	-	0,1 a 1000	SMWW, 23ª edição, Método 2540 F

Fonte: Autor (2022)

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA

4.1.1 Eficiência Global

A avaliação dos resultados da eficiência global se constituiu através de análises estatísticas com o objetivo de promover a caracterização do afluente e efluente final e analisar a eficiência total da ETE. Mediante os resultados obtidos das análises de laboratórios os cálculos estatísticos se compuseram a partir da média, mediana, média geométrica, valores mínimos e máximos, desvio padrão e coeficiente de variação.

Os resultados estatísticos das concentrações efluente e afluente são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Estatísticas descritivas das concentrações observadas no afluente e efluente.

Unidade	Variável	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	PT (mg/L)	NT (mg/L)	SSed (mL/L)	pH
Afluente	Média	275	686	7	57	3	7,0
	Mediana	261	647	6	57	1	7,1
	Média geométrica	267	666	7	56	2	7,0
	Mínimo ^(a)	217	557	4	45	1	6,5
	Máximo ^(b)	359	945	11	73	8	7,4
	Desvio padrão	66	168	4	12	3	0,50
Efluente	Média	15	99	4	42	1	7,1
	Mediana	13	81	3	43	0,4	7,2
	Média geométrica	10	88	3	39	0,4	7,1
	Mínimo ^(a)	2	50	1	25	0,1	6,6
	Máximo ^(b)	32	168	8	57	2	7,4

Desvio padrão	12	55	3	13	1	0,36
---------------	----	----	---	----	---	------

Fonte: Autor (2022).

- (a) Para cálculo foi utilizado o percentil 10%;
 (b) Para cálculo foi utilizado o percentil de 90%.

Como forma de caracterizar as concentrações afluentes observadas durante o período de análise, utilizou-se a comparação dos resultados obtidos com as faixas e concentrações típicos presentes na literatura. As comparações estão dispostas na Tabela 11.

Tabela 11 – Caracterização do afluente e efluente tratado.

Parâmetro	Concentrações usuais		Concentrações observadas			
	Faixa	Típica	Faixa Observada			
			Mínima ⁽¹⁾	Máxima ⁽²⁾	Média	Mediana
DBO (mg/L)	200-500	350	217	359	275	261
DQO (mg/L)	400-800	700	557	945	686	647
PT (mg/L)	4-15	7	4	11	7	6
NT (mg/L)	35-70	50	45	73	57	57
pH	6,7-8,0	7,0	6,50	7,4	7,0	7,1
SSed (mL/L)	10-20	15	0	8	3	1

Fonte: adaptado Von Sperling (2016).

⁽¹⁾ Para cálculo foi utilizado o percentil 10%;

⁽²⁾ Para cálculo foi utilizado o percentil de 90%.

Nota-se que a concentração média observada de DBO₅ permaneceu em 275 mg/L, valor um pouco abaixo do previsto em projeto, que foi de 300 mg/L. Já a DQO observada, se manteve em 686 mg/L, valor acima do que foi utilizado como parâmetro inicial de projeto (600 mg/L).

Em um trabalho realizado por Oliveira e Von Sperling (2006), uma análise de desempenho de operação foi realizada em 166 estações de tratamento de esgotos urbanos. No estudo foi observado que os esgotos afluentes apresentaram concentrações médias mais elevadas do que usualmente expresso na literatura. As possibilidades supostas como forma de justificar os valores acima dos usuais seriam contribuições industriais, baixo consumo per capita de água e, ainda, à existência de menores coeficientes de retorno. Porém, na ETE em análise, os parâmetros se mantiveram próximos aos valores presentes na literatura, como exemplo, constam as concentrações observadas de DBO e PT. Já o nível de SSed se estabeleceu bem abaixo da faixa típica em esgoto.

Na Tabela 12 estão apresentadas as médias das concentrações afluentes e efluentes, eficiências observadas e esperada em projeto, bem como as concentrações máximas e eficiências de remoção estabelecidas por atos legais para lançamentos de efluente provindos de sistemas de tratamento de efluentes.

Nota-se, que a remoção de matéria carbonácea se apresenta dentro da eficiência de remoção esperada em projeto e que a média de DBO₅ observada se manteve abaixo do estabelecido pelos atos normativos vigentes. A concentração de DQO observada se estabeleceu abaixo do que determina a legislação estadual. Já na remoção de fósforo, a média efluente observada se estabeleceu no limite do valor determinado pelas legislações, e a eficiência verificada foi inferior a eficiência esperada em projeto. A mesma situação pode ser vista quanto a remoção de nitrogênio, onde foi observada uma eficiência de remoção de apenas 27%, entretanto, em projeto fora previsto 90%. Vale ressaltar que a média efluente para o nível de SSed se apresentou um pouco acima do nível determinado nos atos normativos.

Tabela 12 – Médias e eficiências observadas, eficiências previstas, valores definidos por legislação.

Unidade	Média observada eficiências	DBO₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	PT (mg/L)	NT (mg/L)	SSed (mL/L)	pH
Afluente	Média observada	275	686	7	57	3	7,0
	Média observada	15	99	4	42	1	7,1
Efluente	Eficiência observada	95%	86%	46%	27%	-	-
	Eficiência de projeto	90%	90%	86%	90%	-	-
Conama 430/2011	Valor permitido	120	-	-	-	≤ 1	5 a 9
	Eficiência requerida	60%	-	-	-	-	-
Consema 182/2021	Valor permitido	80	220	4	-	≤ 1	5 a 9
	Eficiência requerida	-	-	-	-	-	-

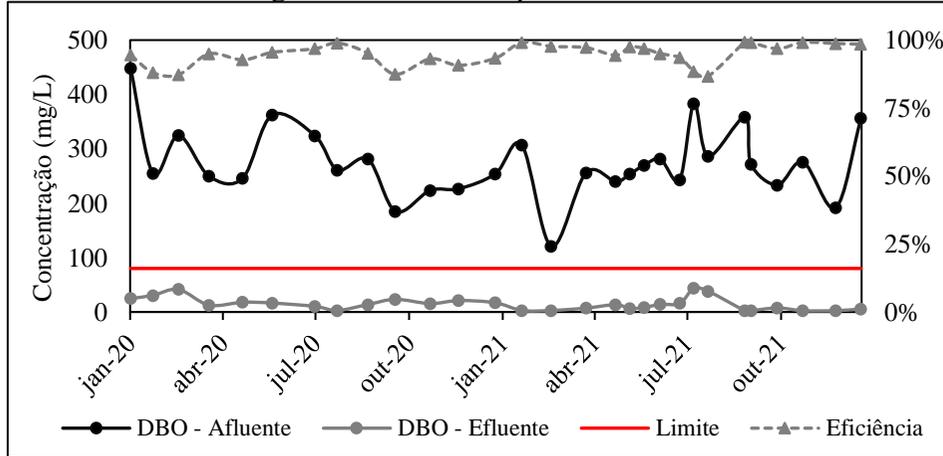
Fonte: Autor (2022), Brasil (2011) e Santa Catarina (2021).

As Figuras Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8, Figura 9 e Figura 10 mostram os dados temporais efluente e afluente dos parâmetros DBO₅, DQO, PT, NT, pH e SSed. No que se refere a remoção de matéria carbonácea, a ETE opera com certa constância. A remoção de DBO se estabeleceu entre 83 e 99%, e a remoção de DQO entre 64 e 93%. O mesmo padrão não foi observado na remoção de PT, NT e SSed.

Como mostra a Figura 7, a remoção de fósforo se mostra inconstante, com valores de remoção variando entre -19% e 83%. O mesmo padrão de instabilidade de remoção de nitrogênio é observado na Figura 8, onde os valores de remoção variam entre -44% e 70%.

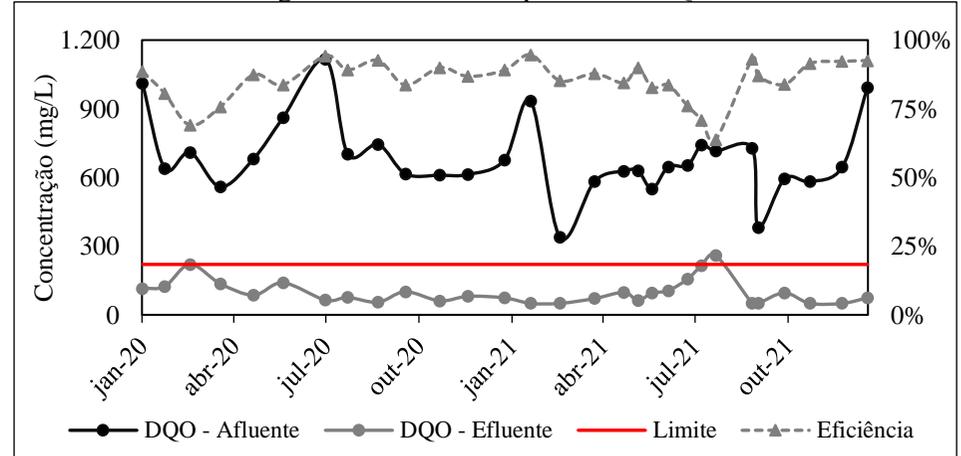
Conforme observado na Figura 9, o pH do efluente apresentou baixa variabilidade nos resultados, denotando a não necessidade de correção de pH. Quanto aos níveis de SSed, como demonstra a Figura 10, houve maior instabilidade entre os meses de junho e outubro de 2021, tendo como pico o mês de agosto que apresentou 7 mL/L.

Figura 5 - Dados temporais de DBO.



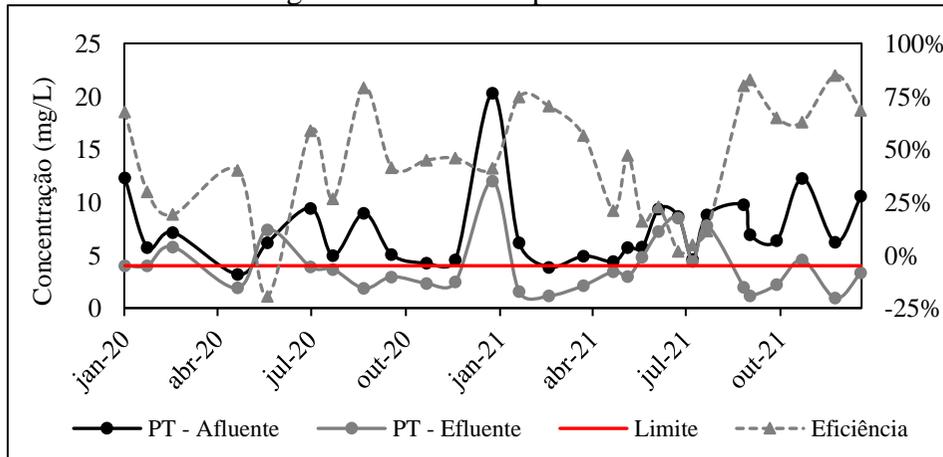
Fonte: Autor (2022).

Figura 6 - Dados temporais de DQO.



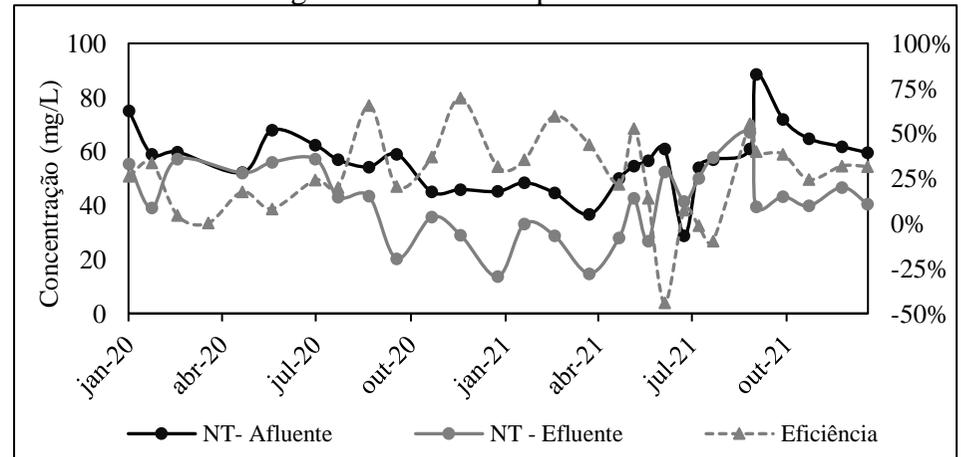
Fonte: Autor (2022).

Figura 7 - Dados temporais de PT.



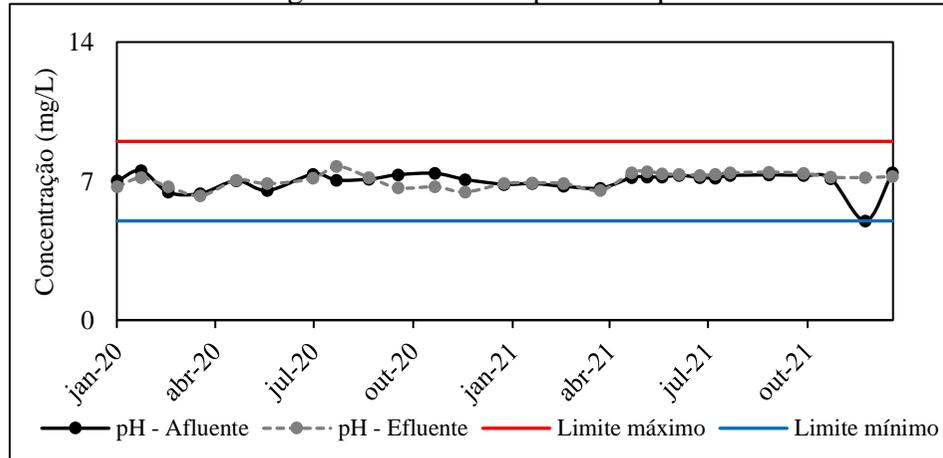
Fonte: Autor (2022).

Figura 8 - Dados temporais de NT.



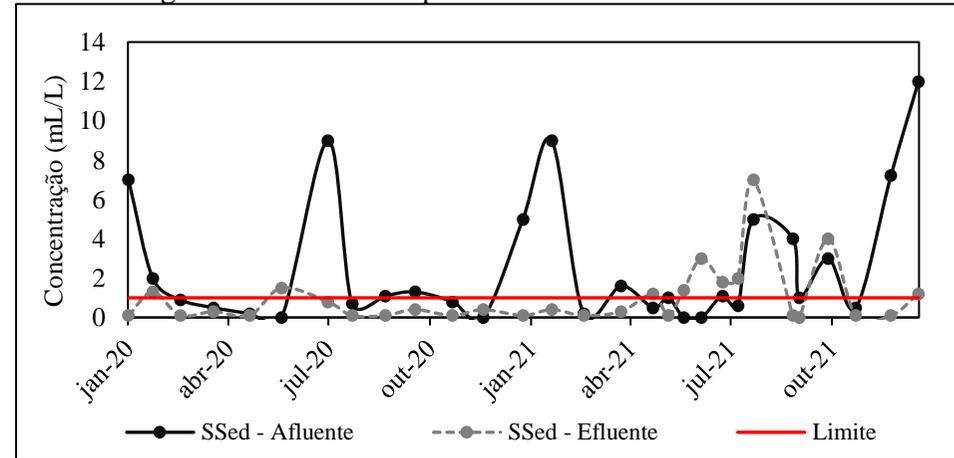
Fonte: Autor (2022).

Figura 9 - Dados temporais de pH.



Fonte: Autor (2022).

Figura 10 - Dados temporais de Sólidos Sedimentáveis.



Fonte: Autor (2022).

4.1.2 Eficiência por unidade de tratamento

Para a análise do desempenho das unidades de tratamento, foram calculadas as médias aritméticas e geométrica, medianas, valores mínimos e máximas, desvio padrão e coeficiente de variação. Os parâmetros analisados foram DBO₅, DQO, PT e NT.

Os resultados obtidos das análises estatísticas nas unidades de tratamento estão presentes na Tabela 13.

Tabela 13 - Estatísticas descritivas das concentrações observadas das unidades de tratamento.

Unidade	Variável	DBO₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	PT (mg/L)	NT (mg/L)
UASB – Direito	Média	86	272	12	63
	Mediana	86	266	11	67
	Média geométrica	85	257	11	62
	Mínimo ^(a)	68	167	7	50
	Máximo ^(b)	105	389	19	73
	Desvio padrão	17	97	6	10
UASB - Esquerdo	Média	112	305	12	65
	Mediana	94	316	11	64
	Média geométrica	98	295	11	65
	Mínimo ^(a)	63	223	8	61
	Máximo ^(b)	176	370	16	71
	Desvio padrão	73	76	5	5
FBAS – Direito	Média	67	242	11	63
	Mediana	53	228	9	57
	Média geométrica	57	227	10	61
	Mínimo ^(a)	34	156	7	51
	Máximo ^(b)	107	344	16	80
	Desvio padrão	46	99	4	17
FBAS - Esquerdo	Média	72	281	11	58
	Mediana	54	208	8	58
	Média geométrica	60	245	9	57

	Mínimo ^(a)	34	175	6	47
	Máximo ^(b)	139	451	17	67
	Desvio padrão	49	196	6	9
Decantador 1	Média	51	419	13	62
	Mediana	25	104	7	54
	Média geométrica	33	185	10	59
	Mínimo ^(a)	13	81	6	47
	Máximo ^(b)	110	994	26	86
	Desvio padrão	62	749	12	27
		Média	46	185	9
FBAS N/D – Direito	Mediana	39	161	6	50
	Média geométrica	33	154	8	26
	Mínimo ^(a)	17	77	5	3
	Máximo ^(b)	91	350	17	58
	Desvio padrão	36	116	7	24
		Média	48	198	10
FBAS N/D - Esquerdo	Mediana	41	163	9	55
	Média geométrica	38	178	9	56
	Mínimo ^(a)	15	119	5	45
	Máximo ^(b)	85	337	15	71
	Desvio padrão	31	101	5	12
		Média	10	69	4
Decantador 2	Mediana	11	54	3	44
	Média geométrica	9	65	3	45
	Mínimo ^(a)	5	50	2	39
	Máximo ^(b)	15	100	6	52
	Desvio padrão	4	29	2	6

Fonte: Autor (2022)

^(a) Para cálculo foi utilizado o percentil 10%;

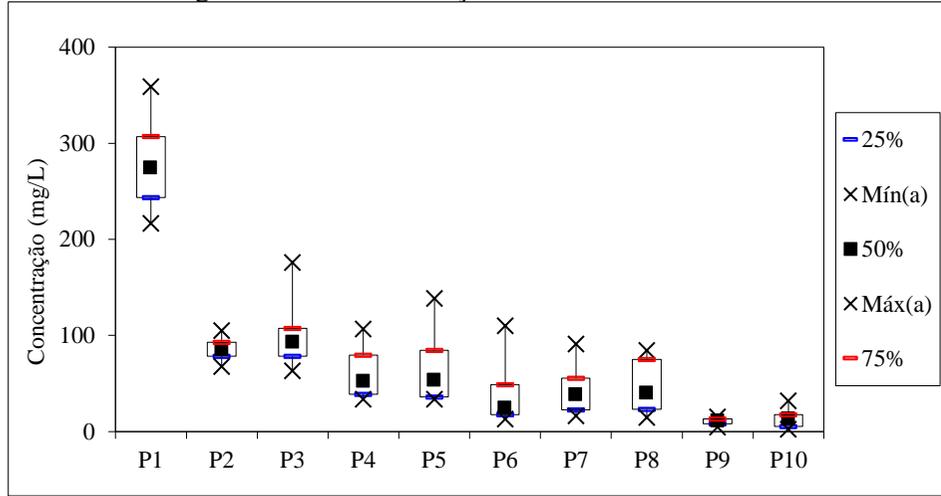
^(b) Para cálculo foi utilizado o percentil de 90%.

As Figuras Figura 11, Figura 12, Figura 13 e Figura 14 exibem o comportamento da ETE em relação a remoção de matéria carbonácea e de nutrientes. Nas Figuras Figura 11 Figura

12 verifica-se que as medianas observadas indicam que a remoção de matéria carbonácea possui uma tendência de decaimento de acordo com que o efluente que perpassa entre as unidades de tratamento. O mesmo padrão não é observado na remoção de fósforo e nitrogênio total.

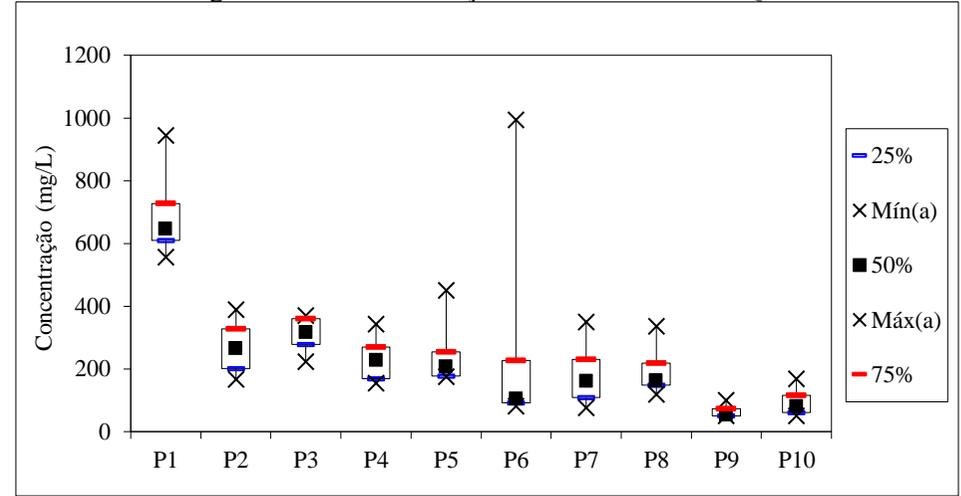
Como aponta a Figura 13, o UASB apresenta maior concentração de fósforo do que o afluente e que a remoção significativa de fósforo só ocorre no P9, local onde adiciona-se o cloreto férrico. Exceto no P7 (FBAS N/D Direito), as etapas entre o P2 e P8 apresentaram concentrações de PT maiores que o observado no afluente. Quanto a remoção de nitrogênio, nota-se um acúmulo do nutriente no UASB, e uma leve tendência de decaimento da concentração até o P7. Entretanto, o P8 (FBAS N/D Esquerdo), que também contém a função de nitrificar e desnitrificar, não demonstra remoção significativa de nitrogênio.

Figura 11 – Concentrações observadas de DBO₅.



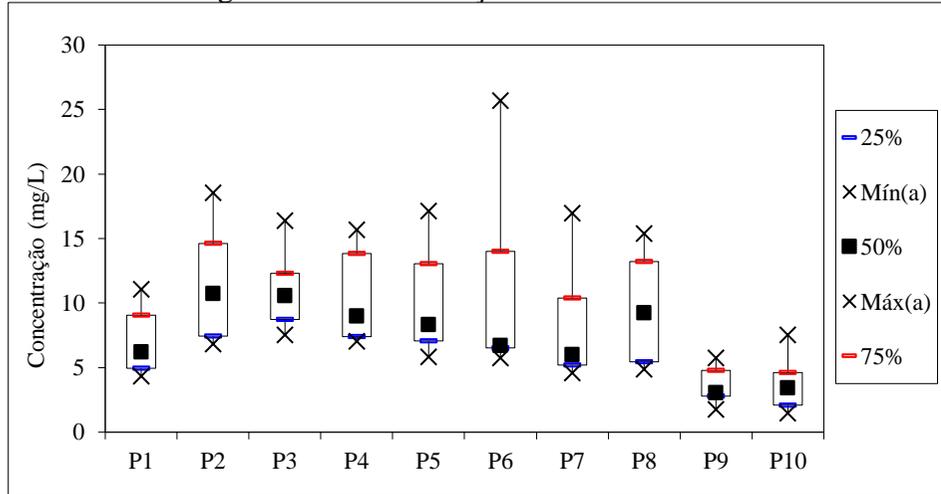
Fonte: Autor (2022).

Figura 12 - Concentrações observadas de DQO.



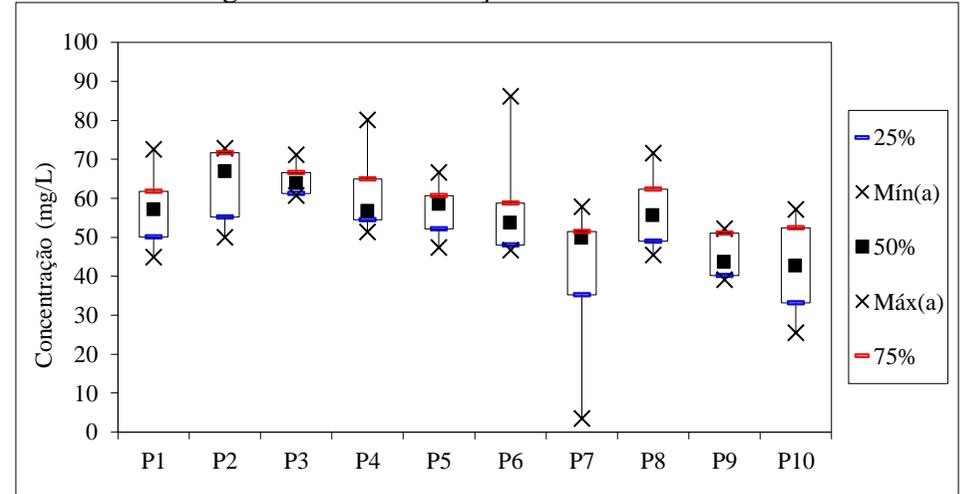
Fonte: Autor (2022).

Figura 13 - Concentrações observadas de PT.



Fonte: Autor (2022).

Figura 14 - Concentrações observadas de NT.



Fonte: Autor (2022).

A Tabela 14 apresenta as médias e eficiências observadas em cada unidade de tratamento para os parâmetros de DBO₅, DQO, PT e NT. A análise apresentada tem o objetivo de demonstrar as eficiências observada em cada ponto monitorado para esse estudo. Como forma de caracterizar as concentrações afluente foi utilizada as médias observadas na avaliação de eficiência global do sistema de tratamento presente no tópico 4.1.1.

Na referida tabela é possível observar que o UASB na parte direita e o FBAS Direito apresentaram menores concentrações efluentes de matéria carbonácea comparado ao UASB na parte esquerda e o FBAS Esquerdo. E ainda, ao modo que o efluente transcorre nas unidades de tratamento, evidencia-se a remoção de DBO e DQO em cada unidade de tratamento.

Houve remoção de fósforo nos FBAS presentes na ETE, porém, a remoção mais significativa ocorreu no Decantador 2 (ponto de adição de cloreto férrico) com 51% de eficiência. Quanto a remoção de nitrogênio, o FBAS N/D Direito foi a unidade que apresentou maior eficiência de remoção nutriente, cerca de 29%. No entanto, o FBAS N/D Esquerdo, a outra unidade que recebe a função de remover nitrogênio, apresentou remoção nula.

Tabela 14 – Médias e eficiências observadas nas unidades de tratamento.

Unidade	Faixas e eficiências	Parâmetros			
		DBO ₅	DQO	PT	NT
Entrada	Média observada	275	686	7	57
UASB - Direito	Média observada (mg/L)	86	272	12	63
	Eficiência observada (%)	69%	60%	-64%	-10%
UASB – Esquerdo	Média observada (mg/L)	112	305	12	65
	Eficiência observada (%)	59%	56%	-56%	-13%
FBAS - Direito	Média observada (mg/L)	67	242	11	63
	Eficiência observada (%)	76%	65%	-43%	-9%
FBAS – Esquerdo	Média observada (mg/L)	72	281	11	58
	Eficiência observada (%)	74%	59%	-43%	0%
Decantador 1	Média observada (mg/L)	51	419	13	62
	Eficiência observada (%)	81%	39%	-79%	-8%
FBAS N/D – Direito	Média observada (mg/L)	46	185	9	41
	Eficiência observada (%)	83%	73%	-24%	29%
	Média observada (mg/L)	48	198	10	57

FBAS N/D – Esquerdo	Eficiência observada (%)	83%	71%	-33%	0%
	Média observada (mg/L)	10	69	4	45
Decantador 2	Eficiência observada (%)	96%	90%	51%	21%

Fonte: Autor (2022).

⁽¹⁾ Dados referentes ao acompanhamento para avaliação da eficiência global.

Na Tabela 15 se apresenta as médias observadas e a comparação entre eficiências observadas e eficiências previstas em projeto. No que diz respeito a remoção de matéria carbonácea o UASB e FBAS apresentaram eficiências próximas ao esperada em projeto. Já os decantadores denotaram eficiências acima do que foi previsto, exceto para a remoção de DQO no Decantador 1 que obteve apenas 39% de remoção e no projeto foi previsto 50%.

Na remoção dos nutrientes avaliados, o Decantador 2, unidade projetada para remover cerca de 89% de fósforo, se mostrou com 51% de eficiência. Na remoção de nitrogênio, o FBAS N/D apresentou eficiência de apenas 15%, sendo que o desempenho esperado para unidade é de 89%.

Tabela 15 -Médias observadas e comparação de eficiências observadas e previstas em projeto.

Unidade	Médias observadas e eficiências	Parâmetros			
		DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	PT (mg/L)	NT (mg/L)
Afluente⁽¹⁾	Média observada	275	686	7	57
UASB	Média observada	99	288	12	64
	Eficiência observada	64%	58%	-60%	-12%
	Eficiência de projeto	68%	67%	-	-
	Média observada	69	261	11	60
FBAS	Eficiência observada	75%	62%	-43%	-5%
	Eficiência de projeto	70%	70%	-	-
	Média observada	51	419	13	62
DS 1	Eficiência observada	81%	39%	-79%	-8%
	Eficiência de projeto	50%	50%	-	-
	Média observada	47	191	9	49
FBAS N/D	Eficiência observada	83%	72%	-29%	15%
	Eficiência de projeto	-	-	-	89%

	Média observada	10	69	4	45
DS 2	Eficiência observada	96%	90%	51%	21%
	Eficiência de projeto	-	-	86%	-

Fonte: Autor (2022).

⁽¹⁾ Dados referentes ao acompanhamento para avaliação da eficiência global.

É evidente o acúmulo de nutrientes no UASB e essa condição altera a qualidade do efluente final. Facin (2016) que em seu trabalho avaliou a eficiência de uma ETE compacta por UASB seguido de biofiltro aerado submerso, observou que a concentração média afluente de NT se estabeleceu em 124 mg/L e de PT em 17,7 mg/L e que o UASB removeu 29% de NT e 52% de PT. Ribeiro (2016) que também avaliou uma estação compacta composta por UASB e biofiltro aerado submerso, observou uma eficiência média do UASB na remoção de nitrogênio em cerca de 22%. Entretanto, no presente estudo, foi observado que o UASB deteve um acúmulo de 12% de NT e 66% de PT em relação ao afluente

A remoção de nitrogênio e fósforo não é esperada em reatores UASB. Com isso, a etapa de pós-tratamento é necessária não somente para executar o polimento das concentrações de matéria orgânica. Componentes não operando nas devidas condições e falhas nos procedimentos operacionais podem comprometer o desempenho global e das unidades que de tratamento.

4.2 AVALIAÇÃO DA INFRAESTRUTURA

-Tratamento preliminar

Conforme mostra a Figura 15 a referida estação não possui a etapa de gradeamento. A grade que deveria estar localizada no fundo da unidade foi retirada devido que rotineiramente os sólidos retidos obstruíam a passagem de esgoto, proporcionando o transbordamento. Além disso, a etapa seguinte, a caixa de gordura, não cumpre sua função na totalidade do tempo de operação da ETE. A partir do momento que a contribuição de esgoto doméstico aumenta, o nível da caixa gordura sobe e o esgoto ultrapassa a contenção responsável por reter a gordura. Desta forma, a gordura e os sólidos que deveriam ser retidos na etapa de gradeamento partem para estação elevatória, para que posteriormente o efluente seja direcionado ao UASB.

Na Figura 16 está demonstrada a comparação do nível da caixa gordura em situação de baixa (imagem à esquerda) e alta (imagem a direita) contribuição de esgoto. Já na Figura 15 é possível observar a presença de materiais suspensos na estação elevatória.

Figura 15 – Etapa de recepção e gradeamento do esgoto.



Fonte: Autor (2022).

Figura 16 – Comparação do nível da caixa de gordura durante a operação diária.



Fonte: Autor (2022).

Figura 17 – Estação elevatória.



Fonte: Autor (2022).

-Sistema de aeração

Outro fator importante que interfere na eficiência da ETE é a existência de apenas um aerador para o fornecimento de oxigênio aos FBAS e FBAS N/D. Ainda, observou-se que o sistema atua sem o uso de controle eletrônico de demanda de oxigênio. O controle da aeração é imprescindível para a remoção biológica de nutrientes. Como citado no tópico 2.8 e 2.9 a transferência de OD pode afetar a taxa de remoção de fósforo na zona aeróbia, além de que o oxigênio é um dos principais parâmetros de controle nos processos nitrificação.

Ainda, a operação dos FBAS N/D a ETE em análise deveria dispor de um CLP como estabelecido em projeto. O sistema de aeração operado por um CLP seria imprescindível na remoção de nitrogênio, pois a demanda de oxigênio nos FBAS N/D poderia ser programada de forma intermitente, para que ora os FBAS N/D estivessem nitrificando, ora desnitrificando. Como se definiu no projeto da ETE, os níveis e o tempo de aeração seriam estabelecidos e programados de acordo com de um acompanhamento do efluente na ETE. A Figura 18, mostra o sistema operante de fornecimento de oxigênio.

Figura 18 – Sistema de aeração.



Fonte: Autor (2022).

-Recirculação de efluente

O projeto original da ETE estabelece a instalação de uma bomba de recirculação do efluente que sai do Decantador 2 para os FBAS N/D. Como apresentado no tópico 2.8 a recirculação poderia aumentar a nitrificação proporcionando a redução da taxa de crescimento heterotrófico devido a diluição do afluente, evitando entupimentos do meio suporte, introduzindo oxigênio na massa líquida e possibilitando o novo contato entre a biomassa e o substrato.

4.3 AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO

-Descarte de lodo

Conforme foi apresentado na Figura 10, o efluente final possui uma inconstância na presença de sólidos sedimentáveis. Um dos fatores que pode estar influenciando é a perda de sólidos ocorrendo no reator UASB. Considerando que a referida ETE opera com um sistema de pré-tratamento ineficiente, o descarte do lodo excedente na frequência incompatível com a produção de lodo atual pode estar acarretando em uma maior perda de sólidos do compartimento de decantação do UASB. Tal condição pode estar deteriorando a qualidade do efluente das etapas subsequentes ao reator UASB, pois, a perda sólidos pode elevar as

concentrações de nutrientes nos afluentes das unidades de pós-tratamento. A situação se evidencia nas Tabelas Tabela 14 e Tabela 15, onde pode ser observado que as concentrações de PT e NT do UASB são superiores ao verificado no esgoto bruto.

Ainda, como indica a Figura 3 que apresenta o hidrograma das vazões observadas na ETE, nota-se que após às 9h da manhã a vazão média afluente observada tende a ultrapassar a vazão média de projeto. Com isso, de acordo com o aumento da vazão e a ausência ou o descarte do lodo excedente com uma frequência incompatível com a produção de lodo no sistema pode acarretar em uma maior perda de sólidos.

Vale ressaltar que o sistema de tratamento da ETE em estudo possui recirculação de lodo dos biofiltros e decantadores. Dessa forma, evidencia-se a necessidade de uma frequência apropriada de descarte de lodo do UASB a modo de diminuir as concentrações afluentes nas principais unidades responsáveis pela remoção dos nutrientes analisados.

No decorrer do acompanhamento dos parâmetros avaliados no presente estudo, foi percebido que não ocorre o monitoramento do nível de lodo na referida ETE. O descarte de lodo provindo do UASB ocorre sem a verificação do nível nas tomadas dispostas no reator. Tal supervisão é imprescindível para a qualidade do tratamento em reator UASB.

Além disso, até agosto de 2021 realizava-se apenas uma descarga diária nos decantadores. No mês seguinte até o fim do monitoramento da ETE foi adotado a execução de três descargas diárias nos decantadores. Conforme apresenta a Figura 7 o procedimento realizado pode ter influenciado na estabilidade observada na remoção de fósforo, sendo que os flocos sedimentados foram retirados das unidades com maior frequência. Porém, a Figura 10 demonstra que houve um pico no nível de SSed (4 mL/L) em outubro de 2021. Com isso, é importante salientar que o cronograma de descargas adotado pode sofrer limitações devido a estação elevatória não suportar o volume das descargas realizados em certos dias de operação.

5 PROPOSTA DE MELHORIAS

5.1 PROPOSTA DE MELHORIAS ESTRUTURAIS

É imprescindível que o pré-tratamento em um sistema de tratamento de esgoto opere nas devidas condições previstas em projeto. A etapa preliminar é uma importante unidade que retém a entrada de elementos que deterioram a qualidade de tratamento das etapas seguintes no sistema de tratamento. Desta forma, é fundamental os devidos reparos das unidades que compõem o sistema de tratamento preliminar da estação, considerando os benefícios previstos

ao tratamento, e tendo em vista o baixo custo investido, quando se comparado aos reparos das demais unidades presentes no sistema.

Tendo em vista que a estação apresenta baixa remoção de nutrientes e o controle de fornecimento de oxigênio é um quesito importante para remoção de fósforo e nitrogênio, é essencial a instalação de um outro sistema de aeração. Além disso, os sistemas deverão ser operados por Controlador Lógico Programável (CLP). Se torna necessário estabelecer níveis de aeração que promovam a remoção de matéria carbonácea para que não haja interferência negativas na nitrificação. Além de que, a demanda de oxigênio nos FBAS N/D deverá ser programada de forma intermitente, para que ora os FBAS N/D estejam nitrificando, ora desnitrificando conforme estabelece o projeto da ETE. Os níveis e o tempo de aeração deverão ser estabelecidos e programados de acordo com o acompanhamento do efluente a ser realizado na ETE.

Ainda, para uma eficiente remoção de nitrogênio se torna primordial que o sistema de recirculação do efluente entre o Decantador 2 e os FBAS N/D seja reparado.

5.2 PROPOSTA DE MELHORIAS OPERACIONAIS

Conforme ressaltado nas avaliações das eficiências presentes no sistema de tratamento em estudo, a qualidade do efluente de reatores UASB em termos de concentrações de sólidos suspensos está relacionada à massa de lodo anaeróbio mantida no compartimento de digestão da unidade. Com isso, inicialmente é necessário calcular a massa de lodo no compartimento de digestão do UASB, pois, é de fundamental estimar a quantidade de lodo que deve ser descartada. E como há recirculação do lodo dos filtros e decantadores secundários, se torna fundamental operar o descarte do lodo proveniente do UASB para que não ocorra perda de sólidos e altas concentrações de nutrientes para as etapas subsequentes.

Os procedimentos para gestão de lodo em reatores UASB estão demonstrados por Lobato et al. (2018) na nota técnica *Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 3: Gerenciamento de lodo e espuma*.

Tendo em vista em vista maior estabilidade e eficiência de remoção de fósforo, além de um controle operacional de sólidos que tem um efeito negativo na remoção do elemento, é se torna necessário verificar através de análise de bancada utilizando o método *Jar-test* para estabelecer a dosagem ótima de cloreto férrico.

5.3 SÍNTESE DAS PROPOSTAS DE MELHORIAS

No Quadro 3 estão apresentados os principais problemas observados, as condições de infraestrutura e operacionais observadas e melhorias sugeridas para a referida ETE.

Quadro 3 - Problemas, condições observadas e melhorias sugeridas.

Problema	Setor	Condição observada	Melhoria sugerida
Instabilidade no nível de sólidos no efluente final	Infraestrutura	Sem tratamento preliminar.	Instalação de gradeamento e ajustes na caixa de gordura.
	Operacional	Descartes do UASB até atingir 30 cm de altura de lodo no leito de secagem.	Calcular a massas de lodo a ser mantida e a descartada do UASB.
	Operacional	Não é realizado o monitoramento da manta de lodo.	Capacitar o operador para realizar a função de monitoramento do nível de lodo do UASB.
Baixa remoção de fósforo	Operacional	Inconstância na remoção de fósforo.	Realização de <i>Jar-test</i> visando a dosagem ótima de cloreto férrico.
Baixa remoção de nitrogênio	Infraestrutura	Sistema de aeração ineficiente.	Instalação do outro aerador e que o sistema de aeração seja comandado por CLP.
	Infraestrutura	Sistema de recirculação inoperante.	Reinstalação e reparo do sistema de recirculação do efluente do Decantador 2 e os FBAS N/D.

Fonte: Autor (2022).

6 CONCLUSÃO

A referida ETE se mostrou eficaz na remoção de matérias carbonácea, com boas eficiências observadas e concentrações médias no efluente final abaixo do que determinam atos normativos que regulamentam o lançamento de efluente provenientes de sistemas de esgotamento sanitários.

Os níveis de SSed no efluente final apresentaram inconstância nos resultados observados. Desse modo, tal condição denota que na estação pode estar ocorrendo perda de sólidos nas unidades que pertencem ao sistema de tratamento.

Já a remoção de nutrientes se mostrou ineficaz com desempenhos abaixo do previsto em projeto. O acúmulo de nutrientes no reator UASB pode estar interferindo negativamente na remoção de fósforo e nitrogênio no sistema.

A então estrutura não possui condições de alcançar valores de remoção previstos no projeto da ETE, sendo que faltam componentes imprescindíveis ao tratamento. Por decorrência do estado observado no tratamento preliminar da ETE se faz a necessidade de reavaliar os cronogramas operacionais de descarte de lodo do UASB.

Com propósito de melhorar a qualidade do efluente final, como sugestão de possíveis melhorias foi possível sugerir reparo do sistema de tratamento preliminar, reparo no sistema de aeração e instalação de dispositivos que proporcionem controle operacional eletrônico na demanda de oxigênios nos biofiltros, reparo no sistema de recirculação de efluente entre os FBAS N/D e o Decantador 2, calcular a massa de lodo a ser mantida e retirada do UASB, reprogramar o cronograma de descarte do lodo proveniente do UASB e realizar monitoramento da manta de lodo do UASB.

REFERÊNCIAS

- ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro. FINEP/PROSAB, p. 16-22. 2001.
- BERNAT. *et al.* Nitrogen removal from wastewater with a low COD/N ratio at a low oxygen concentration. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 102, n. 7, p. 4913-4916, abr. 2011.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre 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. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627. Acesso em: 20 fev. 2022.
- BRASIL. Funasa. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 5. Edição. Brasília, 2019.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 20 fev. 2022.
- BRESSANI-RIBEIRO, T.; CHAMHUM-SILVA, L. A.; CHERNICHARO, C. A. L. Constraints, performance and perspectives of anaerobic sewage treatment: lessons from full-scale sewage treatment plants in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 3, p. 418-425, 2019
- CAMPOS, J. R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 443 p. 1999.
- CHEN, G. H. *et al.* (Ed.). **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design**. IWA publishing, 2020.
- CHERNICHARO, C. A. L. et al. **Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges**. **Reviews In Environmental Science And Bio/technology**, [s.l.], v. 14, n. 4, p.649-679, 21 set. 2015. Springer Science + Business Media.
- CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 5) Belo Horizonte: DESA - UFMG, 379 p. 2016.
- CHERNICHARO, C. A. de *et al.* Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 1: tópicos de interesse. **Revista Dae**, [S.l.], v. 66, n. 214, p. 5-16, 2018.
- DELLA GIUSTINA, S. V. *et al.* Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 15, n. 3, p. 257-266, set. 2010.

FACIN, Fernanda. **Avaliação de ETEs compostas por reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso, um estudo de caso no município de Luzerna-SC**. 2016. 103 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

FLORÊNCIO, L. *et al.* Nitrificação em reatores aeróbios com biomassa aderida. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 8, p. 262-292.

GONÇALVES, R. F. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios** [S.l.: s.n.], 2001.

GUTIÉRREZ, A. P. **Evaluation of nitrogen elimination in anammox granular system for the treatment of industrial wastewater effluents**. 2019. 324 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química e Ambiental, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 2019.

HAGOPIAN, D. S.; RILEY, J. G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Aquacultural Engineering**, [S.l.] v. 18, n. 4, p. 223-244, 1998.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 969 p. 2011.

JU, L. K. *et al.* Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in Single-Tank Low-Dissolved-Oxygen Systems Under Cyclic Aeration. **Water Environment Research**, [S.l.], v. 79, n. 8, p. 912-920, ago. 2007.

KENT, T. D.; FITZPATRICK, C. S. B.; WILLIAMS, S. C. Testing of biological aerated filter (BAF) media. **Water Science And Technology**, [S.l.], v. 34, n. 3-4, p. 363-370, 1 ago. 1996.

LEITÃO, R. C. *et al.* **The effect of operational conditions on the hydrodynamic characteristics of the sludge bed in UASB reactors**. In: 12th World Congress on Anaerobic Digestion, 2010, Guadalajara, México.

LOBATO, L. C. da S. *et al.* Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 3: gerenciamento de lodo e espuma. **Revista Dae**, [S.l.], v. 66, n. 214, p. 30-55, 2018.

MANN, A. *et al.* A comparison of floating and sunken media biological aerated filters for nitrification. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [S.l.], v. 72, n. 3, p. 273-279, jul. 1998.

MELO, D. de F. *et al.* The effect of seasonality in biogas production in full-scale UASB reactors treating sewage in long-term assessment. **International Journal Of Sustainable Energy**, [S.l.], v. 40, n. 3, p. 207-217, 28 jul. 2020.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. McGraw Hill, Brasil, 2008 p. 2015.

MOTA, F. S. B., VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, cap. 4, p. 119-146, 2009.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of UASB reactor systems with and without post-treatment. **Water Science And Technology**, [S.l.], v. 59, n. 7, p. 1299-1306, 1 abr. 2009.

PRAMANIK, B. K. Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: A review. **Journal of Engineering Science and Technology**. [S.l.] v. 7, n. 4, p. 428-446, 2012.

RODGERS, M.; LAMBE, A.; XIAO, L. Carbon and nitrogen removal using a novel horizontal flow biofilm system. **Process Biochemistry**, [S.l.], v. 41, n. 11, p. 2270-2275, 2006.

RIBEIRO, J. C. **Avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário composta por reator UASB-biofiltro aerado submerso**. 2016.157 p. Mestrado – Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Bauru, 2016.

RUSTEN, B. Wastewater treatment with aerated submerged biological filters. **Journal Water Pollution Control Federation**, [S. l.] v. 56, n. 5. p. 424, 1984.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina (CONSEMA). **Resolução CONSEMA nº 182, de 06 de agosto de 2021**. Estabelece as diretrizes para os padrões de lançamento de esgotos domésticos de sistemas de tratamento públicos e privados. Disponível em: <https://www.sde.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/1755-resolucao-consema-n-182-2021/file>. Acesso em: 20 fev. 2022.

SANTOS, A. B dos (org.). **Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais**. Fortaleza: Impreco, 2019.

SATO, N. *et al.* Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in india's yamuna river basin. **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 80, n. 3, p. 198-207, ago. 2006.

SATRIA, A. W. *et al.* Development of Submerged Biofilter Design for Wastewater Conservation: Carbonaceous Removal Study. **Journal of Science and Applicative Technology**, [S.l.] v. 2, n. 1, p. 84-89, 2019.

SMITH, S., A. SZABÓ, I. TAKÁCS, S. MURTHY, I. LICSKÓ, G. DAIGGER. 2007. **The Significance of Chemical Phosphorus Removal Theory for Engineering Practice**. In Nutrient Removal 2007. WEF.

SZABO, A.; TAKÁCS, I.; MURTHY, S.; DAIGGER, G. T.; LICSKÓ, I.; SMITH, S. (2008) Significance of design and operational variables in chemical phosphorus removal. **Water Environment Research**, Volume 80, N0 5, pp. 407-416.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Nutrient Control Design Manual**. EPA/600/R-10/100. Washington, 2010.

VOLSCHAN JR, I. et al. Remoção de Nutrientes por Processos Físico-Químicos. In: Mota F. S. B.; Von Sperling, M. (Org). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 341–377.

VON SPERLING, M. **Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors**. London: IWA Publishing, Volume 5, 338 p. 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. rev. Belo Horizonte: UFMG, 470 p. 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 211 p. 2016.

WANG, D. *et al.* Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**, [S.l.] v. 99, n. 13, p. 5466-5473, 2008.

WEF. Biofilm reactors. **WEF Manual of Practice No. 35**, Water Environment Federation, Alexandria, 2011.

WEF. **Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants (Asce Manual and Reports on Engineering Practice)** 1 ed. McGraw-Hill, New York, 597 p. 2005.