

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

LUANA GABRIELE GOMES CAMELO

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO DO RIO GRANDE DO SUL**

Porto Alegre

2022

LUANA GABRIELE GOMES CAMELO

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO DO RIO GRANDE DO SUL**

Trabalho de Conclusão apresentado ao curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Profa. Maria Cristina de Almeida Silva

Coorientador: MSc. Daniel Oliveira de Brito

Porto Alegre

2022

### CIP - Catalogação na Publicação

Camelo, Luana Gabriele Gomes  
ANÁLISE DO DESEMPENHO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO DO RIO GRANDE DO SUL / Luana Gabriele Gomes  
Camelo. -- 2022.  
98 f.  
Orientadora: Maria Cristina de Almeida Silva.

Coorientador: Daniel Oliveira de Brito.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto  
de Pesquisas Hidráulicas, Curso de Engenharia  
Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2022.

1. Análise de desempenho. 2. Estações de Tratamento  
de Esgoto. 3. Esgoto sanitário. 4. Estatística. 5.  
Saneamento. I. Silva, Maria Cristina de Almeida,  
orient. II. de Brito, Daniel Oliveira, coorient. III.  
Título.

LUANA GABRIELE GOMES CAMELO

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO DO RIO GRANDE DO SUL**

Trabalho de Conclusão apresentado ao curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Banca examinadora:

.....

Silvia Maria Alves Corrêa Oliveira – DESA/UFGM

.....

Fernando J. C. Magalhães Filho – IPH/UFRGS

## AGRADECIMENTOS

Não poderia deixar de iniciar esta seção do trabalho sem agradecer ao povo brasileiro, especialmente aos mais pobres, por financiar a minha graduação. Reconheço o quão única é a oportunidade de estudar em uma instituição de ensino tão completa como a Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Agradeço à minha mãe Valdineia, e ao meu pai, João, pelo suporte incondicional durante essa jornada tomada pela saudade de casa. Carrego comigo a mesma perseverança que os levaram a saírem do sertão nordestino para São Paulo e trabalharem incansavelmente para nunca faltar nada à nossa família.

Agradeço à minha família pelo apoio aos meus estudos; aos meus irmãos Luan e Vitor; ao Heitor, meu querido sobrinho; e ao meu avô Paulo e a minha avó Odalva, que não conseguiram ver o final deste meu percurso, mas sempre foram lembrados durante ele.

Ao meu companheiro, João, por trilhar o caminho da vida comigo e pelos desafios que superamos juntos. Agradeço à Vera e ao Frederico por me acolherem em uma lar recheado de cuidados e alento. Eles me forneceram a base para que eu pudesse me dedicar aos meus sonhos.

Aos meus amigos de curso Heitor, Isabela, Fernando, Daniel e Heron que tornaram a minha graduação mais leve; agradeço à minha grande amiga Gabrielly, mulher forte e determinada que me inspira sempre.

Ao Daniel, meu coorientador e amigo, pelos ensinamentos e paciência ao longo deste tempo sobre sua orientação. Este trabalho só foi possível graças a ele. Obrigada pela confiança depositada no meu trabalho.

Agradeço ainda à professora Maria Cristina, não somente por ter aceitado me orientar nesta pesquisa, como também pelos conselhos e constante incentivos.

Ao corpo docente do curso de Engenharia Ambiental da UFRGS, agradeço pelos aprendizados que me permitiram concluir esta etapa e por instigar o meu entusiasmo pelas questões ambientais.

## RESUMO

O presente trabalho buscou avaliar o desempenho das Estações de Tratamento de Esgoto em operação no Rio Grande Sul para diferentes tecnologias de tratamento empregadas, em comparação com valores de referência usualmente reportados na literatura. Para este fim, os dados de automonitoramento das concentrações afluentes e efluentes foram levantados e sistematizados para as ETEs com Licença de Operação vigente no estado. A coleta contemplou cerca de 46.500 dados operacionais relativos a 82 ETEs, com 24 processos de tratamento distintos. Os parâmetros avaliados foram a Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal, Sólidos Suspensos Totais e *Escherichia coli*. A avaliação das ETEs inventariadas se deu através de dois agrupamentos separados: 1) a análise geral sem consideração das tecnologias de tratamento; e 2) a análise das tecnologia mais adotadas entre as ETEs inventariadas: fossa séptica e filtro anaeróbio (FS+FA), lodos ativados em batelada (LAB) e por aeração prolongada (LAP), reator UASB seguido por filtro biológico percolador (UASB+FBP), lagoa anaeróbia e facultativa (LN+LF) e lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação em série (LAS). As estatísticas descritivas das medianas obtidas para as concentrações afluente e efluentes e eficiência de remoção por ETE foram calculadas, equivalente ao: número de ETEs, mediana, médias aritmética, desvio-padrão e percentis de 10 e de 90%. Os intervalos de confiança de 95% para as medianas foram obtidos através do método de *bootstrap* e comparados com valores de referência bibliográfica no Brasil. No geral, o esgoto sanitário bruto das ETEs do estado e o efluente tratado são mais diluídos do que o observado e reportado na literatura acadêmica de destaque na área – mediana para DBO de 82,25 mg/L [68; 107]. Esta relação, contudo, é significativamente diferente para PT, NNH<sub>3</sub> e *E.coli*, cujas concentrações encontradas aproximam-se de um esgoto médio a forte. Entre as tecnologias analisadas, os sistemas com os desempenhos inferiores associados a cada constituinte foram, respectivamente: FS+FA para DBO, NNH<sub>3</sub> e *E.coli*; LN+LF e LAS para DQO e SST; e UASB+FBP para PT. Em geral, a maioria dos parâmetros para as seis tecnologias analisadas obtiveram resultados de eficiência de remoção dentro das faixas reportadas como usuais pela literatura. A tecnologia de FS+FA, contudo, apresentou desempenho substancialmente inferior para os parâmetros DBO, DQO e SST – mediana para DBO de 57,75% [39; 72]. Os sistemas LAB e LAP, por outro lado, obtiveram faixas de eficiência de remoção superiores ao da literatura de referência para o parâmetro Fósforo Total.

## ABSTRACT

This study evaluates the performance of Wastewater Treatment Plants in operation in the state of Rio Grande Sul for different treatment technologies used compared with reference values usually reported in the literature. For this purpose, self-monitoring data on influent and effluent concentrations were collected and systematized for WWTPs with an Operating License in force in the state. The collection included about 46,500 operational data related to 82 WWTPs, with 24 different treatment processes. The parameters evaluated were Biochemical Oxygen Demand, Chemical Oxygen Demand, Total Phosphorus, Ammoniacal Nitrogen, Total Suspended Solids, and *Escherichia coli*. The evaluation of the inventoried WWTPs took place through two separate groups: 1) the general analysis without considering the treatment technologies; and 2) analysis of the most adopted technologies among the inventoried WWTPs: the septic tank and anaerobic filter (FS+AF), activated sludge in batch (LAB) and by prolonged aeration (LAP), UASB reactor followed by percolating biological filter (UASB+ FBP), anaerobic and facultative pond (LN+LF) and anaerobic, facultative and maturation pond (LAS). Descriptive statistics of the medians obtained for influent and effluent concentrations and removal efficiency per WWTP were calculated, equivalent to the number of WWTPs, median, arithmetic mean, standard deviation, and 10th and 90th percentiles. The 95% confidence intervals for the medians were obtained using the bootstrap method and compared with bibliographic reference values in Brazil. In general, the raw sanitary wastewater and the treated effluent from the state's WWTPs are more diluted than what is observed and reported in the academic literature in the area – median for BOD of 82.25 mg/L [68; 107]. This relationship, however, is significantly different for PT,  $\text{NH}_3$ , and *E.coli*, whose concentrations are found to approach medium to strong wastewater. Among the technologies analyzed, the systems with the lowest performance associated with each constituent were, respectively: FS+FA for BOD,  $\text{NH}_3$ , and *E.coli*; LN+LF and LAS for COD and SST; and UASB+FBP for PT. In general, most parameters for the six analyzed technologies obtained removal efficiency results within the ranges reported in the literature. The FS+FA technology, however, presented a substantially lower performance for the parameters BOD, COD, and SST – median for BOD of 57.75% [39; 72]. On the other hand, the LAB and LAP systems obtained removal efficiency ranges higher than those in the reference literature for the Total Phosphorus parameter.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática das lagoas de estabilização em série. ....	27
Figura 2 – Representação esquemática de um sistema Fossa Séptica e Filtro Anaeróbio. ....	29
Figura 3 - Representação esquemática de um reator UASB. ....	30
Figura 4 – Representação esquemática de um processo de lodos ativados convencional. ....	31
Figura 5 – Representação esquemática de um Filtro Biológico Percolador. ....	33
Figura 6 - Etapas metodológicas do estudo. ....	43
Figura 7 - Variação do número de ETEs analisadas conforme o critério adotado. ....	49
Figura 8 - Processo de seleção das ETEs e sistematização dos dados. ....	49
Figura 9 - Quantidade de dados por parâmetro e ano, para afluente e efluente. ....	50
Figura 10 - Distribuição dos constituintes afluentes – limite superior do gráfico definido pelo percentil 99. ....	55
Figura 11 - Distribuição dos constituintes efluentes – limite superior do gráfico definido pelo percentil 99. ....	55
Figura 12 - Concentrações afluentes e efluentes dos constituintes. ....	57
Figura 13 - Comparação das concentrações afluentes obtidas com valores da literatura. ....	60
Figura 14 - Concentrações afluentes dos constituintes considerando as tecnologias de tratamento elencadas. ....	63
Figura 15 - Concentrações efluentes dos constituintes considerando as tecnologias de tratamento elencadas. ....	68
Figura 16 - Comparação das concentrações efluentes obtidas com valores da literatura para as seis tecnologias de tratamento analisadas. ....	72
Figura 17 - Concentrações afluentes e efluentes dos constituintes para as tecnologias de tratamento elencadas. ....	74
Figura 18 - Eficiência de remoção dos constituintes considerando as tecnologias de tratamento elencadas. ....	76
Figura 19 - Comparação das eficiências de remoção obtidas com valores da literatura para as seis tecnologias de tratamento analisadas. ....	80

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais parâmetros das águas residuárias, suas fontes, efeitos e concentrações típicas dos parâmetros em esgotos sanitários. ....	17
Tabela 2 - Padrões para lançamento de efluentes líquidos sanitários em águas superficiais conforme Resolução CONSEMA 355/2017. ....	21
Tabela 3 - Concentrações médias efluentes (mg/L) e eficiências médias de remoção (%) por tecnologia de tratamento.....	39
Tabela 4 - Frequência de amostragem dos constituintes para as ETEs inventariadas.....	51
Tabela 5 - Tecnologias de tratamento inventariadas. ....	51
Tabela 6 - Distribuição do porte das ETEs inventariadas. ....	53
Tabela 7 - Coeficiente de assimetria, curtose e resultados do teste de Shapiro-Wilk para os constituintes analisados. ....	53
Tabela 8 - Estatísticas descritivas referentes às concentrações afluentes e efluentes dos constituintes.....	56
Tabela 9 - Estatísticas descritivas referentes aos coeficientes de variação afluentes e efluentes dos parâmetros avaliados.....	58
Tabela 10 - Comparação dos constituintes afluentes com valores reportados na literatura. ....	59
Tabela 11 - Número de ETEs consideradas na análise dos constituintes afluentes por tecnologia. ....	61
Tabela 12 - Estatísticas descritivas referentes às concentrações dos constituintes afluentes, considerando as tecnologias de tratamento elencadas.....	62
Tabela 13 - Medianas dos coeficientes de variação do afluente para as tecnologias elencadas. ....	64
Tabela 14 Resultados do teste de Kruskal-Wallis e Dunn para comparações das concentrações afluentes para as tecnologias de tratamento elencadas.....	64
Tabela 15 - Comparação entre a distribuição de medianas por bootstrap com valores reportados na literatura para o afluente. ....	65
Tabela 16 - Número de ETEs consideradas na análise dos constituintes efluentes por tecnologia. ....	66
Tabela 17 - Estatísticas descritivas referentes às concentrações dos constituintes efluentes, considerando as tecnologias de tratamento elencadas.....	67
Tabela 18 - Medianas dos coeficientes de variação do efluente para as tecnologias elencadas. ....	69

Tabela 19 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis e Dunn para comparações das concentrações efluentes para as tecnologias de tratamento elencadas.....	69
Tabela 20 - Comparação entre a distribuição de medianas por bootstrap com valores reportados na literatura para o efluente. ....	71
Tabela 21 - Número de ETEs consideradas na análise da eficiência de remoção dos constituintes por tecnologia. ....	74
Tabela 22 - Estatísticas descritivas referentes às eficiências de remoção dos constituintes, considerando as tecnologias de tratamento elencadas. ....	75
Tabela 23 - Medianas do coeficientes de variação da eficiência de remoção para as tecnologias elencadas.....	77
Tabela 24 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis e Dunn para comparações das eficiências de remoção para as tecnologias de tratamento elencadas.....	77
Tabela 25 - Comparação entre a distribuição de medianas por bootstrap com valores reportados na literatura para a eficiência de remoção dos parâmetros. ....	79
Tabela A.I – Resultados do teste de Kruskal-Wallis para os constituintes analisados.....	92
Tabela A.II – Resultados do teste de Dunn para os constituintes <b>afuentes</b> (p-valor).....	92
Tabela A.III – Resultados do teste de Dunn para os constituintes <b>efuentes</b> (p-valor).....	93
Tabela A.IV – Resultados do teste de Dunn para a <b>eficiência de remoção</b> dos constituintes (p-valor).....	94
Tabela B.I – Medianas das concentrações <b>afuentes</b> por ETE.....	95
Tabela B.II – Medianas das concentrações <b>efuentes</b> por ETE.....	96
Tabela B.III – Medianas das <b>eficiências de remoção</b> por ETE.....	97

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

<b>ABNT</b>	Associação Brasileira de Normas Técnicas
<b>ANA</b>	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
<b>CV</b>	Coefficiente de Variação
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
<b>ETE</b>	Estação de Tratamento de Esgotos
<b>FEPAM</b>	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler
<b>FS</b>	Fossa Séptica
<b>FS+FA</b>	Fossa Séptica + Filtro Anaeróbio/Biológico
<b>IC 95%</b>	Intervalo de confiança de 95%
<b>LA</b>	Lodos Ativados
<b>LAB</b>	Lodos Ativados em Batelada
<b>LAC</b>	Lodos Ativados Convencional
<b>LAE+FA+LM</b>	Lagoa Aerada + Filtro Anaeróbio/Biológico + Lagoa de Maturação
<b>LAE+LM</b>	Lagoa Aerada + Lagoa de Maturação
<b>LAEC</b>	Lagoa Aerada de Mistura Completa
<b>LAF</b>	Lagoa Aerada Facultativa
<b>LAMC</b>	Lagoa Aerada de Mistura Completa
<b>LAN</b>	Lagoa Anaeróbia
<b>LAP</b>	Lodos Ativados de Aeração Prolongada
<b>LAS</b>	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoas de Maturação
<b>LF</b>	Lagoa Facultativa
<b>LF+LM</b>	Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação
<b>LM</b>	Lagoa de Maturação
<b>LN+BI</b>	Lagoa Anaeróbia + Bacias de Infiltração no Solo
<b>LN+FPB+LP</b>	Lagoa Anaeróbia + Filtro Biológico Percolador + Lagoa de Polimento
<b>LN+LAP</b>	Lagoa Anaeróbia + Lodos Ativados de Aeração Prolongada
<b>LN+LF</b>	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa
<b>NNH3</b>	Nitrogênio Amoniacal
<b>PT</b>	Fósforo Total
<b>RA+RN</b>	Reator Anóxico + Reator Anaeróbio
<b>SST</b>	Sólidos Suspensos Totais
<b>UASB</b>	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
<b>UASB+FAA</b>	Reator UASB + Filtro Aerado de Fluxo Ascendente
<b>UASB+FAS</b>	Reator UASB + Filtro Biológico Aerado Submerso
<b>UASB+FBP</b>	Reator UASB + Filtro Biológico Percolador
<b>UASB+FBP+LM</b>	Reator UASB + Filtro Biológico Percolador + Lagoa de Maturação
<b>UASB+LA</b>	Reator UASB + Lodos Ativados
<b>UASB+LAB</b>	Reator UASB + Lodos Ativados em Batelada
<b>UASB+LF</b>	Reator UASB + Lagoa Facultativa
<b>UASB+RA+FBP</b>	Reator UASB + Reator Anóxico + Filtro Biológico Percolador
<b>UASB+UNITANK</b>	Reator UASB + Lodos Ativados UNITANK
<b>UFRGS</b>	Universidade Federal do Rio Grande do Sul

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	Objetivo Geral.....	16
2.2	Objetivos Específicos .....	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3.1	Características das Águas Residuárias.....	17
3.2	Regulamentação Ambiental dos Sistemas de Esgotamento Sanitário .....	20
3.2.1	Qualidade do corpo receptor e lançamento de efluentes .....	20
3.2.2	Licenciamento ambiental e monitoramento .....	22
3.3	Sistemas de Esgotamento Sanitário .....	23
3.3.1	Sistemas de coletas .....	23
3.3.2	Tratamento de águas residuárias.....	24
3.4	Métodos Estatísticos Aplicáveis a Efluentes Líquidos .....	33
3.5	Avaliação de Desempenho de Estações de Tratamento de Esgoto.....	36
3.5.1	Critérios de avaliação .....	36
3.5.2	Estado da arte.....	40
4	METODOLOGIA.....	43
4.1	Levantamento e preparação dos dados .....	44
4.1.1	Etapa de levantamento.....	44
4.1.2	Tratamento dos dados .....	44
4.2	Análise geral .....	45
4.2.1	Análise das concentrações .....	45
4.2.2	Comparação com valores da literatura .....	46
4.3	Análise por tecnologia de tratamento .....	46
4.3.1	Análise das concentrações .....	46
4.3.2	Comparação com valores da literatura .....	47

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	48
5.1	Levantamento e preparação dos dados .....	48
5.1.1	ETEs inventariadas .....	48
5.1.2	Resultados analíticos .....	49
5.1.3	Tecnologias de tratamento das ETEs inventariadas .....	51
5.1.4	Porte das ETEs inventariadas .....	53
5.2	Análise geral .....	53
5.2.1	Análise das concentrações .....	53
5.2.2	Comparação com valores da literatura .....	58
5.3	Análise por tecnologia de tratamento .....	61
5.3.1	Afluente .....	61
5.3.2	Efluente.....	66
5.3.3	Desempenho .....	73
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	83
6.1	Levantamento e preparação dos dados .....	83
6.2	Análise geral .....	83
6.3	Análise por tecnologia de tratamento .....	84
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	86
	APÊNDICE A .....	92
	APÊNDICE B.....	95

## 1 INTRODUÇÃO

Diante do déficit de atendimentos dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil, uma parcela significativa de esgoto doméstico *in natura* ou em desconformidade com os padrões legais estabelecidos vem sendo lançada em corpos hídricos superficiais. Esta ação impacta diretamente a saúde da população e do meio ambiente, além de comprometer os usos futuros e o atendimento de demandas a jusante do ponto de lançamento.

Nesse sentido, o alcance da universalização do saneamento no Brasil e consequente melhoria da qualidade da água passa pela expansão e otimização dos serviços de coleta, transporte e tratamento dos despejos líquidos de origem antrópica. Contudo, tais metas podem não surtir o efeito almejado caso a construção dessas estruturas não seja acompanhada de um processo de operação e manutenção adequado e efetivo.

Entre essas estruturas, as Estações de Tratamento de Esgoto desempenham a função essencial de reduzir as cargas poluidoras de efluentes residenciais, comerciais e águas de infiltração, alterando as características físicas, químicas e biológicas desses despejos líquidos e tornando-os adequados para sua destinação final no ambiente. Por se tratar de empreendimentos com um grande aporte de investimentos para sua construção e sua operação e que cumprem um importante papel social, a avaliação e acompanhamento do desempenho desses sistemas se faz necessário e decisivo. A análise possibilita a identificação de limitações sistêmicas nos processos, de forma a permitir a otimização da operação da ETE e ações de correção. Esta avaliação, por sua vez, depende de um processo de monitoramento contínuo e com uso efetivo dos seus resultados.

Entre as necessidades e tendências na pesquisa na área de saneamento no contexto nacional, Heller e Nascimento (2005) salientaram a importância de se avaliar as soluções técnicas pesquisadas, desenvolvidas e aperfeiçoadas quando aplicadas em condições reais de campo, de modo a verificar o alcance dos benefícios, tanto em termos de sua eficiência de funcionamento quanto em termos de seu ganho à população ou ao meio ambiente. No presente, diversos são os trabalhos de avaliação e otimização de processos unitários físico-químicos e biológicos de tratamento de efluentes, seja em escala piloto em ETEs individuais. Contudo, há relativamente poucos estudos de análise de ETEs em escala real dotado de abrangência espacial e temporal consideráveis. Além disso, desta parcela a maioria compreende sistemas em operação no sudeste do país e no Distrito Federal.

Atualmente, o estado do Rio Grande do Sul encontra-se nesse montante de estados cujo levantamento e avaliação do desempenho das ETEs em operação no território não foram objetos de estudo com abrangência considerável. O estado possui características únicas em comparação às demais localidades, dificultando a utilização de valores de referência apresentados em outras partes do Brasil. Nesse sentido, o presente trabalho é inédito ao buscar responder essa lacuna de informações de valia para o setor de saneamento rio-grandense e brasileiro. O entendimento das características dos efluentes locais e de seus processos de tratamento é essencial para a avaliação e formulação de políticas públicas e suporte para decisões de projetistas e controladores de Sistemas de Tratamento de Esgoto.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Caracterizar o desempenho das Estações de Tratamento de Esgoto em operação no Rio Grande do Sul. A análise deverá avaliar as principais características destes sistemas em termos da qualidade de seus efluentes, bem como da eficiência de remoção dos principais constituintes.

### **2.2 Objetivos Específicos**

1. Caracterizar e inventariar as Estações de Tratamento de Esgoto do Rio Grande do Sul com base na avaliação de dados de automonitoramento;
2. Obter e analisar as estatísticas descritivas dos constituintes Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Amônia (NH<sub>3</sub>), Sólidos Suspensos Totais (SST) e *Escherichia coli* (*E.coli*) do afluente sanitário bruto e do efluente tratado do estado, agrupados pelas principais tecnologias de tratamento empregadas;
3. Obter e analisar as eficiências de remoção de cada constituinte para as principais tecnologias de tratamento empregadas;
4. Comparar a concentração dos constituintes do afluente sanitário bruto e do efluente tratado com valores comumente reportados na literatura;
5. Comparar a eficiência de remoção dos constituintes entre as principais tecnologias de tratamento empregadas.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Características das Águas Residuárias

Águas residuárias, também denominadas de esgoto, são essencialmente despejos líquidos resultantes da utilização da água por processos antrópicos por meio do qual ocorre a adição de substâncias ou formas de energia que alteram suas propriedades, tornando-a imprópria para outros usos. Além de possuírem maus odores devido à decomposição da matéria orgânica, os efluentes líquidos contam com nutrientes que estimulam o crescimento bacteriano e podem levar ao processo de eutrofização de corpos d'água superficiais. A presença de diversos organismos patogênicos ou compostos potencialmente mutagênicos ou carcinogênicos também é uma preocupação. Devido a essas problemáticas, a coleta, tratamento e destinação dos esgotos são necessários para a proteção da saúde pública e do meio ambiente.

Em face das dificuldades operacionais e custos associados à identificação e quantificação dos diversos componentes presentes nos efluentes, conveniu-se pelo emprego de parâmetros indiretos capazes de expressar a sua capacidade poluidora (VON SPERLING, 2014). Dentre estes, os de especial interesse são aqueles elencados nas exigências legais e relacionados ao projeto, operação e avaliação de desempenho das Estações de Tratamento de Esgoto (JORDÃO & PESSÔA, 2014), sendo os principais: sólidos em suspensão, indicadores de matéria orgânica, nutrientes e indicadores de contaminação fecal. A **Tabela 1** elenca os parâmetros apresentados juntamente com as fontes de contaminação associadas a cada um, os resultados relacionados ao aporte desses parâmetros no ambiente sem tratamento e as concentrações típicas do efluente sanitário não tratado conforme as bibliografias citadas.

Tabela 1 - Principais parâmetros das águas residuárias, suas fontes, efeitos e concentrações típicas dos parâmetros em esgotos sanitários.

Parâmetro	Unidade	Origem antropogênica <sup>1</sup>	Principais efeitos <sup>1</sup>	Concentrações típicas <sup>2</sup>	
				(METCALF & EDDY, 2014)	(JORDÃO & PESSÔA, 2014)
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	Despejos domésticos e industriais	- Consumo de oxigênio dissolvido na água - Morte de seres aquáticos	133 - 400 (200)	100 - 400 (200)
Demanda Química de Oxigênio	mg/L	Despejos domésticos e industriais	- Condições sépticas	339 - 1016 (508)	200 - 800 (400)
Amônia	mgNH <sub>3</sub> -N/L	Despejos domésticos e industriais; detergentes; excrementos de animais; fertilizantes	- Crescimento excessivo de algas - Toxicidade para seres aquáticos (amônia)	14 - 41 (20)	10 - 50 (20)
Fósforo Total	mgP/L	Despejos domésticos e industriais; detergentes; excrementos de animais; fertilizantes	- Poluição da água subterrânea	3,7 - 11,0 (5,6)	5 - 20 (10)

Parâmetro	Unidade	Origem antropogênica <sup>1</sup>	Principais efeitos <sup>1</sup>	Concentrações típicas <sup>2</sup>	
				(METCALF & EDDY, 2014)	(JORDÃO & PESSÔA, 2014)
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	Despejos domésticos e industriais	- Problemas estéticos - Depósitos de lodo - Adsorção de poluentes - Proteção de patógenos	130 - 389 (195)	120 - 360 (230)
<i>Escherichia coli</i>	org/100 mL	Despejos domésticos e excrementos de animais	- Doenças de veiculação hídrica	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>9</sup>

<sup>1</sup> Adaptado de von Sperling, 2007.

<sup>2</sup> Dados relativos à faixa de esgoto "fraco" e "forte", com o valor médio apresentado em parênteses.

Os dois principais métodos indiretos para a quantificação da matéria orgânica ou do potencial poluidor de um determinado efluente são a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO). Enquanto a primeira refere-se à medida de oxigênio necessário para degradação biológica da matéria orgânica, a DQO representa o consumo de oxigênio no processo de oxidação química da matéria orgânica. As duas medidas possuem como principais aplicações: 1) a conformidade da descarga do efluente e do processo de eficiência de tratamento com as normas vigente; 2) a indicação da fração biodegradável de um efluente através da relação DQO /DBO; e 3) a razão DQO/DBO como um indicador do design de uma ETE necessária para um local específico (JOUANNEAU *et al.*, 2014). Segundo Jordão & Pessôa (2014), a relação típica DQO/DBO nos esgotos domésticos é da ordem de 1,7 a 2,5. Valores maiores que 4,0 estão relacionados a efluentes com elevada fração de material inerte, não sendo indicado neste caso o tratamento biológico (VON SPERLING, 2014).

Assim como o carbono, o fósforo e o nitrogênio são compostos essenciais para o desenvolvimento celular. Quando em excesso em um corpo hídrico, esses nutrientes podem levar ao crescimento excessivo de algas, que por sua vez, ao consumirem o oxigênio em seu processo de decomposição diminuem a sua quantidade dissolvida, afetando os seres aquáticos. O nitrogênio, em especial, assume diferentes formas de oxidação na água agindo como uma espécie de indicador do seu grau de decomposição; o processo de oxidação biológica transforma o nitrogênio presente em amônia, nitrito e nitrato, nesta sequência. A medida de nitrogênio amoniacal (NNH<sub>3</sub>) inclui tanto a forma ionizada da amônia (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) quanto sua forma livre (NH<sub>3</sub>). Um aumento do pH do meio favorece a formação da amônia livre, que é tóxica aos peixes em pequenas concentrações.

Quando classificados quanto ao seu tamanho, a matéria sólida pode ser dividida em Sólidos Suspensos (SS) e Sólidos Dissolvidos (SD). A medida de Sólidos Suspensos equivale à fração da massa de sólidos retida em um filtro de fibra de vidro padrão após secagem do mesmo e do efluente em um forno de 103-105°C (BAIRD *et al.*, 2017). A concentração de SS juntamente

com a DBO são os parâmetros universalmente empregados para avaliação do desempenho das ETEs para fins de controle regulatório (METCALF & EDDY, 2014).

As características biológicas das águas residuárias estão relacionadas à presença de alguns patógenos de origem humana capazes de acometer certas doenças de veiculação hídrica. A quantidade desses microrganismos no esgoto varia conforme a situação socioeconômica da população, requisitos de saúde, região geográfica, presença de agroindústrias e tipos de tratamento ao qual o esgoto foi submetido (VON SPERLING, 2014).

Diante dos elevados custos e operacionalidade associados a coleta desses diferentes patógenos, adotou-se de maneira universal a utilização de microrganismos indicadores de contaminação fecal, sendo um deles a bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*). A *Escherichia coli* é encontrada não somente em esgotos domésticos como também em efluentes tratados, águas naturais e solos que estão sujeitos à contaminação recente (WHO, 1993). O microrganismo também atua como um indicador da eficiência de remoção de outros patógenos como vírus e outras bactérias, pois estes são removidos pelos mesmos mecanismos das bactérias do grupo coliformes.

Além de serem influenciados pela hora do dia, sazonalidade e infiltrações no sistema de coleta (METCALF & EDDY, 2014), as características das águas residuárias também variam conforme a vazão, em função do consumo de água. Segundo Von Sperling (2014), os fatores que influenciam este consumo são: a disponibilidade de água, o clima, o tamanho e atributos da população contribuinte, o nível econômico da comunidade, o grau de industrialização da região atendida, a medição do consumo residencial, o custo e a pressão da água.

Em locais com maior quantidade de água disponível, o consumo tende a ser maior assim como em climas mais quentes. A mesma relação ocorre em cidades maiores, mais ricas, com maior quantidade de indústrias e com o custo da água inferior. A infiltração em um sistema de coleta de esgoto, por sua vez, ocorre através de tubos, conexões, juntas ou bueiros defeituosos. A quantidade de água infiltrada depende de vários fatores, como a extensão da rede coletora, diâmetros da tubulação, área de drenagem, tipo de solo, profundidade do lençol freático, topografia e número de ligações por unidade de área (METCALF & EDDY, 2014). A compreensão desses fatores e características é de especial relevância para a elaboração e manutenção de sistemas de coleta e tratamento e na gestão ambiental efetiva.

## **3.2 Regulamentação Ambiental dos Sistemas de Esgotamento Sanitário**

### **3.2.1 Qualidade do corpo receptor e lançamento de efluentes**

Através do promulgado pela Resolução CONAMA N. 357/2005, os corpos d'água superficiais do território brasileiro foram divididos em treze classes em função dos seus usos previstos, sendo estas:

- i) águas doces com classe especial e de 1 a 4;
- ii) águas salobras com classe especial e de 1 a 3; e
- iii) águas salinas classe especial e de 1 a 3.

Enquanto para a classe especial se pressupõe os usos mais nobres como abastecimento para consumo humano, a classe 4 engloba usos menos nobres como navegação e harmonia paisagística. O Enquadramento dos corpos d'água é um instrumento previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Nº 9.433/1997) e representa o estabelecimento da meta de qualidade da água a ser alcançada, ou mantida, em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos pretendidos (BRASIL, 2005).

No Rio Grande do Sul, os Comitês de Bacias possuem como uma de suas atribuições a proposição do enquadramento dos corpos de água da bacia hidrográfica em classes de uso e conservação, subsidiado e aprovado pelo Conselho de Recursos Hídricos (RIO GRANDE DO SUL, 1994). O enquadramento das bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul pode ser consultado pelos arquivos digitais disponibilizados pelo site da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura.

Além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, a legislação brasileira prevê ainda os padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água definidos na Resolução CONAMA N. 430/2011. Segundo VON SPERLING (2016), os padrões de lançamento existem por uma questão prática pois o controle efetivo da qualidade da água do rio, quando há descargas múltiplas, seria muito difícil, especialmente para atribuição de responsabilidades em caso de infração da lei. Como resultado, as agências reguladoras podem concentrar seus esforços de forma mais sistemática no controle principalmente dos padrões de lançamento de efluentes.

A Resolução CONAMA N. 430/2011 estabelece que o padrão de lançamento para efluentes oriundos de sistemas de esgotamento sanitário devem ser de no máximo 120 mg/L de DBO, com materiais flutuantes ausentes e concentração de matérias sedimentáveis inferior a 1 mL/L. Nas águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, indústrias e de quaisquer outras fontes poluentes,

mesmo que tratados. Para sistemas de tratamento com lagoas de estabilização, a amostra do efluente deve ser obrigatoriamente filtrada na determinação da eficiência de remoção de DBO.

A Resolução CONAMA N. 430/2011 prevê antes da aplicação dos padrões nela estabelecidos, a observância das legislações, normas específicas e disposições do órgão ambiental competente bem como das diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto. O órgão ambiental poderá, diante de circunstâncias específicas e fundamentação técnica, permitir o acréscimo ou restrição dos padrões para o lançamento de efluentes. Além disso, o órgão responsável pode ainda emitir uma autorização, de caráter excepcional e com prazo definido, de lançamento de efluentes em desacordo com as condições e padrões estabelecidos, desde que comprovado relevante interesse público e atendimento ao enquadramento do corpo receptor.

A regulamentação vigente no Rio Grande do Sul para lançamento de efluentes em águas superficiais está estabelecida na Resolução CONSEMA N. 355/2017. As concentrações requeridas ou a eficiência mínima fixada para os padrões de lançamento do estado podem ser consultados na **Tabela 2**, conforme as faixas de vazão abaixo referidas. Os valores exibidos na tabela apresentam-se apenas como uma referência; conforme apontado na Resolução, o padrão de lançamento é ditado pela razão de diluição do efluente, ou seja, sua relação com a vazão de referência do corpo hídrico receptor. Na possibilidade de inequação à referência, o órgão ambiental competente passa a requerer a apresentação do estudo de capacidade de suporte.

Os padrões para os parâmetros fósforo e nitrogênio amoniacal podem ser exigidos pelo órgão ambiental competente em corpos receptores com registro de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público (RIO GRANDE DO SUL, 2017). A *Escherichia coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes e a proporção de correlação entre os resultados deverá ser de, no máximo 80% dos valores determinados para CT nos regramentos legais (RIO GRANDE DO SUL, 2019).

Tabela 2 - Padrões para lançamento de efluentes líquidos sanitários em águas superficiais conforme Resolução CONSEMA 355/2017.

Faixa de vazão do efluente (m <sup>3</sup> /dia)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Coliformes Termotolerantes		Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Fósforo Total	
				NMP/100mL	Eficiência		mg/L	Eficiência
Q < 200	120	330	140	-	-	20	4	75%
200 ≤ Q ≤ 500	100	300	100	10 <sup>6</sup>	90%	20	4	75%
500 ≤ Q ≤ 1000	80	260	80	10 <sup>5</sup>	95%	20	4	75%
1000 ≤ Q ≤ 2000	70	200	70	10 <sup>5</sup>	95%	20	3	75%
2000 ≤ Q ≤ 10000	60	180	60	10 <sup>4</sup>	95%	20	2	75%
10000 ≤ Q	40	150	50	10 <sup>3</sup>	95%	20	1	75%

Fonte: (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

### 3.2.2 Licenciamento ambiental e monitoramento

Apesar dos conhecidos benefícios proporcionados pelos sistemas de tratamento de esgotos para a população e para a saúde do meio ambiente, a implantação e operação desses sistemas também representam um potencial de geração de impactos ambientais negativos que precisam, na medida do possível, serem mitigados. A prevenção e mitigação desses impactos pode ser exercitada no âmbito do processo de licenciamento ambiental. O licenciamento ambiental é o processo pelo qual o órgão ambiental licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou que possam causar degradação ambiental (CONAMA, 1997).

Em âmbito federal, a Resolução CONAMA N. 237/1997 estabelece interceptores, emissários, estação elevatória e tratamento de esgoto sanitário como empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental. A Resolução CONAMA N. 377/2006 dispõe sobre o licenciamento simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES). No Rio Grande do Sul, os SES são passíveis de licenciamento ambiental de competência estadual (RIO GRANDE DO SUL, 2018). No estado, o processo de licenciamento é de responsabilidade da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler (Fepam). De acordo com as especificidades de cada ETE e os estudos apresentados pela prestadora de serviço, ficam estabelecidos na LO emitida os parâmetros a serem monitorados, a frequência de medição, o tipo de amostragem e os pontos de amostragem.

Em geral, a destinação do efluente tratado é o lançamento em águas superficiais, de forma que, os parâmetros de monitoramento são determinados conforme os padrões de emissões exigidos pela Resolução CONSEMA N.º 355/2017 - podendo apresentar distinções ou não quanto ao exigido para o monitoramento do corpo receptor (montante e jusante) ou controle operacional da ETE (afluente e efluente). Em caso de reuso do efluente tratado devem ser observadas as exigências estabelecidas na Resolução CONSEMA N. 419/2020. Para disposição em solo a referência a ser adotada é a Portaria FEPAM N. 68/2019. As análises ambientais solicitadas devem ser comprovadamente realizadas em laboratórios que atendam à Portaria FEPAM Nº 29/2017 e suas atualizações. Fica estabelecido ainda na LO, a obrigatoriedade da realização e apresentação de relatórios de operação (registros de falha, resultados analíticos e fichas de coleta) para fins de fiscalização.

O processo de monitoramento, por sua vez, pode ser entendido como o registro de um conjunto de medições realizado de forma sistemática, periódica ou contínua, com o objetivo de acompanhar a evolução das características ambientais e de fontes de poluição associadas (RIO

GRANDE DO SUL, 2009). A fim de verificar o impacto do lançamento de esgotos no ambiente e o atendimento das normas e legislações vigentes, devem ser coletadas amostras do afluente e do efluente da ETE e de pontos a montante e a jusante do ponto de lançamento no corpo hídrico receptor (VON SPERLING, 2014). Um programa de monitoramento robusto e contínuo é essencial para avaliação da eficiência das estações. Além dos pontos citados, o processo de monitoramento pode atuar como subsídio à tomada de decisões e estabelecimento de políticas ambientais, podendo tanto ser executado pelo poder público quanto pelo empreendedor responsável quando assim designado.

De acordo com VON SPERLING *et al.* (2020), os requisitos mínimos de programas e estudos de monitoramento de uma planta de tratamento de esgoto devem incluir são: (i) a inspeção visual periódica de diferentes componentes do sistema de tratamento; (ii) a medição de vazão do sistema; (iii) a coleta e análise de amostras líquidas e/ou sólidas para as concentrações de contaminantes relevantes; e (iv) a implementação de medidas de garantia de controle e qualidade que devem ser documentadas e previamente estabelecidas. No contexto brasileiro, a NBR N. 9.897 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) apresenta diretrizes para a elaboração do planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos de água receptores, principalmente no que diz respeito aos parâmetros a serem determinados, à seleção de pontos e à frequência de amostragem (ABNT, 1987).

### **3.3 Sistemas de Esgotamento Sanitário**

#### **3.3.1 Sistemas de coletas**

Os sistemas coletivos de coleta de esgoto envolvem essencialmente canalizações, instalações e equipamento que coletam, transportam, condicionam e encaminham o esgoto sanitário a uma destinação final (ABNT, 1986). Os sistemas de coletas podem apresentar configurações do tipo separador ou unitário (também chamado de combinado). No sistema unitário, esgotos e águas pluviais são conduzidos em conjunto, necessitando nesse caso de tubulações com diâmetros maiores. As características das águas residuárias sofrem influência direta da precipitação e das características da bacia de drenagem (METCALF & EDDY, 2014). O sistema unitário apresenta alguns inconvenientes, tais quais, o risco de volta do esgoto para o interior das residências em chuvas intensas, a ocorrência de mau cheiro em estruturas de drenagem como bocas de lobo e o extravasamento do efluente sem tratamento devido à capacidade reduzida de atendimento das ETEs em períodos chuvosos (VON SPERLING, 2014).

Os sistemas de coleta do tipo separador podem ser classificadas em separador absoluto ou parcial. No sistema separador absoluto as águas pluviais são encaminhadas para tubulações distintas da rede de esgoto sanitário. No sistema separador parcial parte da água de chuva advinda de telhados e pátios de prédios é recebida no sistema de condutos de águas residuárias. Nos locais com intensa precipitação pluviométrica, recomenda-se o uso do sistema separador absoluto (ABNT, 1986). Contudo, na prática, os sistemas separadores atuam quase sempre como separadores parciais visto que os instaladores hidráulicos e proprietários de imóveis preferem juntar os esgotos sanitários e pluviais dos prédios de modo a fazerem somente uma conexão com a rede pública (TSUTYIA, 2004; ROSA et al., 2011).

Segundo Benetti et al. (2004), o manejo de esgotos sanitários combinado com esgotos pluviais ocasiona com diversos problemas tais quais: (i) a lavagem da biomassa responsável pela depuração da matéria orgânica dos esgotos no sistema de lodos ativados; (ii) a diminuição da taxa de remoção de DBO; (iii) a variação na concentração do substrato prejudicial à estabilidade e a eficiência dos sistemas biológicos; e (iv) a alteração das características de sedimentação dos sólidos.

### 3.3.2 Tratamento de águas residuárias

O tratamento convencional de águas residuárias é composto por três processos sequenciais: preliminar, primário e secundário. As ETEs podem contar ainda com uma terceira etapa de tratamento terciário (avançado).

O tratamento preliminar, em geral, inclui as etapas de gradeamento e desarenação (remoção de areia). Nesta etapa, os sólidos grosseiros e a areia encontrados nas águas residuárias são retidos a fim de evitar possíveis bloqueios ou danos aos equipamentos mecânicos do sistema (NOZAIC & FREESE, 2010). A configuração mais comum das unidades de tratamento preliminar envolve uma grade (fina, média ou grossa), seguida por um desarenador e um medidor de vazão do tipo calha Parshall ou vertedores.

O tratamento primário envolve a remoção dos sólidos sedimentáveis e de parte da DBO (suspensa ou particulada) em unidades de sedimentação como decantadores primários ou tanques sépticos. A eficiência de remoção nesta etapa é de 60 a 70% para sólidos suspensos e entre 25 a 35% para DBO (VON SPERLING, 2014). Tais valores podem ser mais elevados quando ocorre a adição de agentes coagulantes como sulfato de alumínio, cloreto férrico ou algum polímero. O resíduo desta etapa consiste em um agregado de partículas decantadas denominado de lodo primário que possui um alto valor energético, podendo ser recuperado por

digestão anaeróbica ou outros processos de conversão térmica (METCALF & EDDY, 2014). Os decantadores primários são mais empregados em ETEs de maior porte, enquanto os tanques sépticos e suas variantes como o tanque Imhoff são usualmente utilizados para sistemas de pequenos núcleos populacionais.

Na etapa de tratamento secundário, processos biológicos são empregados para remoção da matéria orgânica biodegradável dissolvida. Microrganismos como bactérias, protozoários e fungos entram em contato com o material orgânico da água residuária, oxidando-o e gerando como produto dióxido de carbono, metano (em condições anaeróbias) água e a energia necessária para sustentar as células. Para isso, diferentes metodologias podem ser empregadas com distintas concepções com base em fatores como: (i) a disponibilidade de espaço, (ii) as características do solo e das águas subterrâneas, (iii) o tipo e quantidade de produtos de entrada no sistema, (iv) a disponibilidade local de materiais, (v) os produtos de saída desejados, (vi) a disponibilidade de tecnologias para transporte posterior e (vii) os recursos financeiros, considerações de gestão e preferências do usuário (TILLEY *et al.*, 2014).

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2020), as tipologias de tratamento secundário mais empregadas no Brasil consistem nas lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, sistema fossa séptica seguido por filtro anaeróbio e lodos ativados e variantes. Nos subitens adiante, descrições resumidas destes métodos e de suas variantes serão apresentadas junto com as imagens dos principais sistemas a serem abordados no presente documento.

A remoção de sólidos suspensos após a etapa secundária de tratamento, a desinfecção para remoção de organismos patogênicos e a remoção de nutrientes são processos incluídos na etapa terciária de tratamento. Nem todos os processos de tratamento terciário seguem o tratamento secundário; a remoção de nutrientes, por exemplo, pode ser alcançada por variações de projeto e operacionais para processos de tratamento primário e secundário (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996). O nitrogênio é geralmente removido pelo processo de nitrificação seguido de desnitrificação através da ação de bactérias nitrificantes – remoção biológica. A remoção também pode ocorrer através da volatilização da amônia livre por meio da elevação de pH com adição de cal (VON SPERLING, 2014). Para o fósforo, seu tratamento pode se dar através da assimilação do nutriente por microrganismos acumuladores de fósforo retidos no lodo ou processos físico-químicos, tais quais, a precipitação do fósforo por coagulantes ou alcalinizantes, filtração ou flotação ou a combinação de ambos (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005).

Os métodos de inativação ou remoção de organismos patogênicos mais utilizados no Brasil são o emprego de lagoas de maturação ou de polimento ou a dosagem de cloro e ácido peracético (ANA, 2020). A desinfecção através da aplicação de cloro ocorre geralmente em estruturas de tanque de contato que possui a função de homogeneizar a ação da substância.

### 3.3.2.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização constituem sistemas secundários de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica ocorre através da decomposição realizada por microrganismos por meio da oxidação aeróbia ou da fermentação anaeróbia (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Conforme o mecanismo predominante de estabilização da matéria orgânica, tais lagoas podem ser classificadas em diferentes variantes, das quais as seguintes configurações são de interesse para o presente trabalho e serão brevemente descritas neste item: (i) lagoas facultativas; (ii) lagoas anaeróbias; e (v) lagoas de maturação.

As **lagoas facultativas** podem ser configuradas como lagoas primárias com recebimento de água residuária bruta (após as etapas de gradeamento e desarenação) ou secundárias quando o afluente é oriundo de uma etapa anterior de tratamento – em geral, uma lagoa anaeróbia. Dentre as lagoas de estabilização, o processo das lagoas facultativas é o mais simples, envolvendo basicamente a movimentação de terra para escavação, enchimento e preparação dos aterros, sem o emprego de equipamentos com aporte de energia para sua operação (VON SPERLING, 2014).

Nas lagoas facultativas, por meio de um processo natural, o material em suspensão tende a decantar formando um lodo ao fundo que se decompõe através da ação de microrganismos anaeróbios, gerando gases como o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e o metano ( $\text{CH}_4$ ). A matéria orgânica solúvel dispersa no meio líquido passa por um processo de oxidação da matéria carbonácea e nitrificação da matéria nitrogenada pela ação de bactérias facultativas, que possuem a habilidade de sobreviver tanto na presença quanto na ausência de oxigênio ( $\text{O}_2$ ). O oxigênio é fornecido pela atividade fotossintética de algas localizadas na superfície e que dependem da luz solar e de grandes áreas de exposição. Por esse motivo, a área total de superfície exigida pelas lagoas facultativas é a maior dentro de todos os processos de tratamento de águas residuárias, sendo seu tempo de detenção usualmente maior que 20 dias (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005).

O grande requerimento de área das lagoas facultativas representa uma limitação para a adoção do sistema em locais com área limitada. Deste modo, uma das soluções empregadas para

redução da área necessária é o sistema de **lagos anaeróbicos** seguidas por lagoas facultativas (também conhecido como sistema australiano). Neste caso, as lagoas anaeróbicas configuram-se como o primeiro estágio de tratamento e são geralmente empregadas para a estabilização da matéria orgânica de efluentes com maior carga orgânica, como despejos industriais e agrícolas concentrados ou onde a indústria é um contribuinte significativo (U.S. EPA, 2011). Esse tipo de configuração permite que a área requerida para as lagoas juntas seja da ordem de 1/3 em comparação com apenas uma única lagoa facultativa (VON SPERLING, 2015a).

As **lagos anaeróbicas** possuem profundidade média em torno de 3 a 4 metros e um tempo de detenção hidráulica de 2 a 5 dias (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Em tais profundidades, a concentração de oxigênio é nula e o processo de decomposição da matéria orgânica ocorre em condições anaeróbicas, com conversão do carbono orgânico em metano por bactérias acidogênicas e metanogênicas. Tais reações bioquímicas produzem sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) e outros compostos odoríferos, os quais podem ser reduzidos através da recirculação do efluente de uma lagoa facultativa ou aerada localizadas depois da lagoa anaeróbia.

O sistema de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa pode ser sucedido ainda por uma **lagoa de maturação** para fins de remoção de organismos patogênicos presentes no esgoto (bactérias, vírus, protozoários e ovos de helmintos) e nutrientes (nitrogênio e fósforo) - **Figura 1**. A remoção da matéria orgânica e sólidos suspensos na lagoa de maturação é muito inferior quando comparada às demais lagoas do sistema. A profundidade da lagoa também é mais rasa com valores entre 0,6 e 1,5 metros (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

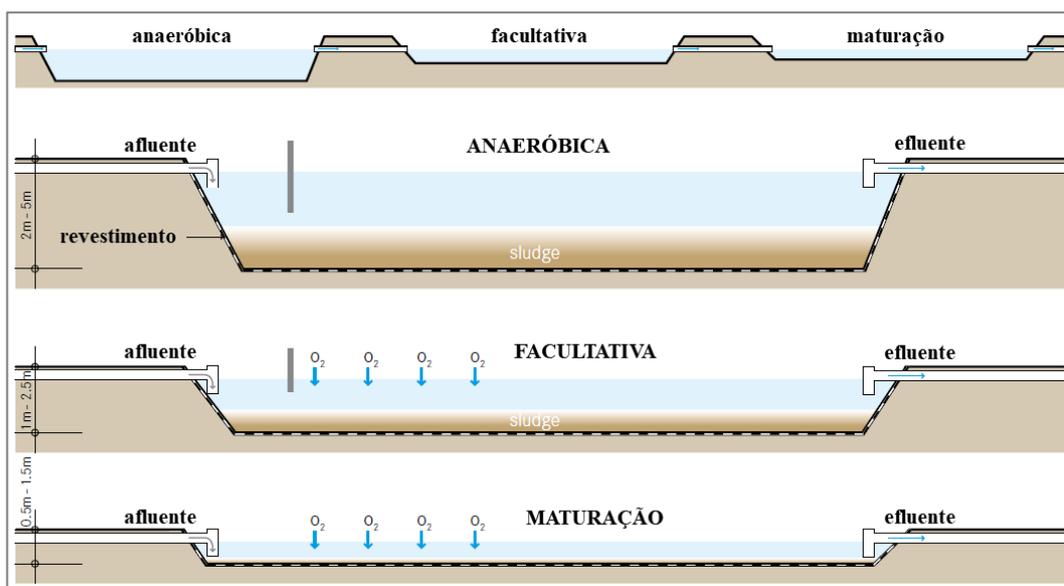


Figura 1 - Representação esquemática das lagoas de estabilização em série.  
Fonte: Adaptado de TILLEY et al. (2014).

Após passar pela lagoa anaeróbia e facultativa, o afluente da lagoa de maturação possui uma baixa carga orgânica, gerando, conseqüentemente, uma baixa quantidade de gás carbônico no processo de decomposição. Este fator associado à maior atividade de fotossíntese das algas presentes na superfície resulta em elevados valores de pH no meio, que favorecem a formação de amônia molecular (que se desprende da fase líquida) e a uma maior concentração do íon fosfato e a sua precipitação na forma de fosfato de cálcio (KATO & FLORENCIO, 2001). Neste ambiente, prevalecem ainda outras condições ambientais desfavoráveis aos organismos patogênicos como a radiação ultravioleta, elevada concentração de oxigênio dissolvido, temperatura mais baixa (em comparação com o trato intestinal humano) e carência de nutrientes (VON SPERLING, 2015a).

### 3.3.2.2 *Reatores anaeróbios*

Há diversas variantes de reatores anaeróbios, classificando-se basicamente de acordo com as formas de retenção de lodo nas unidades de tratamento. Uma dessas variantes diz respeito a sistemas em que o lodo se encontra aderido a um material inerte de suporte (JORDÃO & PESSÔA, 2014), sendo o **filtro anaeróbio** a unidade de tratamento mais conhecida. Por outro lado, há unidades em que o lodo denso se encontra suspenso e com alta taxa de atividade microbiana como nos **reatores de manta de lodo de fluxo ascendente** (ou em inglês “UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*”). Podem ser empregadas ainda estruturas que se utilizam do lodo aderido a uma superfície inerte móvel como os reatores anaeróbios de leito fluidizado. Os parágrafos a seguir descreverão os dois sistemas de tratamento mencionados.

No **filtro anaeróbio** ocorre o processo de passagem da água residuária sobre ou através da biomassa contida dentro do reator e aderida a uma superfície fixa. À medida que o efluente flui através do filtro, os sólidos ficam retidos e a matéria orgânica é degradada pela biomassa ativa ligada à superfície do material filtrante (TILLEY *et al.*, 2014).

A estrutura do filtro é usualmente circular, com apenas uma câmara de filtração, quando empregado para tratamento de pequenas vazões, podendo ser retangular, caso contrário, com uma ou mais câmaras de filtração em série. O tempo de detenção hidráulica é o parâmetro mais importante de projeto e desempenho de um filtro anaeróbio, com a concentração de matéria orgânica do afluente e a altura do reator tendo essencialmente nenhum efeito na eficiência do tratamento (YOUNG, 1997). O filtro está disponível nas configurações de fluxo ascendente e fluxo descendente, com o tempo de retenção hidráulica variando de 1 a 3 dias (METCALF & EDDY, 2014)

Embora os filtros anaeróbios possam ser utilizados como a principal unidade de tratamento secundário, eles são mais adequados para o pós-tratamento (polimento), agregando segurança operacional e estabilidade ao sistema de tratamento como um todo (CHERNICHARO, 2007). Uma configuração bastante utilizada para tratamento em pequenas comunidades e no meio rural é o tanque séptico seguido por um filtro anaeróbio (). Enquanto o tanque séptico (fossa séptica) é responsável pela remoção da maior parte dos sólidos em suspensão, o filtro anaeróbio realiza a remoção complementar da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014).

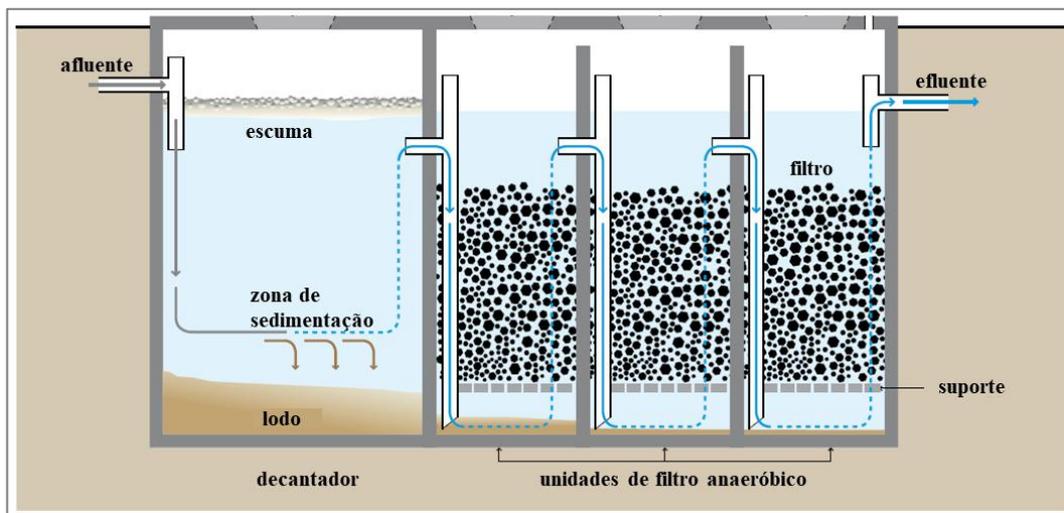


Figura 2 – Representação esquemática de um sistema Fossa Séptica e Filtro Anaeróbio.  
Fonte: Adaptado de TILLEY et al. (2014).

A **fossa séptica** é uma estrutura que serve como um tanque combinado de decantação e escumação e como digestor anaeróbio não aquecido e não misturado (SPELLMAN, 2014). Com um tempo de detenção de 6 a 8 horas ou mais (SPELLMAN, 2014), os sólidos sedimentáveis do efluente direcionam-se para o fundo do tanque formando o lodo enquanto os materiais menos densos, tal como óleos e graxas, formam uma camada de espuma aderida à superfície. A matéria orgânica sofre decomposição anaeróbia na camada de lodo de fundo gerando gases. Quando os compartimentos destinados a decantação e digestão e saída de gases são distintos, estruturados um sobre o outro, este tipo de tanque recebe a denominação de tanque Imhoff.

Outro tipo de sistema de tratamento com reator anaeróbio largamente utilizado no Brasil é o **reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente** (com a utilização da sigla original “UASB” para denominação) - **Figura 3**. O reator UASB consiste em um processo de tanque único onde a água residuária adentra pelo fundo do tanque, com fluxo ascendente. O efluente flui através de uma camada de partículas de lodo granular denso com elevada concentração de biomassa que se encontra dispersa no meio. A matéria orgânica fica adsorvida nos grânulos de lodo e sofre decomposição anaeróbia com formação de gases como metano e gás carbônico. O

desenvolvimento e a manutenção do lodo granular são afetados pelas características do esgoto (METCALF & EDDY, 2014). A idade do lodo em reatores UASB geralmente excede os 30 dias, levando à estabilização do excesso de lodo removido do sistema (CHERNICHARO, 2007).

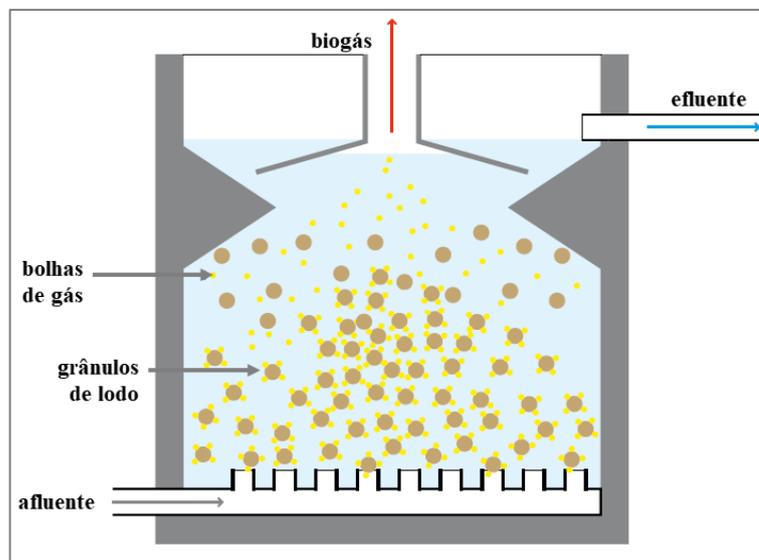


Figura 3 - Representação esquemática de um reator UASB.  
Fonte: Adaptado de TILLEY et al. (2014).

No reator UASB, a zona de digestão anaeróbica inferior preenchida com biomassa é separada da zona de sedimentação superior - possuindo uma zona de transição intermediária - através de uma estrutura denominada separador trifásico. A água residuária é distribuída de maneira uniforme na base passando sequencialmente pelas zonas de digestão, transição e sedimentação até o topo do reator, onde o efluente é coletado e descarregado e os gases são capturados (HAANDEL, VAN & LUBBE, VAN DER, 2019). Uma característica deste tipo de processo é a limitada eficiência de tratamento que pode não atingir a maioria dos padrões de descarte estabelecidos pelos órgãos ambientais (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005). Em geral, os reatores UASB são seguidos por alguma outra forma de pós-tratamento como lagoas de estabilização, biofiltros aerados submersos, filtros biológicos ou lodos ativados.

### 3.3.2.3 Lodos ativados

O processo de tratamento por lodos ativados envolve a oxidação na presença de oxigênio da matéria orgânica em dióxido de carbono e metano pela biomassa suspensa presente no tanque de aeração (reator). A aeração dos tanques pode-se dar pela utilização de difusores ou aeradores superficiais. No primeiro, do fundo do reator, o ar é aspergido sob alta pressão para fornecimento de oxigênio dissolvido, sendo mais eficiente na transferência do gás se comparado ao outro. Nos aeradores superficiais, o oxigênio é produzido no próprio tanque com base no

emprego de agitadores mecânicos que facilitam a transferência de oxigênio e a dispersão e incorporação do ar no meio líquido. A quantidade de oxigênio deve ser suficiente para atender a quantidade requerida pelo processo aeróbico (NARAYANAN & NARAYAN, 2019).

Após a etapa de aeração, os microrganismos são separados do líquido por sedimentação no tanque de decantação (decantador secundário) e o líquido clarificado retirado da superfície constitui o efluente secundário. Parte do lodo formado no tanque é recirculado para o reator aeróbico para manutenção das concentrações da biomassa em suspensão (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996). O lodo biológico excedente deve passar por tratamentos adicionais de adensamento, digestão e desidratação antes de ser devidamente descartado (VON SPERLING, 2014).

O processo de lodos ativados é largamente empregado no mundo e apresenta diversas variações a depender do tempo de retenção dos sólidos no sistema – lodos ativados convencional, aeração prolongada e valos de oxidação – e do fluxo de operação – fluxo contínuo e reatores sequenciais por batelada. A **Figura 4** apresenta um desenho do processo de lodos ativados convencional.

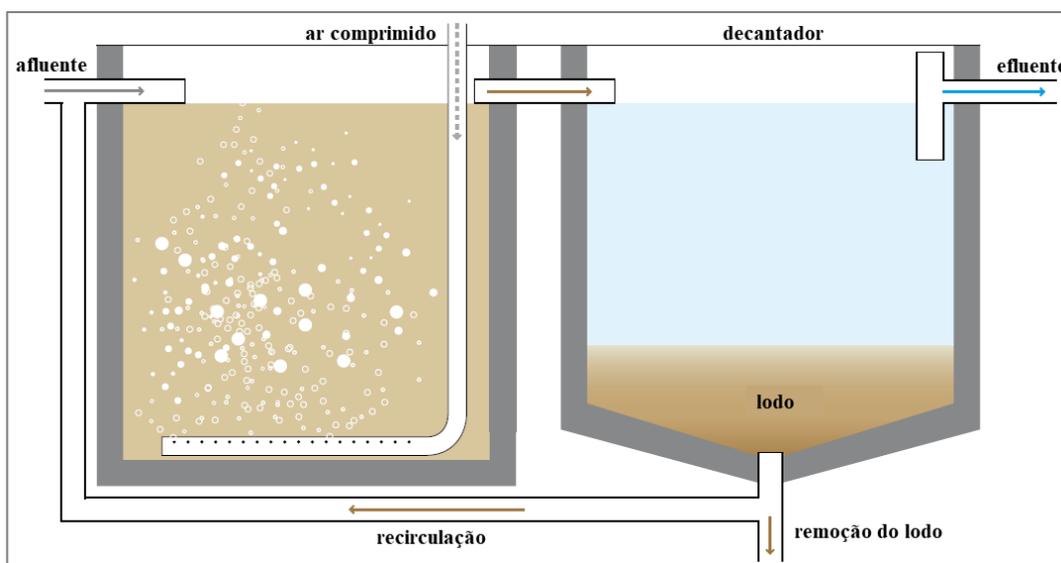


Figura 4 – Representação esquemática de um processo de lodos ativados convencional.  
Fonte: Adaptado de TILLEY et al. (2014).

Os **reatores sequenciais por batelada (RSB)** operam em fluxo intermitente, com a incorporação de todas as unidades, processos e operações habitualmente associadas ao tratamento tradicional de lodo ativados num único tanque (VON SPERLING, 2015b). Segundo Jordão & Pessoa (2014), por meio de ciclos de operação com tempo definido, as seguintes etapas ocorrem no tanque: (i) enchimento, com alimentação do tanque; (ii) aeração em que a matéria orgânica é oxidada pela ação de microrganismos; (iii) sedimentação permitida através

do desligamento dos aeradores; (iv) retirada do efluente clarificado; e (v) repouso para ajuste entre os intervalos de uso.

Uma adaptação do sistema de lodos ativados que incorpora características do tratamento convencional e dos reatores sequenciais em batelada é o UNITANK. A configuração comum de um sistema UNITANK consiste em quatro grupos de reatores, cada grupo contando com três tanques retangulares (A, B e C) que se conectam hidráulicamente entre si (BAO *et al.*, 2013). O processo funciona de acordo com uma operação cíclica, na qual o Tanque B funciona apenas como reator, e os tanques A e C como reator ou decantador. As águas residuárias adentram pelos tanques A, B e C alternativamente e o efluente clarificado é descarregado do tanque C ou A (ZHANG *et al.*, 2007). Não há decantadores primários e instalações de retorno de lodo.

Os sistemas de lodos ativados convencional, lodos ativados por aeração prolongada e valos de oxidação constituem processos de fluxo contínuo. Enquanto no processo convencional a idade de lodo varia de 3 a 15 dias, para a adaptação com aeração prolongada este valor se eleva de 20 a 40 dias, sendo em torno de 15 a 30 dias para os valos de oxidação (METCALF & EDDY, 2014). O maior tempo associado ao processo de aeração prolongada permite que a estabilização do lodo ocorra ainda no reator aeróbio, uma vez que a matéria orgânica no líquido se torna mais escassa e as bactérias passam a consumir o próprio material celular (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005).

Um tipo de configuração de tratamento secundário que vem sendo bastante adotada no Brasil (ANA, 2020) é a utilização do sistema de lodo ativado como pós-tratamento do efluente de reatores anaeróbios tipo UASB. Neste caso, o excesso de lodo aeróbio gerado no sistema de lodo ativado, ainda não estabilizado, é direcionado ao reator UASB (em substituição ao decantador primário), onde sofre espessamento e digestão, juntamente com o lodo anaeróbio (VON SPERLING, 2015b). A etapa posterior de tratamento de lodo é simplificada – sendo necessária apenas a sua secagem – e o volume gerado para descarte é menor.

#### 3.3.2.4 *Biofiltros aerados*

Em comparação a outros processos aeróbios de tratamento de esgoto, os biofiltros ou filtros biológicos apresentam uma maior simplicidade operacional e menores custos de construção e operação. O filtro biológico consiste em um braço de distribuição rotativo que asperge e distribui uniformemente a água residuária sobre um leito circular de rochas, outros materiais grosseiros ou meios sintéticos (SPELLMAN, 2014).

A percolação contínua do esgoto através do meio suporte promove o crescimento e a aderência, na superfície do meio, da biomassa que caracteriza o biofilme (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Com o ar que circula nos espaços vazios do meio inerte de preenchimento as bactérias realizam a oxidação da matéria orgânica.

Há diversos tipos de filtros biológicos, podendo estes serem classificados de acordo com a cargas hidráulica e orgânica a que são submetidos. Conforme a ANA (2020), as formas mais empregadas no Brasil são o filtro biológico percolador (FBP), o filtro biológico nitrificante (FBN), o biofiltro aerado submerso (BAS ou FBAS), e o filtro Russo.

Os **filtros biológicos percoladores (Figura 5)** podem operar a diferentes taxas de carga orgânica por unidade de volume, sendo classificados, em geral, em filtros de alta carga e baixa carga. Os filtros de baixa carga estão associados a uma carga orgânica de 0,08 a 0,3 kg DBO/m<sup>3</sup>.dia com ventilação natural e meio de preenchimento de pedras; os filtros de alta carga podem ser de pedras (com recebimento de carga orgânica entre 0,6 a 1,6 kg DBO/m<sup>3</sup>.dia) ou de plástico (operando de 0,6 a 2,4 kg DBO/m<sup>3</sup>.dia), contando com sistema de ventilação forçada (METCALF & EDDY, 2014).

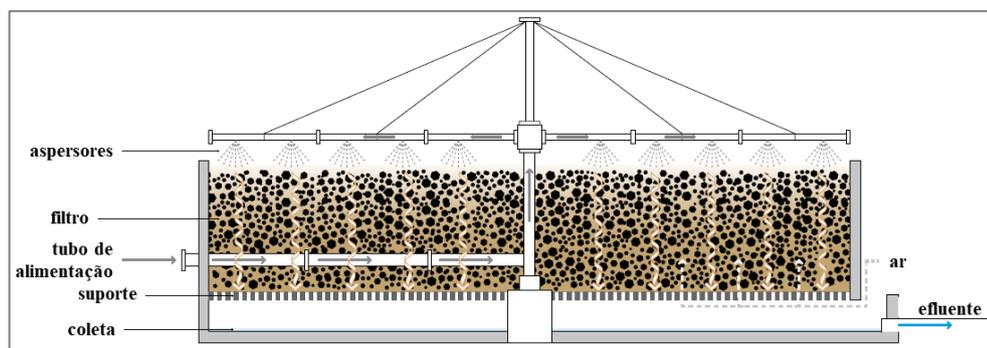


Figura 5 – Representação esquemática de um Filtro Biológico Percolador.

Fonte: Adaptado de TILLEY et al. (2014).

Os filtros biológicos de baixa carga também podem atuar como filtros nitrificantes a taxas bastante baixas de carga de DBO aplicada – como menos de 0,08 kg DBO/m<sup>3</sup>.dia (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Com a disponibilidade de alimentos baixa, ocorre a estabilização parcial do lodo (autoconsumo da matéria orgânica celular) e uma maior eficiência na remoção de DBO e de nitrogênio (CHERNICHARO & GONÇALVES, 2015). Além destes fatores, os filtros de baixa carga possuem um requisito de área maior.

### 3.4 Métodos Estatísticos Aplicáveis a Efluentes Líquidos

Os métodos estatísticos aplicáveis para a caracterização de uma população devem ser selecionados com base no conhecimento prévio a respeito das características destes dados. Em

geral, tais características incluem medidas centrais da população (média aritmética ou geométrica, mediana e moda), de variabilidade (desvio padrão ou variância) e de simetria da distribuição de probabilidade em torno do centro (HELSEL et al., 2020).

Usualmente, a metodologia de abordagem desses valores adota a média aritmética e pressupõe distribuição normal como atributos dos dados. Contudo, para dados assimétricos que não assumem uma distribuição normal como as concentrações de efluentes líquidos, tais suposições são falsas (NIKU et al., 1981), de modo que, caso adotadas, maiores são as chances de que as interpretações fornecidas pela análise sejam incorretas ou inconclusivas. Por assim ser, o conhecimento das características básicas desses dados é crucial para seleção dos procedimentos de análise destes dados.

Uma característica presente na avaliação dos dados de efluentes líquidos é a presença de dados censurados. O registro deste tipo de dado ocorre quando a análise laboratorial é conduzida, mas o resultado quantificável não é obtido devido às limitações inerentes aos métodos analíticos e análises laboratoriais. Para amostras com concentrações muito baixas, próximas de zero, o valor medido pode ser menor que o limite de detecção do método ou de quantificação, de forma que isto configure um dado censurado à esquerda (VON SPERLING et al., 2020).

Há também casos de resultados não detectados que estão acima de um determinado limite sendo expressos como dados censurados à direita. Dados censurados à direita representam amostras cuja diluição da amostra original para análise não foi o suficiente, de forma que o resultado obtido excedeu a capacidade de análise do equipamento. O tratamento para os dados censurados interfere nos resultados das estatísticas descritivas dos constituintes como também na eficiência de remoção. Uma vez que tais dados agregam muitas informações, recomenda-se que os mesmos não sejam simplesmente excluídos da análise (OLIVEIRA, 2017).

Segundo Von Sperling et al. (2020), algumas opções para tratamento dos dados censurados à esquerda são a substituição por zero, substituição pelo limite de detecção ou pelo limite de quantificação, substituição por uma fração desses limites ou o uso de técnicas mais sofisticadas. Os métodos de substituição são considerados adequados quando a proporção de dados censurados for inferior a 20%. Vale destacar que os valores associados à análise de efluentes líquidos possuem como limiar inferior o zero, com os dados primários obtidos raramente assumindo valores negativos.

Outra importante característica dos dados de efluentes líquidos é a presença de *outliers*. *Outliers* são observações que se distanciam da grande maioria dos dados, seja para resultados maiores

ou menores (HELSEL et al., 2020). Os *outliers* representam dados difíceis de avaliar uma vez que podem tanto representar um erro de registro quanto um fenômeno a parte de interesse significativo para a análise. De acordo com Lui *et al.* (2002) a exclusão desses valores compromete seriamente os resultados que podem ser encontrados, com exceção daquelas medidas que não são passíveis de serem reais (*noisy outlier*) e apenas prejudicam a análise.

Como resultado das propriedades listadas acima, a distribuição dos dados de efluentes líquidos apresentam uma assimetria positiva, com a maioria dos valores concentrando-se próximo ao limiar inferior e a média da distribuição sendo maior que a mediana (OLIVEIRA & VON SPERLING, 2009). Neste caso, a distribuição lognormal torna-se uma boa representação da distribuição dos constituintes das águas residuárias e de desempenho de processos de tratamento (BERTHOUEX & HUNTER, 1981; METCALF & EDDY, 2014). Na distribuição lognormal, a média aritmética não é representativa da medida central dos dados, sendo a média geométrica uma melhor opção para esta estatística (NIKU et al., 1981). Contudo, para dados cuja assimetria é mais acentuada - com coeficientes de variação iguais ou maiores a 0,5 - a mediana pode ser adotada, uma vez que apresenta valores próximos aos obtidos para a média geométrica (OLIVEIRA & VON SPERLING, 2009).

Dado que a distribuição dos dados de efluentes líquidos diferencia-se substancialmente da distribuição normal e não assume um aspecto simétrico, recomenda-se para a análise deste tipo de dado o emprego de testes não paramétricos – que não assumem uma distribuição (VON SPERLING *et al.*, 2020) em detrimento de testes paramétricos. Um teste bastante utilizado na comparação da distribuição de grupos distintos é a Análise de Variância (ANOVA).

Este teste, porém, pressupõe uma distribuição normal, de modo que o teste de Kruskal-Wallis para três ou mais grupos independentes de dados (HELSEL et al., 2020) mostra-se como uma alternativa mais adequada para dados assimétricos. A hipótese nula assumida é de que os grupos de dados testados se originam da mesma distribuição. Quando a hipótese nula é rejeitada, o teste não indica qual grupo ou grupos diferem dos demais, sendo necessário aplicar para isto testes de comparação múltipla como o teste de Dunn. Este teste utiliza-se de um conjunto de classificações conjuntas (todos os grupos) para testar a diferença de pares entre os grupos (DUNN, 1964). Assim como o teste de Kruskal-Wallis, no teste de Dunn a hipótese nula refere-se à igualdade entre as distribuições de dados dos dois grupos testados. Rejeita-se a hipótese nula quando o p-valor é menor que nível de significância ( $\alpha$ ). Uma vez que são testadas diversas hipóteses nulas distintas, a chance da ocorrência de um evento menos frequente entre os procedimentos avaliados aumenta. Desta forma, a probabilidade de rejeição da hipótese nula e

o cometimento de um erro também se eleva. A correção de Bonferroni para o teste de Dunn permite compensar estes pesos testando cada hipótese individual em um nível de significância maior.

Medidas centrais como a média e mediana não retratam a confiabilidade ou variabilidade dessas estimativas. Como alternativa, o intervalo de confiança associado a esses valores informa a probabilidade de que o intervalo contenha o valor verdadeiro da população - sua confiabilidade (HELSEL et al., 2020). Existem diversas metodologias para o cálculo do intervalo de confiança da mediana, especificamente, sem o pressuposto de que os dados seguem qualquer distribuição específica. Segundo Helsel et al. (2020), para este caso, o método de *bootstrap* (EFRON & TIBSHIRANI, 1994) mostra-se bastante robusto, sendo largamente utilizado. O método não paramétrico consiste em reamostragens repetidas a partir do conjunto de dados, com substituição de cada observação selecionada. Para dados com assimetria positiva, recomenda-se a utilização de um ajuste para assimetria e viés chamado *bootstrap bca* (*Bias-Corrected and Accelerated*) (EFRON & TIBSHIRANI, 1994).

### **3.5 Avaliação de Desempenho de Estações de Tratamento de Esgoto**

#### **3.5.1 Critérios de avaliação**

Segundo Chernicharo *et al.* (1999), o alcance dos objetivos principais de qualquer sistema de tratamento de esgotos, isto é, a proteção à saúde da população e a preservação do meio ambiente, somente serão atingidos através da execução adequada das etapas de concepção, detalhamento, implantação e operação do sistema. O controle operacional é especialmente relevante, uma vez que permite a detecção de problemas que podem levar à implementação de melhorias, à possível verificação e modificação dos parâmetros inicialmente assumidos e à melhoria operacional com redução de custos e atendimento dos padrões de lançamento (CHERNICHARO *et al.*, 1999). Para que a otimização dos processos seja possível é necessário manter os registros precisos de certos parâmetros-chave como vazão, dosagem de produtos químicos, parâmetros físicos e químicos e inspeções visuais (SCHUTTE *et al.*, 2006).

A avaliação do desempenho de um ETE - usualmente verificada por meio de um programa de monitoramento – tem como finalidade a avaliação da qualidade do efluente, a verificação de atendimento à legislação e a análise da possibilidade de manuseio de cargas orgânicas maiores. Os resultados de performance podem sofrer influência das variações de vazão e das características das águas residuárias (que se manifestam ao longo do dia e também no decorrer do ano) e da variabilidade inerente aos processos de tratamento, principalmente os biológicos,

que dependem do crescimento e da interação entre microrganismos vivos (METCALF & EDDY, 2014).

O desempenho de uma ETE pode ser analisado através de diferentes metodologias, observando-se uma tendência recente de avaliação das unidades em um contexto mais amplo em que se incluem aspectos operacionais, administrativos, segurança, sustentabilidade financeira, controle de unidade, dentre outros (OLIVEIRA, 2006). Nesta avaliação, é recorrente o emprego de estatística descritiva e de distribuição de frequência para parâmetros microbiológicos e físico-químicos (em termos de concentração e de eficiência de remoção), além da verificação do atendimento aos padrões estabelecidos na legislação (OLIVEIRA, 2006).

As características do tratamento de efluentes, contudo, variam de um empreendimento para outro diariamente e sazonalmente, o que torna muito difícil a padronização dos procedimentos de avaliação para todas as unidades (HAMED *et al.*, 2004). Dessa forma, seus desempenhos são geralmente avaliados com base na experiência local e utilização de técnicas não padronizadas (HONG *et al.*, 2003).

Uma das principais e mais recorrentes formas de avaliação do alcance das metas de desempenho é através do acompanhamento da eficiência de remoção dos poluentes (U.S. EPA, 2002), sendo os valores de referência aqueles adotados na fase projeto e/ou exigidos pela legislação. Entre os poluentes típicos estão temperatura, pH, oxigênio dissolvido, DBO, DQO, SS, sólidos sedimentáveis, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes. A avaliação da eficiência da ETE em termos de remoção desses poluentes é definida através do seu grau ou porcentagem de remoção, dada pela seguinte fórmula apresentada na **Equação 1** (VON SPERLING, 2014):

Equação 1

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} * 100$$

Onde:

E = eficiência de remoção (%)

$C_o$  = concentração afluente do poluente (mg/L)

$C_e$  = concentração efluente do poluente (mg/L)

Silva (2006) comenta que a avaliação da eficiência de uma atividade ou de um grupo de atividades precisa ser pautada por um diagnóstico prévio da situação antes da execução da atividade, sem o que nunca se vai saber que benefícios decorrem dela. Em uma ETE, a interpretação da eficiência de remoção depende das expectativas baseadas na sua capacidade em termos dos processos que ela emprega e dos padrões legais especificados ou valores-alvo estabelecidos (VON SPERLING *et al.*, 2020).

A apresentação da eficiência de remoção de qualquer sistema deve ser acompanhada pelo resultado esperado para a tipologia de tratamento empregada, bem como com quaisquer diretrizes regulatórias ou padrões de desempenho relevantes para a unidade em questão. Além disso, faz-se importante a apresentação das eficiências de remoção juntamente com as concentrações do efluente para melhor entendimento do sistema.

Vale destacar que, tal como apresentado no **item 3.2.1**, que os padrões normativos federais e estaduais usualmente não estabelecem valores de eficiência de remoção, sendo mais comum a definição de concentração para a destinação final do efluente tratado. Neste caso, respeitadas as concentrações estabelecidas, a eficiência de remoção almejada baseia-se essencialmente naquela estabelecida como parâmetro de projeto do sistema de tratamento.

A **Tabela 3** a seguir apresenta as concentrações médias efluentes e eficiências típicas de remoção dos parâmetros discutidos no **item 3.1** para os sistemas de tratamento secundário descritos no **item 3.2**.

Tabela 3 - Concentrações médias efluentes (mg/L) e eficiências médias de remoção (%) por tecnologia de tratamento.

Sistema de tratamento	Qualidade média do efluente (mg/L)					Eficiência de remoção média (%)				
	DBO	DQO	SST	NNH3	PT	DBO	DQO	SST	NNH3	PT
Lagoa facultativa	50–80	120–200	60–90	>15	>4	75–85	65–80	70–80	<50	<35
Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa	50–80	120–200	60–90	>15	>4	75–85	65–80	70–80	<50	<35
Lagoa aerada facultativa	50–80	120–200	60–90	>20	>4	75–85	65–80	70–80	<30	<35
Lagoa aerada de mistura completa + Lagoa de decantação	50–80	120–200	40–60	>20	>4	75–85	65–80	80–87	<30	<35
Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa + Lagoa de maturação	40–70	100–180	50–80	10–15	<4	80–85	70–83	73–83	50–65	>50
Fossa séptica	200–250	400–450	100–150	>20	>4	30–35	25–35	55–65	<30	<35
Fossa séptica + Filtro anaeróbio	40–80	100–200	30–60	>15	>4	80–85	70–80	80–90	<45	<35
Reator UASB	70–100	180–270	60–100	>15	>4	60–75	55–70	65–80	<50	<35
Reator UASB + Lodos ativados	20–50	60–150	20–40	5–15	>4	83–93	75–88	87–93	50–85	<35
Reator UASB + Filtro anaeróbio	40–80	100–200	30–60	>15	>4	75–87	70–80	80–90	<50	<35
Reator UASB + Filtro biológico percolador de alta carga	20–60	70–180	20–40	>15	>4	80–93	73–88	87–93	<50	<35
Lodos ativados convencional	15–40	45–120	20–40	<5	>4	85–93	80–90	87–93	>80	<35
Lodos ativados por aeração prolongada	10–35	30–100	20–40	<5	>4	90–97	83–93	87–93	>80	<35
Reatores sequenciais por batelada (RSB)	10–35	30–100	20–40	<5	>4	90–97	83–93	87–93	>80	<35
Lodos ativados convencional com remoção biológica de N	15–40	45–120	20–40	<5	>4	85–93	80–90	87–93	>80	<35
Lodos ativados convencional com remoção biológica de N/P	15–40	45–120	20–40	<5	1–2	85–93	80–90	87–93	>80	75–88
Filtro biológico percolador de baixa carga	15–40	30–120	20–40	5–10	>4	85–93	80–90	87–93	65–85	<35
Filtro biológico percolador de alta carga	30–60	80–180	20–40	>15	>4	80–90	70–87	87–93	<50	<60
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	15–35	30–100	20–40	<5	>4	88–95	83–90	87–93	>80	<35
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	15–35	30–100	20–40	<5	>4	88–95	83–90	87–93	>80	<35

Fonte: (VON SPERLING, 2014).

### 3.5.2 Estado da arte

Na área de saneamento, diversos trabalhos têm sido elaborados relacionados com as operações físicas e processos químicos e biológicos unitários sobre o projeto e a operação de ETEs (OLIVEIRA, 2006). Todavia, estudos envolvendo a avaliação de desempenho desses sistemas em escala real e compreendendo mais de uma unidade analisada ainda são escassos. Dentre esses, a escala temporal e espacial é bastante restrita, possuindo mais referências para sistemas operando no Sudeste, em especial nos estados de Minas Gerais e São Paulo.

Nesse sentido, para o presente estudo, foram levantados alguns trabalhos sobre avaliação de desempenho de ETEs em operação no Brasil cujas tecnologias de tratamento consideradas relacionam-se com aquelas levantadas nesta pesquisa. Os principais resultados destes estudos serão sintetizados nos parágrafos que seguem.

O estudo mais abrangente de avaliação de desempenho até o presente, com o maior número de estações avaliadas no Brasil é aquele elaborado por Oliveira (2006). A análise envolveu cerca de 50.000 dados operacionais de 208 ETEs em Minas Gerais e São Paulo, de janeiro de 1995 a agosto de 2003, com utilização de testes não paramétricos para comparação entre as tecnologias de tratamento. A análise foi realizada de forma mais detalhada para seis processos de tratamento: fossas-filtro, lagoas facultativas, lagoas anaeróbias + lagoas facultativas, lodos ativados, reatores UASB operando isoladamente e reatores UASB + pós-tratamento.

Como resultados, a autora destacou que os esgotos brutos apresentaram concentrações mais elevadas do que o considerado usual pela literatura para os parâmetros DBO, DQO, SST, NT e PT. Além disso, de forma geral, o desempenho de sistemas simplificados - fossa séptica + filtro anaeróbio, lagoas facultativas e reatores UASB sem pós-tratamento - ficaram aquém dos valores considerados típicos para esses processos. Os melhores desempenhos foram observados para os reatores UASB seguidos por pós-tratamentos e para os sistemas de lodos ativados. Apesar disso, os bons resultados obtidos por ETEs individuais demonstraram que as limitações não podem ser atribuídas aos processos de tratamento mas, possivelmente, a problemas de projeto, operação e manutenção (OLIVEIRA, 2006).

Dados secundários de monitoramento, compreendidos entre 2006 e 2019, de 49 ETEs também de Minas Gerais e de seus respectivos corpos receptores do efluente tratado foram analisados estatisticamente por Silva (2020). A avaliação compreendeu não somente o atendimento aos padrões normativos de lançamento de efluentes e de qualidade da água como também a comparação entre resultados afluentes e efluentes das ETEs por modalidade de tratamento e

porte da estação. Como resultado, o tratamento em ETEs de maior porte resultou em menores concentrações de poluentes no esgoto tratado. A comparação das modalidades de tratamento identificou desempenhos menos eficientes para modalidades anaeróbias, em especial as que empregam reatores UASB, com menores percentuais de violação aos padrões normativos para as ETEs que empregam tecnologias aeróbias (SILVA, 2020).

Na região metropolitana de Fortaleza, Monteiro (2009) estudou a eficiência e a confiabilidade de 56 ETEs compreendendo nove processos de tratamento: fossas, fossas-filtro, fossas-filtro e cloração, lagoa facultativa, lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação, lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação, lagoa aerada facultativa + lagoa facultativa + lagoa de maturação, reator UASB e reator UASB seguido de cloração. Na análise foram considerados cerca de 13.100 dados, de janeiro de 2005 a abril de 2009, avaliados com metodologia semelhante à empregada por OLIVEIRA (2006). O autor destaca que os valores das concentrações médias obtidas na estatística descritiva dos dados são semelhantes aos valores encontrados na literatura – apesar da maior amplitude dos dados. As eficiências médias de remoção mostraram que as ETEs baseadas em lagoas de estabilização apresentaram um melhor desempenho do que as demais na remoção de DQO, SST e coliformes totais (MONTEIRO, 2009).

A avaliação de desempenho de 12 ETEs que utilizam lagoas de estabilização para tratar esgotos no estado de São Paulo foi realizada por Leonel (2017), com dados de 2005 a 2014. A análise da eficiência de remoção, bem como do impacto dos lançamentos na qualidade da água dos corpos receptores, foi feita empregando estatísticas descritivas, análises de regressão, testes não paramétricos e verificação do atendimento aos padrões normativos. Entre os resultados, destaca-se que as concentrações afluentes de matéria orgânica foram mais elevadas do que os valores usuais expressos na literatura, sendo a causa mais provável o baixo consumo de água aliado ao tipo de amostragem simples praticada (LEONEL, 2017). Além disso, constatou-se que de modo geral, o desempenho das lagoas em relação às eficiências médias de remoção de DQO e DBO esteve dentro do esperado, apesar de não ter sido suficiente para garantir o atendimento à legislação em termos de concentração. A concentração desses parâmetros nos efluentes das ETEs foi maior do que se esperava, o que resultou em maior aporte de carga orgânica nos corpos receptores, embora tenha havido atendimento aos padrões normativos em termos de eficiência de remoção.

Chaves *et al.* (2018) avaliaram o desempenho de cinco ETEs que tratam os esgotos de Aracaju - Sergipe, englobando três modalidades: lagoa facultativa + lagoa de maturação, UASB + valos

de oxidação e valos de oxidação. Os valores exigidos pela legislação foram atendidos em boa parte do tempo, com violações de atendimento da DBO relacionados à qualidade do esgoto bruto recebido, superior aos valores típicos. As eficiências na remoção de poluentes apresentaram valores abaixo do esperado para todas as estações, na maioria dos parâmetros.

No Distrito Federal, Barros (2013) propôs um sistema de indicadores de desempenho de avaliação de ETEs tomando como estudo de caso 3 estações operando nas modalidades de lodos ativados, UASB + pós-tratamento por sequência de lagoas e UASB + lagoas de maturação. Observou-se que a maior parte das eficiências de remoção dos parâmetros analisados foram elevadas, em virtude da sofisticação dos processos de tratamento empregados (BARROS, 2013). O teste U de Mann-Whitney empregado identificou diferença significativa nos níveis de eficiência de remoção, em função da sazonalidade, para os sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo total (sendo levemente inferior no período seco para este parâmetro).

Já no Rio Grande do Norte, Filho (2007) avaliou o desempenho operacional de 78 Estações de Tratamento de Esgoto por meio de lagoas de estabilização. Em síntese, dos sistemas avaliados apenas 7 tiveram conceito bom atribuído no que concerne à remoção de DBO e coliformes termotolerantes e 32 lagoas foram classificadas como ruins. No estudo de caso, envolvendo três ETEs, uma para cada órgão de gestão, as melhores eficiências operacionais em ordem decrescente foram obtidas para o município, estado e autarquia municipal. As remoções de DBO final foram de 82%, 74% e 81% para as ETEs avaliadas (FILHO, 2007).

#### 4 METODOLOGIA

A avaliação das concentrações afluentes e efluentes das ETEs inventariadas se deu através de dois agrupamentos distintos: 1) a análise geral sem consideração das tecnologias de tratamento adotadas; e 2) a análise por tecnologia analisando somente as tipologias mais adotadas entre as ETEs de estudo.

A primeira etapa do estudo foi o levantamento das concentrações dos constituintes afluentes e efluentes das ETEs inventariadas e a preparação desses dados para análise. A análise geral foi realizada a partir desses dados consolidados, com obtenção das estatísticas descritivas principais para os valores afluentes e efluentes. As concentrações afluentes foram comparadas com valores da literatura de referência. Em um segundo momento, houve a seleção das tecnologias de interesse e o cálculo de eficiência de remoção dos parâmetros considerados. Nesta etapa, houve o cálculo das estatísticas descritivas, a aplicação de testes não paramétricos e a comparação com os valores de referência para as concentrações afluentes, efluentes e os resultados de desempenho. A **Figura 6** apresenta o fluxograma síntese dos procedimentos metodológicos adotados na pesquisa.

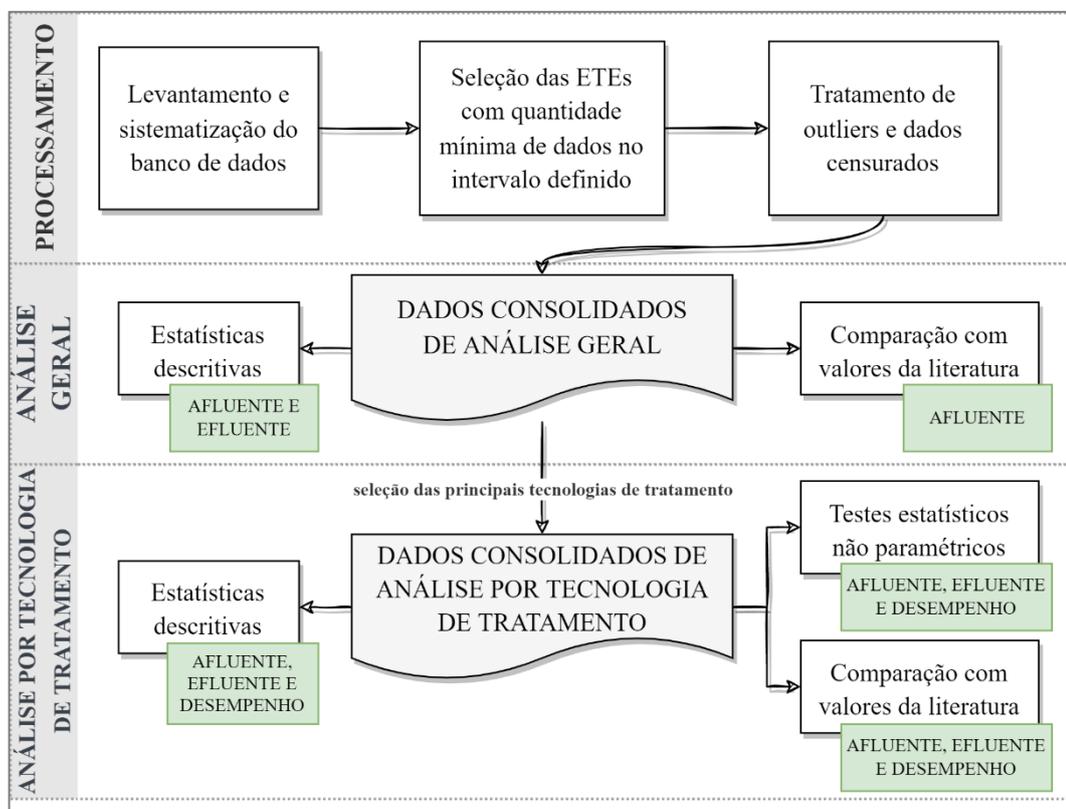


Figura 6 - Etapas metodológicas do estudo.

## **4.1 Levantamento e preparação dos dados**

### **4.1.1 Etapa de levantamento**

Os dados utilizados neste trabalho foram obtidos através da coleta e tabulação de informações obtidas nos relatórios de automonitoramento dos Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES) com Licença de Operação vigente junto à Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (Fepam). O envio dos dados de automonitoramento é de responsabilidade da prestadora de serviços, como condicionante da Licença de Operação (LO) das ETEs. As informações relativas à tecnologia de tratamento secundário adotadas nas ETEs foram retiradas da Licença de Operação dos empreendimentos. Eventuais alterações dessas informações que possam ter ocorrido após a aprovação da LO não foram consideradas no presente estudo.

Os dados dos processos físicos e digitais foram tabulados e organizados em uma planilha eletrônica (Excel) com a data de coleta, identificação do parâmetro e o resultado atribuído, ponto de análise (afluente e efluente) e o número de identificação da ETE. Este procedimento envolveu uma intensiva procura a documentos - com boa parte ainda sendo processos físicos - cujo processo de tabulação demandou parte considerável do tempo de análise. As análises foram realizadas pelo serviço de nuvem Google Colab, em Python.

Conforme acordado no Termo de Anuência realizado entre a FEPAM e o IPH/UFRGS, para a concessão dos dados, as Estações de Tratamento de Esgotos não serão identificadas pelo seu nome, estando associadas a um código. O código é formado pela sigla “ETE”, um número de identificação e a sigla correspondente ao porte do empreendimento (EX – Excepcional, GR – Grande, ME – Médio, PE – Pequeno e MI – Mínimo). O porte de cada estação segue a classificação estabelecida na Resolução CONSEMA N. 372/2018 (RIO GRANDE DO SUL, 2018) e suas alterações, para a atividade de código “3512,10 - SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO”.

O intervalo de abrangência dos dados foi de janeiro de 2015 a dezembro de 2021. Os parâmetros a serem analisados foram definidos conforme a maior recorrência de exigência de monitoramento nas LOs e padrões de lançamento definidos pela regulamentação estadual e federal. Tais parâmetros são DBO<sub>5</sub>, DQO, SST, N-NH<sub>3</sub> e PT registrados em valores de mg/L e *Escherichia coli* em org/100mL.

### **4.1.2 Tratamento dos dados**

A fim de garantir que o grupo de ETEs avaliado seja representativo de sistemas que em tese não estão sujeitos à grandes variações de suas características devido à água da chuva ou

presença de efluente industrial, foram descartados da análise aquelas ETEs que informaram em suas Licenças de Operação apresentar alguma das seguintes condições: (i) disposição do efluente sanitário sem tratamento em bacias de infiltração; (ii) sistema de coleta do tipo unitário ou misto; e (iii) recebimento de parcela de esgoto industrial.

Os dados levantados foram divididos em: 1) dados de afluente, com as características do esgoto sanitário bruto que chega à ETE e 2) dados de efluente referente ao esgoto tratado. Para o tratamento dos dados censurados à esquerda, utilizou-se o método da substituição por metade do Limite de Quantificação (LQ), considerado como adequado para até 20% de dados censurados (VON SPERLING et al., 2020).

Dados do tipo *outliers* foram identificados através do método da amplitude interquartis e posteriormente avaliados caso a caso – para a confirmação de que o valor é realmente verdadeiro. Possíveis registros detectados como erros de digitação foram devidamente corrigidos com base nos resultados de laboratório fornecidos pela prestadora de serviços.

Uma vez que a disponibilidade de dados por ETE é bastante distinta, a fim de equilibrar as concentrações dos parâmetros entre o grupo amostral, a mediana de cada empreendimento para valores de afluente e efluente foi calculada. A mediana foi adotada como medida de tendência central em detrimento da média aritmética – conforme a melhor adequação deste tipo de medida à distribuição lognormal representativa desses dados (OLIVEIRA & VON SPERLING, 2009).

## **4.2 Análise geral**

### **4.2.1 Análise das concentrações**

No processo de análise geral dos constituintes, inicialmente procurou-se investigar a distribuição dos dados afluentes e efluentes e se a mesma é normal ou não. Para isso, aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO & WILK, 1965) - a um nível de significância aqui adotado de 5% - bem como avaliações pelo método gráfico. O teste de Shapiro-Wilk testa a hipótese nula se uma amostra veio de uma população com distribuição normal. Como resultado, o teste retorna a estatística  $W$ , que terá um valor de significância associada, o  $p$ -valor. A hipótese nula é rejeitada (i.e. os dados não seguem um distribuição normal) em casos de  $p$ -valores abaixo do nível de significância adotado de 5%.

Além do teste de Shapiro-Wilk, foram obtidos os coeficientes de assimetria e curtose que fornecem informações sobre a forma da distribuição dos dados. Valores de coeficiente de assimetria maiores que zero indicam distribuições assimétricas à direita. Neste caso, o valor da moda tende a ser menor que o da mediana que, por sua vez, é inferior à média aritmética. Já os

coeficientes de curtose relacionam-se com o grau de achatamento da curva de distribuição, com valores iguais a três para uma distribuição normal.

Uma vez analisada a distribuição dos dados, foram calculadas as estatísticas descritivas das medianas obtidas para as concentrações afluentes e efluente, obtendo-se: o número de ETEs, mediana, médias aritmética, desvio-padrão e percentis de 10 e de 90%. As mesmas estatísticas descritivas também foram apresentadas para o coeficiente de variação para análise da variabilidade dos valores encontrados entre os diferentes sistemas analisados.

#### 4.2.2 Comparação com valores da literatura

Inicialmente, os intervalos de confiança de 95% para as medianas das concentrações afluentes dos constituintes foram calculados, a partir do método de *bootstrap* (EFRON & TIBSHIRANI, 1994). A aplicação do método considerou 10.000 reamostragens, aleatoriamente amostrando o número original de ETEs, com substituição. O intervalo de confiança resultante apresenta uma probabilidade de 95% de conter o parâmetro populacional em questão.

Para o estudo comparativo dos resultados encontrados com outros valores reportados, foi realizado: i) a comparação do intervalo de confiança das medianas (IC) com os valores de Metcalf & Eddy (2014) para esgoto forte, médio e fraco; ii) a comparação do intervalo de confiança das medianas com a faixa de valores de Von Sperling (2014); iii) o cálculo da porcentagem de ETEs com medianas abaixo do limite inferior da faixa de valores de Von Sperling (2014); e iv) comparação com medianas reportadas em outros trabalhos de avaliação de desempenho de ETEs no Brasil e discutido na Revisão Bibliográfica, como Oliveira (2006), Filho (2007), Monteiro (2009), Leonel (2017) e Silva (2020).

A mediana é uma medida usual para descrever águas residuárias (Oliveira & Von Sperling, 2009; Helsel et al., 2020). Assim, entende-se que se os IC da mediana estiverem dentro do indicado como faixa típica pelo referencial teórico não é possível afirmar que os resultados encontrados se diferem de maneira estatisticamente significativa das concentrações reportadas como usuais.

### 4.3 Análise por tecnologia de tratamento

#### 4.3.1 Análise das concentrações

Para a análise por tecnologias de tratamento, foram incluídas as tipologias mais representativas do banco de dados inventariado. A seleção dos processos também considerou o divulgado pela ANA (2019), para as tipologias de tratamento secundário mais comumente adotadas no Brasil.

Assim, para o presente estudo, as tecnologias de tratamento selecionadas para análise e as respectivas denominações adotadas ao longo do trabalho para efeitos de simplificação foram:

- Fossa Séptica seguida de Filtro Anaeróbio (FS + FA)
- Lodos Ativados de aeração Prolongada (LAP)
- Lodos Ativados em Batelada (LAB)
- Reator UASB + Filtro Biológico Percolador (UASB+FBP)
- Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoas de Maturação em série (LAS)
- Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa (LN+LF)

Assim como o realizado na Análise Geral, foram calculadas as estatísticas descritivas das medianas das ETEs para os constituintes afluentes e efluentes e para a eficiência de remoção (conforme a **Equação 1** apresentada na Referência Bibliográfica). A mediana dos coeficientes de variação de cada tecnologia e parâmetro também foi obtida e analisada.

A fim de comparar as concentrações afluente e efluente e o desempenho das diferentes tipologias de tratamento, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado, adotando-se um nível de significância ( $\alpha$ ) de 5%. A hipótese nula ( $H_0$ ) a ser testada é que os valores relativos às distintas tecnologias de tratamento avaliadas possuem medianas estatisticamente iguais. A hipótese alternativa ( $H_A$ ) assume que há diferenças entre as medianas conforme a modalidade de tratamento. Na possibilidade de alguma modalidade entre o grupo avaliado ser diferente (rejeição da hipótese nula para  $p$ -valor  $<0,05$ ) aplicou-se o teste de comparação múltipla de Dunn (DUNN, 1964) com ajuste de Bonferroni para avaliação da diferença entre pares.

#### 4.3.2 Comparação com valores da literatura

Os resultados de concentrações afluente, efluentes e de eficiência de remoção foram comparados ainda com valores já reportados na literatura brasileira e considerados usuais. Tal exame foi efetuado com a finalidade de identificar se há possíveis diferenças entre as concentrações de esgoto tratado encontrados no Rio Grande do Sul em relação a outras localidades. A análise comparou as medianas obtidas para cada tipo de tecnologia envolvendo os distintos parâmetros considerados com as faixas de valores de Von Sperling (2014). A comparação não foi realizada para o constituinte *E.coli* na avaliação do efluente e de eficiência de remoção, uma vez que os resultados da literatura são reportados para o parâmetro Coliformes termotolerante e optou-se neste trabalho pela não conversão dos valores de *E.coli* para coliformes.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Levantamento e preparação dos dados

#### 5.1.1 ETEs inventariadas

Enquanto a ANA (2020) elencou a existência de 187 ETEs distintas no Rio Grande do Sul em operação no ano de 2019, junto aos processos da Fepam esse número era de 216 ETEs com Licença de Operação emitida ou em processo de obtenção no ano de 2020. Essa diferença ocorreu pela distinção entre os anos bases e pela aprovação de novas Licenças de Operação que ainda não haviam sido consideradas pela agência federal.

Do montante inicial de 216 ETEs, foi possível levantar os dados relativos ao período de 2016 a 2021 para 98 ETEs. Desse montante foram descartadas da análise aquelas ETEs que apresentavam as seguintes condições: (i) disposição do efluente sanitário sem tratamento em bacias de infiltração – 3 ETEs; (ii) sistema de coleta do tipo unitário ou misto – 5 ETEs (iii) recebimento de parcela de esgoto industrial – 2 ETEs. Deste modo, 89 ETEs atendiam as condicionantes estabelecidas, mas a disponibilidade de dados para cada sistema foi bastante distinta.

Procurando elencar os empreendimentos com uma quantidade representativa de informações, alguns critérios de corte foram avaliados através de períodos de agrupamento distintos (ano, semestre, quadrimestre, trimestre ou meses). Para isso o parâmetro DBO<sub>5</sub> foi utilizado como parâmetro de avaliação, devido à sua importância como medida de degradação biológica da matéria orgânica e à maior frequência de monitoramento e disponibilidade de registros.

A **Figura 7** exibe o número de ETEs considerando a disponibilidade de dados afluente e efluente de DBO maior ou igual aos períodos distintos expressos no eixo das abcissas (em que SEM, QUAD, TRI e MES representam respectivamente semestre, quadrimestre, trimestre e meses). Neste caso, o eixo das ordenadas apresenta o número de ETEs que possuem pelo menos um registro de DBO afluente e efluente em X semestres, quadrimestres, trimestres e meses distintos. Como é possível observar na figura, a adoção do critério de pelo menos três dados de DBO afluente e efluente relativos a três trimestres distintos mostrou-se mais propício, uma vez que é o critério que mais otimiza a troca entre número de instâncias observadas em cada ETE e número de ETEs adotado.

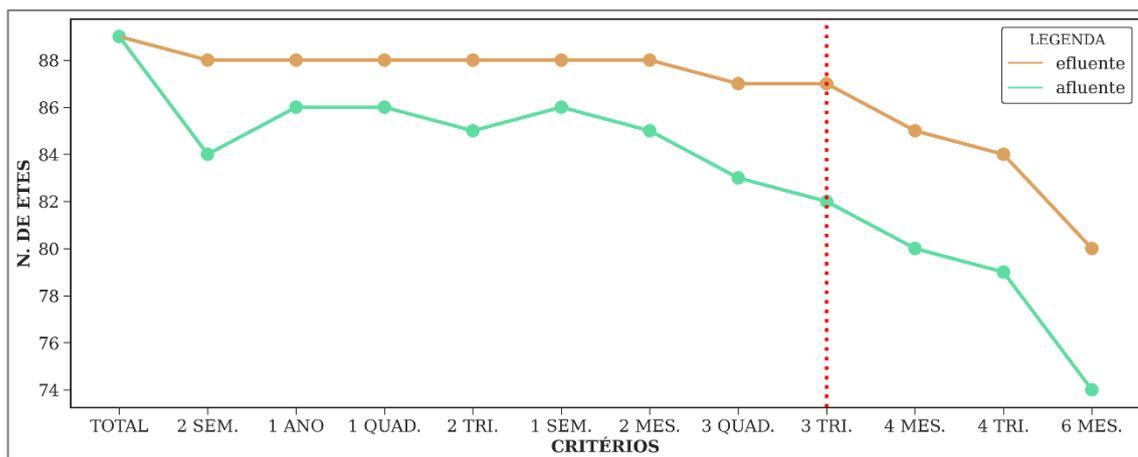


Figura 7 - Variação do número de ETEs analisadas conforme o critério adotado.

A análise geral das concentrações – sem distinção entre as tecnologias – foi realizada com 82 ETEs, enquanto a análise por tecnologia utilizou 56 ETEs, compreendendo seis modalidades de tratamento distintas. O processo descrito anteriormente de seleção dos empreendimentos até a obtenção dos grupos amostrais final é apresentado na **Figura 8**.

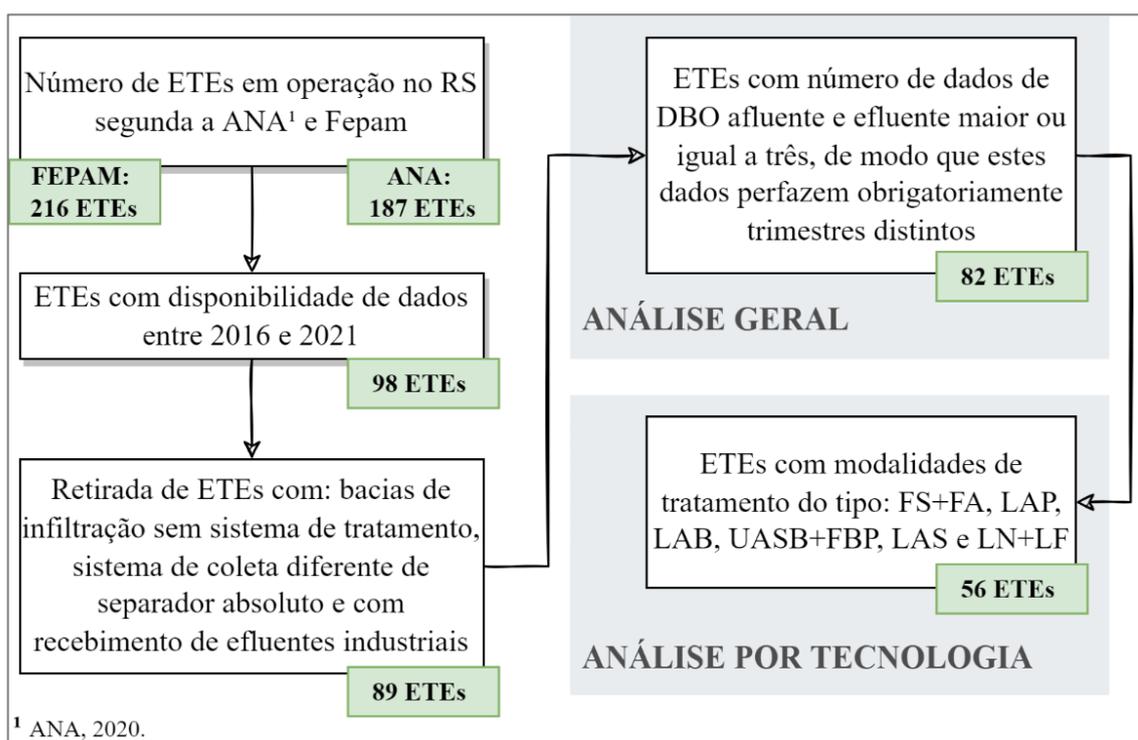


Figura 8 - Processo de seleção das ETEs e sistematização dos dados.

### 5.1.2 Resultados analíticos

Ao todo, foram coletados 46.537 resultados analíticos para os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal (NNH<sub>3</sub>), Fósforo Total (PT), Sólidos Suspensos Totais (SST) e *Escherichia coli* (E.coli), de 24

modalidades de tratamento diferentes. A quantidade de registros por parâmetro considerando o afluente e efluente e os anos analisados é apresentada na **Figura 9**.

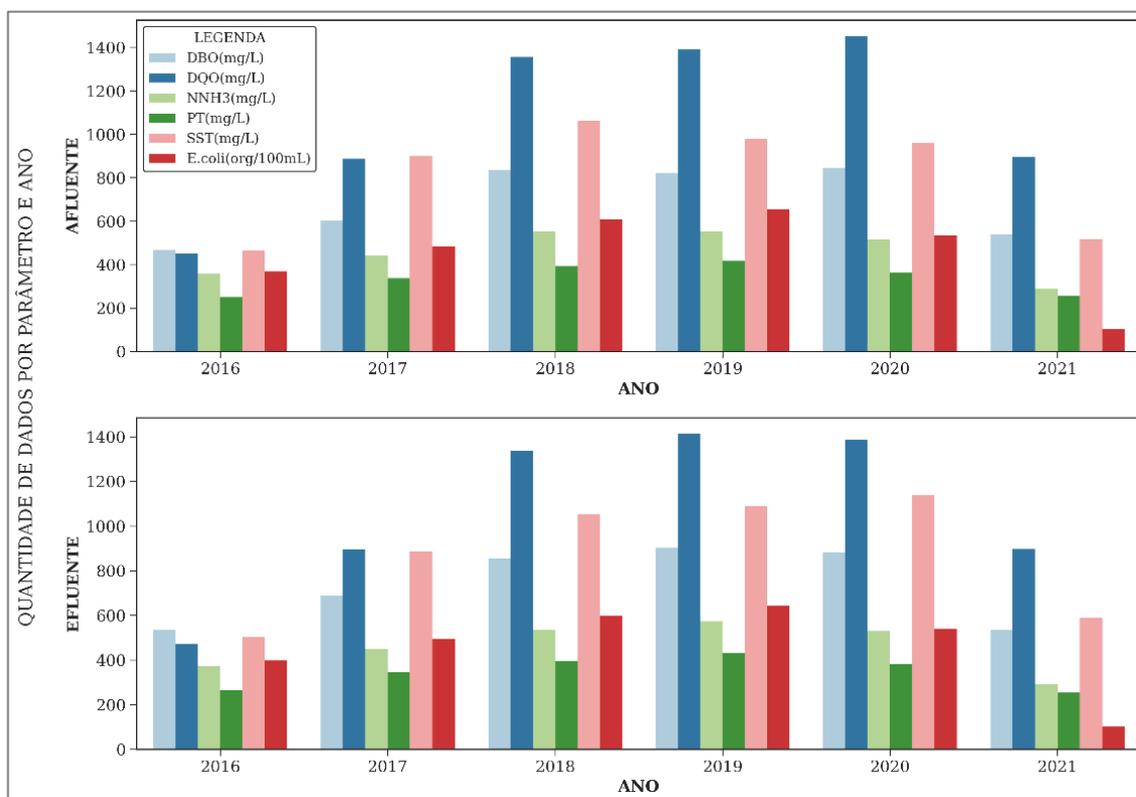


Figura 9 - Quantidade de dados por parâmetro e ano, para afluente e efluente.

Foi possível obter um maior número de dados para o ano de 2019 (9.865) e menor valor para 2016 (4.899). Fósforo e nitrogênio são os parâmetros com menos dados disponíveis, enquanto a DQO e a DBO apresentam maior quantidade de registros – 12.831 e 8.504, respectivamente. Há uma maior disponibilidade de dados efluentes em comparação ao afluente, apesar dessa diferença não ser tão significativa. Essa distinção ocorre visto que alguns empreendimentos realizam apenas o monitoramento do efluente tratado. Relação semelhante entre dados afluente e efluente foi encontrada por Oliveira (2006) e Monteiro (2009) ao avaliarem, respectivamente, 208 ETEs nos estados de Minas Gerais e São Paulo e 57 ETEs em Fortaleza.

A menor quantidade de dados para parâmetros como NNH3 e PT e os valores superiores de registros para DBO e DQO relaciona-se com a frequência de amostragem dos parâmetros praticada pelas ETEs e definida em suas Licenças de Operação. A **Tabela 4** apresenta o número e a respectiva porcentagem de ETEs para cada frequência de amostragem e parâmetro.

O fósforo e o nitrogênio não têm exigência de monitoramento em cerca de 66% e 59% dos empreendimentos inventariados, respectivamente. Quando do lançamento em águas superficiais, a requisição de tratamento para estes parâmetros compete ao órgão ambiental em

casos de corpos receptores com registro de floração de cianobactérias e em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

Tabela 4 - Frequência de amostragem dos constituintes para as ETEs inventariadas.

Frequência de Amostragem	DBO		DQO		PT		NNH3		SST		E.coli	
	ETEs	%	ETEs	%								
diária	0	0%	1	1%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
semanal	9	11%	7	9%	5	6%	5	6%	8	10%	7	11%
quinzenal	5	6%	6	7%	4	5%	3	4%	5	6%	5	7%
mensal	54	66%	55	67%	22	27%	19	23%	53	65%	43	63%
bimestral	0	0%	1	1%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
trimestral	11	13%	8	10%	2	2%	1	1%	10	12%	6	7%
semestral	3	4%	4	5%	1	1%	0	0%	4	5%	0	0%
sem monitoramento	0	0%	0	0%	48	59%	54	66%	2	2%	21	12%

Não foi possível determinar o tipo de amostragem praticada em todas as ETEs inventariadas, mas para aquelas que dispunham de informações todas relataram em seus Programas de Amostragem de Efluentes realizar amostragem do tipo simples. Ademais, não constam informações declaradas dos pontos de amostragem de cada empreendimento, mas neste caso, também para aqueles que dispunham de informações estes descreveram praticar a coleta do afluente bruto no ponto de medição de vazão na entrada da ETE e do efluente tratado na canalização de saída para despejo no corpo d'água. Como determinado pelas LOs, os planos de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores devem ser elaborados e executados por meio do atendimento às normas NBR 9897 (Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores) e 9898 (Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores).

### 5.1.3 Tecnologias de tratamento das ETEs inventariadas

A **Tabela 5** abaixo contém as modalidades de tratamento secundário adotadas nas 82 ETEs inventariadas, as siglas utilizadas como referência ao longo deste trabalho e o percentual relativo a cada tecnologia. Observa-se uma grande variedade da sequência das estruturas assim como do número de empreendimentos por tipologia.

Tabela 5 - Tecnologias de tratamento inventariadas.

Tecnologias de Tratamento	Sigla	N. de ETEs	% do Total
Fossa Séptica + Filtro Anaeróbio/Biológico	FS+FA	16	20%
Reator UASB + Filtro Biológico Percolador	UASB+FBP	15	18%
Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoas de Maturação	LAS	10	12%
Lodos Ativados de Aeração Prolongada	LAP	6	7%
Lodos Ativados em Batelada	LAB	6	7%
Fossa Séptica	FS	4	5%

<b>Tecnologias de Tratamento</b>	<b>Sigla</b>	<b>N. de ETEs</b>	<b>% do Total</b>
Reator UASB + Filtro Biológico Aerado Submerso	UASB+FAS	4	5%
Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa	LN+LF	3	4%
Reator UASB	UASB	3	4%
Lagoa Aerada + Filtro Anaeróbio/Biológico + Lagoa de Maturação	LAE+FA+LM	1	1%
Lagoa Aerada + Lagoa de Maturação	LAE+LM	1	1%
Lagoa Aerada de Mistura Completa	LAEC	1	1%
Lagoa Anaeróbia + Bacias de Infiltração no Solo	LN+BI	1	1%
Lagoa Anaeróbia + Filtro Biológico Percolador + Lagoa de Polimento	LN+FPB+LP	1	1%
Lagoa Anaeróbia + Lodos Ativados de Aeração Prolongada	LN+LAP	1	1%
Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação	LF+LM	1	1%
Reator Anóxico + Reator Anaeróbio	RA+RN	1	1%
Reator UASB + Filtro Aerado de Fluxo Ascendente	UASB+FAA	1	1%
Reator UASB + Filtro Biológico Percolador + Lagoa de Maturação	UASB+FBP+LM	1	1%
Reator UASB + Lagoa Facultativa	UASB+LF	1	1%
Reator UASB + Lodos Ativados	UASB+LA	1	1%
Reator UASB + Lodos Ativados UNITANK	UASB+UNITANK	1	1%
Reator UASB + Lodos Ativados em Batelada	UASB+LAB	1	1%
Reator UASB + Reator Anóxico + Filtro Biológico Percolador	UASB+RA+FBP	1	1%

Tal como o descrito pela ANA (2020) para os empreendimentos em operação no Rio Grande do Sul, a Fossa Séptica + Filtro Anaeróbio/Biológico (FS+FA) e o Reator UASB + Filtro Biológico Percolador (UASB+FBP) são as tecnologias de tratamento mais empregadas entre as ETEs avaliadas. Enquanto o sistema de lagoas em série (LAS) aparece como o terceiro mais empregado entre as ETEs estudadas, no Brasil ele se consolida como a tecnologia de tratamento mais empregada seguido pelo reator UASB e FS+FA (ANA, 2020).

Para FS+FA e UASB+FBP, os valores em porcentagem de ETEs que adotam estes sistemas, são maiores que o encontrado por Oliveira (2006) para empreendimentos em Minas Gerais e São Paulo – com respectivamente 11% e 0,5% para FS+FA e UASB+FBP. Já no trabalho de Monteiro (2009), para 56 ETEs localizadas em Fortaleza, obteve-se o valor de 30% para as ETEs com sistema de Decanto-digestor + Filtro Anaeróbio.

Vale ressaltar que não foram considerados os tratamentos terciários informados nas Licenças de Operação, visto que: (i) existe uma falta de informações associadas à real presença dessa etapa de tratamento nas ETEs avaliadas; e (ii) entende-se que, no cenário atual de busca pela universalização de acesso aos serviços de esgotamento sanitário no Brasil e no Rio Grande do Sul, o enfoque sobre o tratamento secundário tem sido considerado prioritário pela regulamentação vigente (VON SPERLING, 2015; RIO GRANDE DO SUL, 2017) do que a avaliação do uso de tecnologias avançadas de tratamento terciário.

#### 5.1.4 Porte das ETEs inventariadas

A **Tabela 6** apresenta a faixa de valores adotada para cada porte conforme a Resolução CONSEMA N. 372/2018 e suas alterações, a vazão média afluyente e o número de ETEs por porte conforme valores informados nas respectivas LOs. Os resultados calculados apresentados na tabela possuem mais um caráter informativo devido às incertezas associadas a esses valores.

Tabela 6 - Distribuição do porte das ETEs inventariadas.

Porte <sup>1</sup>	Intervalo de vazão afluyente (m <sup>3</sup> /dia) <sup>1</sup>	N. de ETEs	Vazão média afluyente (m <sup>3</sup> /dia)	Vazão média de projeto (m <sup>3</sup> /dia)	CV	N. de dados	% do Total
Mínimo	< 4000	41	740,77	1.431,22	1,70	22.976	62%
Pequeno	4000,01 - 8000	8	2.038,83	6.183,63	0,74	8.074	12%
Médio	8000,01 - 24000	11	5.046,62	12.541,16	1,25	10.165	17%
Grande	24000,01 - 40000	6	9.225,16	28.833,54	1,21	6.540	9%
Excepcional	> 40000	0	-	-	-	0	0

<sup>1</sup> (RIO GRANDE DO SUL, 2018).

As vazões afluentes nas ETEs amostradas são bastante inferiores às vazões de projeto definidas (m<sup>3</sup>/dia). Tais resultados demonstram que, em geral, entre os sistemas inventariados, os empreendimentos não atingiram ainda o número de ligações ou extensão da rede de coleta de esgoto almejados e cujas dimensões das estruturas das ETEs foram inicialmente baseadas. Pessoa (2019) reportou informações semelhantes ao observar que para as 144 ETEs avaliadas em seu estudo - com dados oriundos do banco patrimonial de uma Companhia Estadual de Saneamento Básico do Brasil - 75% destas utilizavam até 60% da capacidade instalada de tratamento, enquanto metade utilizavam de 40% de suas respectivas capacidades.

## 5.2 Análise geral

### 5.2.1 Análise das concentrações

Com os dados levantados, inicialmente buscou-se conhecer se os constituintes seguem uma distribuição normal ou não, a fim de validar a utilização de testes não-paramétricos ou paramétricos. Este processo foi realizado através da aplicação do teste de Shapiro-Wilk e pelo método gráfico. A **Tabela 7** apresenta os coeficientes de assimetria, os valores de curtose e os resultados do teste de Shapiro-Wilk a nível de significância de 5% para os constituintes afluentes e efluentes para o conjunto de todas as ETEs avaliadas, equivalente a 82 .

Tabela 7 - Coeficiente de assimetria, curtose e resultados do teste de Shapiro-Wilk para os constituintes analisados.

Ponto	Parâmetro	Coeficiente de Assimetria	Curtose	Estatística W	P-valor
Afluyente	DBO	8,83	149,43	0,54	<0,05
	DQO	12,17	238,36	0,42	<0,05
	NNH3	4,93	72,60	0,77	<0,05
	PT	3,96	40,53	0,78	<0,05

Ponto	Parâmetro	Coefficiente de Assimetria	Curtose	Estatística W	P-valor
	SST	16,77	354,90	0,16	<0,05
	<i>E.coli</i>	4,72	36,37	0,60	<0,05
Efluente	DBO	7,86	166,03	0,55	<0,05
	DQO	7,38	168,09	0,65	<0,05
	NNH3	1,21	2,41	0,89	<0,05
	PT	6,10	89,14	0,68	<0,05
	SST	8,91	144,36	0,48	<0,05
	<i>E.coli</i>	7,82	107,48	0,40	<0,05

Todos os parâmetros avaliados obtiveram coeficiente de assimetria positivo, indicativo de distribuições assimétricas à direita. Os valores de curtose obtidos foram superiores a três tanto para as variáveis afluentes quanto para as efluentes caracterizando a distribuição dos dados como mais pontiaguda em comparação à distribuição normal.

Quanto aos resultados obtidos para o teste de Shapiro-Wilk, os baixos p-valores exibidos na tabela acima são evidências de desvio da normalidade. Os p-valores se mostraram inferiores ao nível de significância adotado na análise (5% no trabalho em tela) permitindo rejeitar a hipótese nula de que a amostra assume uma distribuição normal.

A **Figura 10** apresenta os histogramas para os parâmetros afluentes e a **Figura 11** para os efluentes. Pelas imagens, nota-se o comportamento assimétrico à direita para todos os constituintes avaliados e com bom ajuste à função densidade de probabilidade de uma distribuição lognormal. Tais resultados vão ao encontro com o obtido por Oliveira (2006) e destacado por Oliveira & Von Sperling (2009).

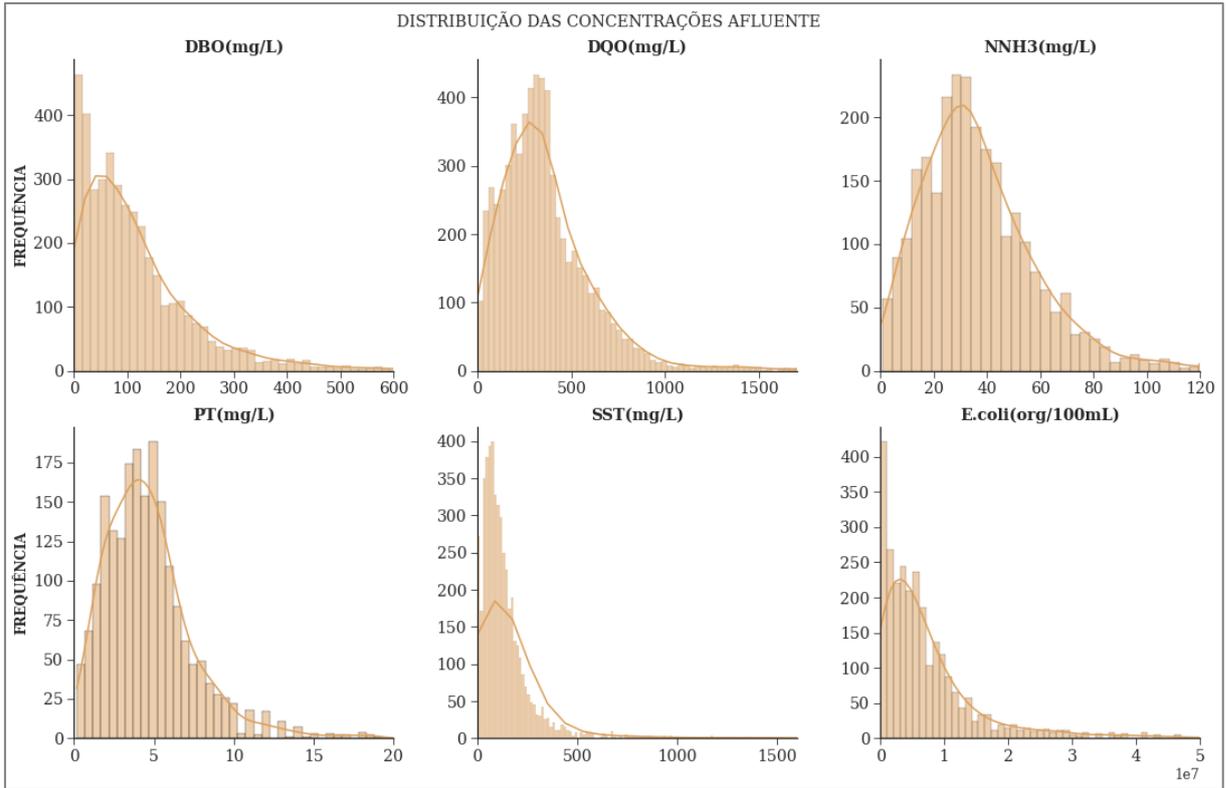


Figura 10 - Distribuição dos constituintes afluentes – limite superior do gráfico definido pelo percentil 99.

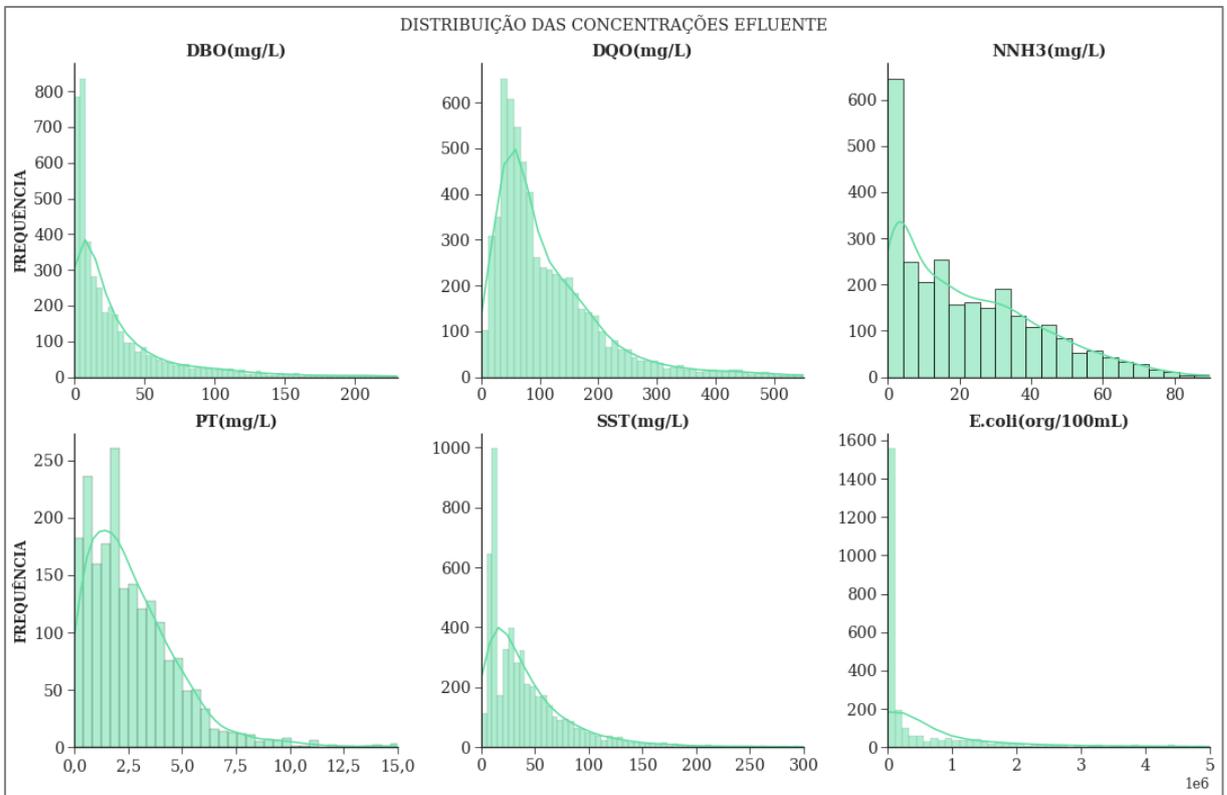


Figura 11 - Distribuição dos constituintes efluentes – limite superior do gráfico definido pelo percentil 99.

A **Tabela 8** abaixo contém as estatísticas descritivas dos parâmetros avaliados no afluente e efluente das 82 ETEs analisadas, considerando a mediana obtida por empreendimento. A **Figura 7**, em seguida, apresenta os gráficos *boxplot* com a representação do primeiro e o terceiro quartis, da mediana e da média (representada pelo triângulo central).

Tabela 8 - Estatísticas descritivas referentes às concentrações afluentes e efluentes dos constituintes.

Ponto	Parâmetro	N. de ETEs	Mediana	Média aritm.	D. padrão	Percentil 10%	Percentil 90%
Afluente	DBO(mg/L)	82	85,25	112,61	97,78	27,10	239,40
	DQO(mg/L)	82	238,25	298,10	194,66	91,60	546,20
	NNH3(mg/L)	67	33,50	36,91	19,92	16,30	59,75
	PT(mg/L)	44	3,98	4,94	3,13	2,33	8,82
	SST(mg/L)	80	77,90	119,00	151,85	30,00	198,00
	<i>E.coli</i> (org/100mL)	57	4,61E+06	5,98E+06	5,21E+06	7,15E+05	1,46E+07
Efluente	DBO(mg/L)	82	15,25	30,17	36,93	3,33	73,25
	DQO(mg/L)	82	82,20	118,40	106,22	34,20	242,45
	NNH3(mg/L)	66	16,00	22,05	20,98	2,20	49,50
	PT(mg/L)	44	2,63	3,05	2,52	0,71	5,56
	SST(mg/L)	80	28,00	35,90	26,22	8,08	75,60
	<i>E.coli</i> (org/100mL)	56	6,12E+04	6,25E+05	1,37E+06	1,30E+02	2,03E+06

Apoiado pelos resultados dos gráficos e da tabela, é possível observar uma grande amplitude nos resultados encontrados para todos os constituintes. O número de ETEs consideradas para a avaliação dos parâmetros DBO e DQO foi equivalente à quantidade total de empreendimentos na amostra, sendo este montante menor para os parâmetros NNH3 e PT – para os nutrientes, o monitoramento é praticado em uma frequência menor ou não é realizado.

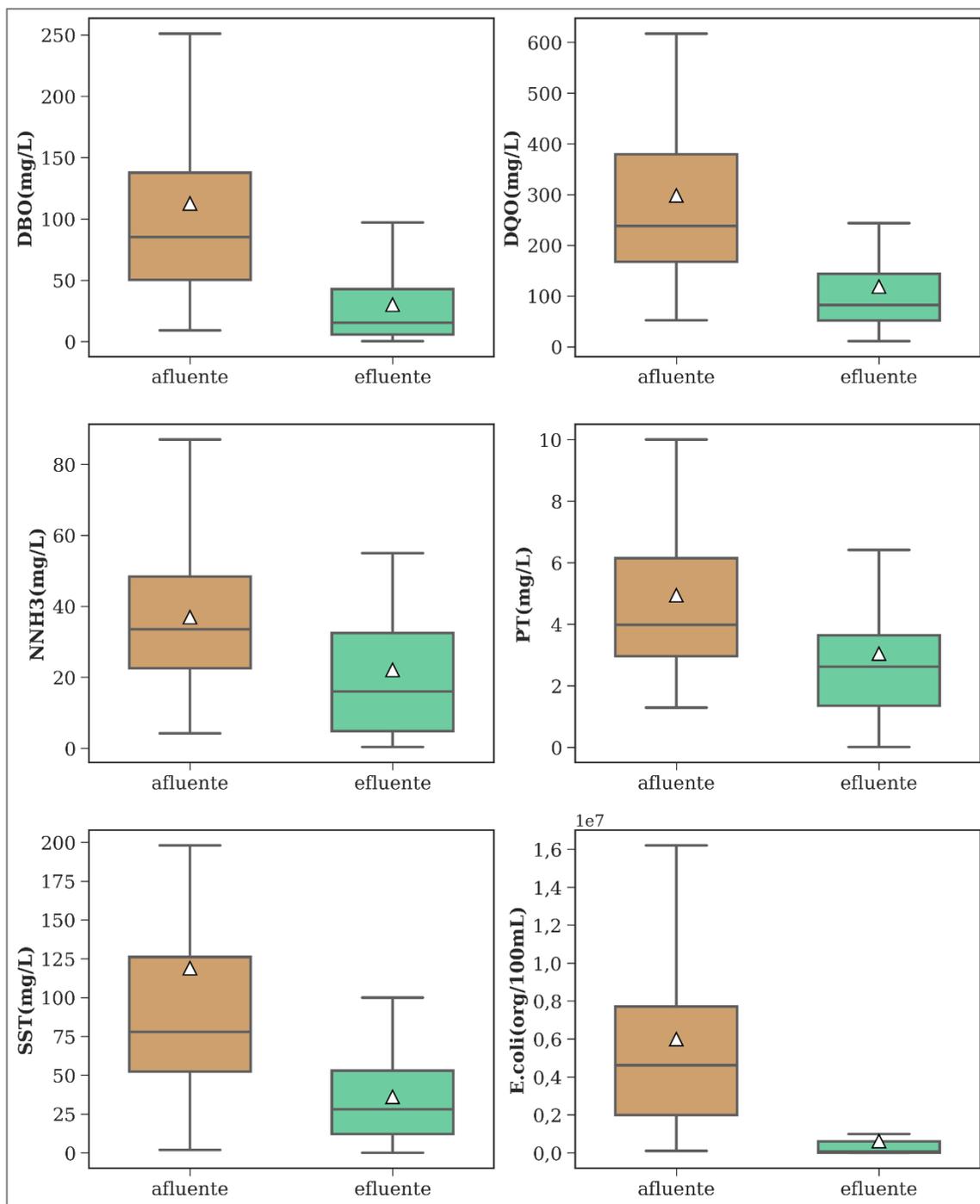


Figura 12 - Concentrações afluentes e efluentes dos constituintes.

Entre os dados avaliados referentes às 82 ETEs inventariadas, a relação DQO/DBO mediana do afluente foi de 3,0. De acordo com Von Sperling (2014), valores entre 2,5 e 4 expressam uma relação DQO/DBO intermediária, em que a fração biodegradável não é elevada e são necessários estudos de tratabilidade para verificar a viabilidade do tratamento biológico. Estudo conduzido pelo autor em 163 ETEs nos estados de São Paulo e Minas Gerais obtiveram uma mediana da relação DQO/DBO de 2,1 (faixa central de 1,9 a 2,3), valor este inferior ao resultado

encontrado neste trabalho. Entre as ETEs inventariadas no presente estudo, a mediana obtida para a relação DQO/DBO do efluente final foi igual a 5,2.

Além da compreensão dos valores característicos para os constituintes presentes nos afluentes e efluentes, é necessária a avaliação da dispersão dos valores em torno da medida central. A **Tabela 9** expressa as estatísticas descritivas dos coeficientes de variação obtido para as 82 ETEs avaliadas. Com exceção do NNH3 e do PT afluente, todos os parâmetros apresentam valores de CV acima de 0,5, sendo representativo de distribuições assimétricas cuja medida central pode ser expressa pela mediana conforme descrito por Oliveira & Von Sperling (2009).

Tabela 9 - Estatísticas descritivas referentes aos coeficientes de variação afluentes e efluentes dos parâmetros avaliados.

Ponto	Parâmetro	N. de ETEs	Mediana	Média aritm.	D. padrão	Percentil 10%	Percentil 90%
Afluente	DBO(mg/L)	82	0,77	0,87	0,43	0,50	1,28
	DQO(mg/L)	82	0,63	0,84	0,56	0,42	1,68
	NNH3(mg/L)	63	0,43	0,53	0,36	0,27	0,76
	PT(mg/L)	43	0,37	0,45	0,26	0,25	0,66
	SST(mg/L)	80	0,87	1,03	0,66	0,51	1,79
	<i>E.coli</i> (org/100mL)	57	0,94	1,05	0,56	0,57	1,71
Efluente	DBO(mg/L)	82	0,83	0,91	0,41	0,52	1,27
	DQO(mg/L)	82	0,60	0,68	0,35	0,34	1,13
	NNH3(mg/L)	63	0,58	0,69	0,46	0,26	1,12
	PT(mg/L)	43	0,57	0,70	0,67	0,25	1,33
	SST(mg/L)	80	0,77	0,88	0,43	0,46	1,40
	<i>E.coli</i> (org/100mL)	56	1,71	1,75	0,82	0,89	2,68

Tanto para o afluente quanto para o efluente, o parâmetro *E.coli* possui a maior variação nos dados entre as ETEs analisadas. A menor variação (i.e. maior semelhança das concentrações nas ETEs com a mediana) foi obtida para o PT seguido pelo NNH3. Estes valores menores também estão associados à menor disponibilidade de dados para estes parâmetros.

### 5.2.2 Comparação com valores da literatura

As medianas obtidas para os constituintes afluentes foram comparados com valores comumente reportados na literatura para despejos predominantemente domésticos. Em um primeiro momento, calculou-se o intervalo de confiança de 95% da mediana através do método de *bootstrap*. Estes intervalos foram comparados com valores usuais de Metcalf & Eddy (2014) e Von Sperling (2014). Em seguida, calculou-se os percentuais de ETEs com concentrações medianas abaixo dos valores típicos para afluentes sanitários conforme Von Sperling (2014). É importante considerar que os autores citados apresentam os intervalos associados aos valores

médios esperados enquanto a medida central comparada neste trabalho foi a mediana. A

**Tabela 10** exhibe abaixo os resultados obtidos.

Tabela 10 - Comparação dos constituintes afluentes com valores reportados na literatura.

Descrição	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NNH3 (mg/L)	PT (mg/L)	SST (mg/L)	<i>E.coli</i> (org/100mL)
Mediana	85,25	238,25	33,50	3,98	77,90	4,61E+06
IC 95%	68 - 107	207 - 300	27 - 38	3 - 5	64 - 92	3E+6-6E+6
Valores típicos <sup>2</sup>	133-200-400	339-508-1016	14-20-41	3,7-5,6-11	130-195-389	1E+5-1E+7
ETEs abaixo da faixa típica <sup>3</sup>	250-400	450-800	20-35	4-15	200-450	1E+6-1E+9
ETEs abaixo da faixa típica	90%	83%	16%	27%	89%	8%

<sup>1</sup> Obtido pelo método de bootstrap de reamostragem com 10.000 interações.

<sup>2</sup> (METCALF & EDDY, 2014).

<sup>3</sup> (VON SPERLING, 2014).

Os valores das medianas associadas às ETEs avaliadas encontram-se abaixo dos resultados comumente reportados na literatura e adotados no Brasil. Esse comportamento é mais característico para os parâmetros DBO, DQO e SST cujas porcentagens de ETEs abaixo da faixa típica adotada por Von Sperling (2014) são respectivamente 90%, 83% e 89%.

As estimativas de Metcalf & Eddy (2014), contidas na **Tabela 10**, classificam o esgoto sanitário em forte, médio e fraco conforme as concentrações afluentes encontradas. Segundo estes valores, o esgoto das ETEs analisadas pode ser classificado em fraco, apesar dos parâmetros NNH3 e PT estarem mais relacionados com características de forte e médio, respectivamente.

Na **Figura 13** abaixo as medianas das ETEs de cada parâmetro são representadas por pontos cuja coloração relaciona-se com a inserção ou não do resultado na faixa típica de valores exibidos na **Tabela 10**. Os gráficos *boxplot* de fundo representa a distribuição das concentrações medianas.

Na **Figura 13**, com exceção do NNH3 e da *E.coli*, é possível notar que as concentrações afluentes obtidas neste trabalho são inferiores aos valores citados por Von Sperling (2014), de forma que, para DBO, DQO e SST apenas medianas consideradas *outliers* superiores estariam alinhados à literatura.

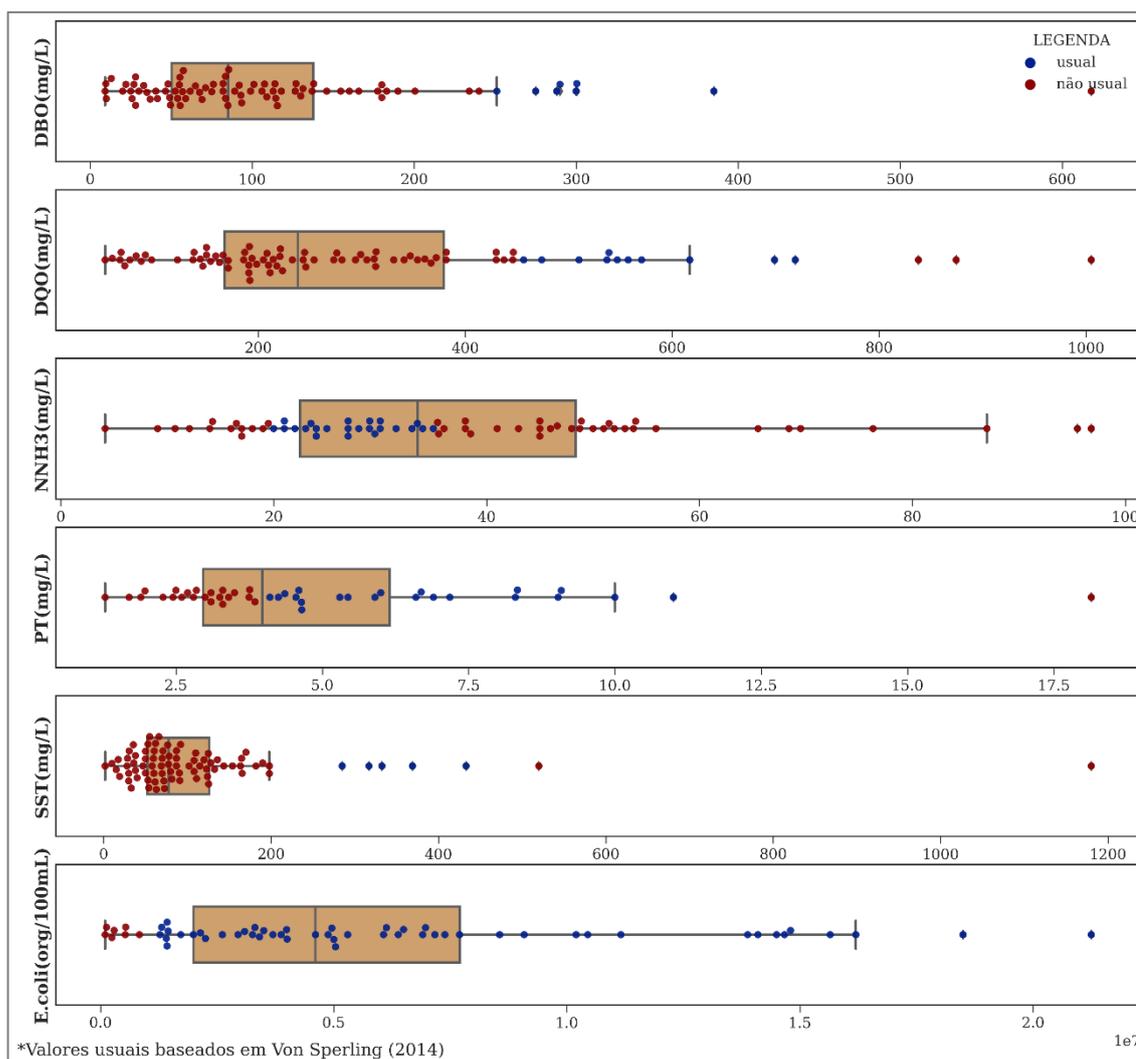


Figura 13 - Comparação das concentrações afluentes obtidas com valores da literatura.

A não sobreposição dos intervalos de confiança de 95% obtidos com os números da literatura demonstram estatisticamente que as concentrações afluentes para DBO, DQO e SST se diferem do adotado pela bibliografia de referência no Brasil, sendo os resultados inferiores a estes. Estes parâmetros ainda sobrepõem os valores característicos de esgoto fraco definidos por Metcalf & Eddy (2014). Contudo, para o NNH<sub>3</sub>, o intervalo de confiança das concentrações afluentes demonstra não ser estatisticamente diferente do valor adotado por Von Sperling (2014) e indicativo de esgoto forte por Metcalf & Eddy (2014).

As medianas das concentrações afluentes alcançadas neste trabalho também se mostraram inferiores ao reportado em outros trabalhos do Brasil, especificamente para os parâmetros DBO, DQO e SST. Oliveira (2006) e Silva (2020) obtiveram medianas de 496 e 330 mg/L para DBO e 1076 e 662 mg/L para DQO. Tais valores são bastante superiores aos encontrados para as ETEs aqui avaliadas: 85,25 e 238,25 mg/L de DBO e DQO, respectivamente. Esta distinção de valores também é observada para SST, cujos valores encontrados por Oliveira (2006) e

Monteiro (2009) foram 410 e 292 mg/L, respectivamente. Para Oliveira (2006), a concentração de fósforo afluente também é superior ao encontrado neste trabalho.

Quando comparados os valores das concentrações efluentes com os resultados obtidos nos trabalhos citados, nota-se que o mesmo comportamento obtido para os constituintes afluentes: o efluente sanitário das ETEs avaliadas é mais diluído que o apresentado em outras localidades no Brasil. Para DBO, por exemplo, enquanto a mediana obtida no trabalho em tela foi equivalente a 15,25 mg/L, Oliveira (2006) e Silva (2020) reportaram valores de 99 e 58 mg/L, respectivamente. No **item 5.3.2** as características do efluente serão discutidas em maiores detalhes, considerando diferentes tecnologias de tratamento.

### 5.3 Análise por tecnologia de tratamento

#### 5.3.1 Afluente

##### 5.3.1.1 Análise das concentrações

As tecnologias de tratamento selecionadas para esta etapa do estudo foram: Fossa séptica seguida de filtro anaeróbio (FS + FA), Lodos Ativados de Aeração Prolongada (LAP), Lodos Ativados em Batelada (LAB), Reator UASB + Filtro Biológico Percolador (UASB+FBP), Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoas de Maturação em série (LAS) e Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa (LN+LF).

As tipologias elencadas foram selecionadas previamente pelo critério de número mínimo de dados disponíveis adotado de pelo menos três dados de DBO afluente e efluente para referentes à três trimestres distintos, conforme anteriormente mencionado. A **Tabela 11** apresenta o número de ETEs considerado na avaliação dos constituintes afluentes entre as tecnologias.

Tabela 11 - Número de ETEs consideradas na análise dos constituintes afluentes por tecnologia.

Parâmetro	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO	16	6	6	15	10	3
DQO	16	6	6	15	10	3
NNH3	10	4	5	15	8	3
PT	5	3	2	11	7	3
SST	16	6	6	15	9	3
<i>E.coli</i>	7	6	4	11	9	3

É possível notar a menor quantidade de empreendimentos com a tecnologia de LN+LF e maior quantidade para FS+FS e UASB+FBP. Para uma mesma modalidade de tratamento, o número de ETEs consideradas varia conforme o parâmetro analisado. Os parâmetros NNH3 e PT possuem uma menor quantidade de ETEs com dados devido a não existência ou baixa frequência de monitoramento desses parâmetros.

A **Tabela 12** abaixo apresenta as estatísticas descritivas dos constituintes, por tecnologia de tratamento, considerando a mediana obtida por empreendimento. A **Figura 14** em seguida apresenta os gráficos *boxplot* com a representação do primeiro e o terceiro quartis, da mediana e da média (representada pelo triângulo central). As medianas por ETE das concentrações afluentes podem ser consultadas no **APÊNDICE B**.

Tabela 12 - Estatísticas descritivas referentes às concentrações dos constituintes afluentes, considerando as tecnologias de tratamento elencadas.

Parâmetro	Tecnologia	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO(mg/L)	N. de ETEs	16	6	6	15	10	3
	Mediana	153,00	95,50	120,50	54,00	84,25	20,00
	Média aritm.	188,50	102,33	129,50	77,31	81,43	38,40
	D. padrão	139,92	49,43	80,91	67,31	31,61	41,11
	Percentil 10%	58,20	56,50	47,50	16,60	39,15	11,76
	Percentil 90%	294,00	155,00	220,50	165,46	119,33	72,40
DQO(mg/L)	N. de ETEs	16	6	6	15	10	3
	Mediana	361,30	278,50	388,50	150,00	191,25	97,00
	Média aritm.	415,88	298,83	396,92	203,84	202,48	208,50
	D. padrão	233,35	116,91	203,35	141,45	69,07	206,25
	Percentil 10%	184,75	180,00	184,25	62,40	143,40	85,00
	Percentil 90%	727,50	438,00	618,00	370,00	239,33	376,60
NNH3(mg/L)	N. de ETEs	10	5	4	15	8	3
	Mediana	53,50	45,00	32,00	29,50	27,00	24,00
	Média aritm.	60,58	39,30	33,00	35,99	27,19	27,67
	D. padrão	21,88	12,30	9,38	22,22	7,33	11,93
	Percentil 10%	44,98	26,10	24,80	14,80	18,95	19,20
	Percentil 90%	95,63	48,60	42,00	60,82	36,40	37,60
PT(mg/L)	N. de ETEs	5	2	3	11	7	3
	Mediana	9,09	5,13	4,55	5,44	3,30	2,60
	Média aritm.	9,64	5,13	4,85	4,78	3,16	3,25
	D. padrão	5,24	1,24	1,92	2,85	0,47	1,21
	Percentil 10%	5,26	4,43	3,39	1,70	2,62	2,52
	Percentil 90%	14,88	5,83	6,43	8,30	3,54	4,24
SST(mg/L)	N. de ETEs	16	6	6	15	9	3
	Mediana	116,50	106,00	131,00	63,00	60,50	38,00
	Média aritm.	241,94	93,67	133,83	75,28	69,72	81,17
	D. padrão	295,43	41,09	58,74	47,35	28,16	76,94
	Percentil 10%	43,00	51,00	72,50	32,30	45,60	36,00
	Percentil 90%	476,50	124,00	198,00	129,70	98,20	143,60
<i>E.coli</i> (org/100mL)	N. de ETEs	7	4	6	11	9	3
	Mediana	1,99E+06	7,28E+06	9,49E+06	6,07E+06	3,70E+06	1,41E+06
	Média aritm.	5,13E+06	7,38E+06	1,05E+07	6,47E+06	3,58E+06	4,31E+06
	D. padrão	5,89E+06	8,99E+05	8,51E+06	5,98E+06	1,39E+06	5,10E+06
	Percentil 10%	1,84E+05	6,62E+06	2,20E+06	5,29E+05	1,45E+06	1,33E+06
	Percentil 90%	1,26E+07	8,21E+06	1,99E+07	1,45E+07	5,03E+06	8,44E+06

Pelos resultados expressos na **Tabela 12** e **Figura 14**, nota-se que as concentrações afluentes das ETEs que utilizam da tecnologia FS+FA são maiores, com exceção da *E.coli*, cujos valores

mais elevados estão associados ao LAB e LAP. Por outro lado, a LN+LF possui valores bem menores que os demais para todos os parâmetros avaliados. Na **Figura 14**, é possível verificar que os valores para FS+FA possuem uma variação maior se comparado às demais tecnologias.

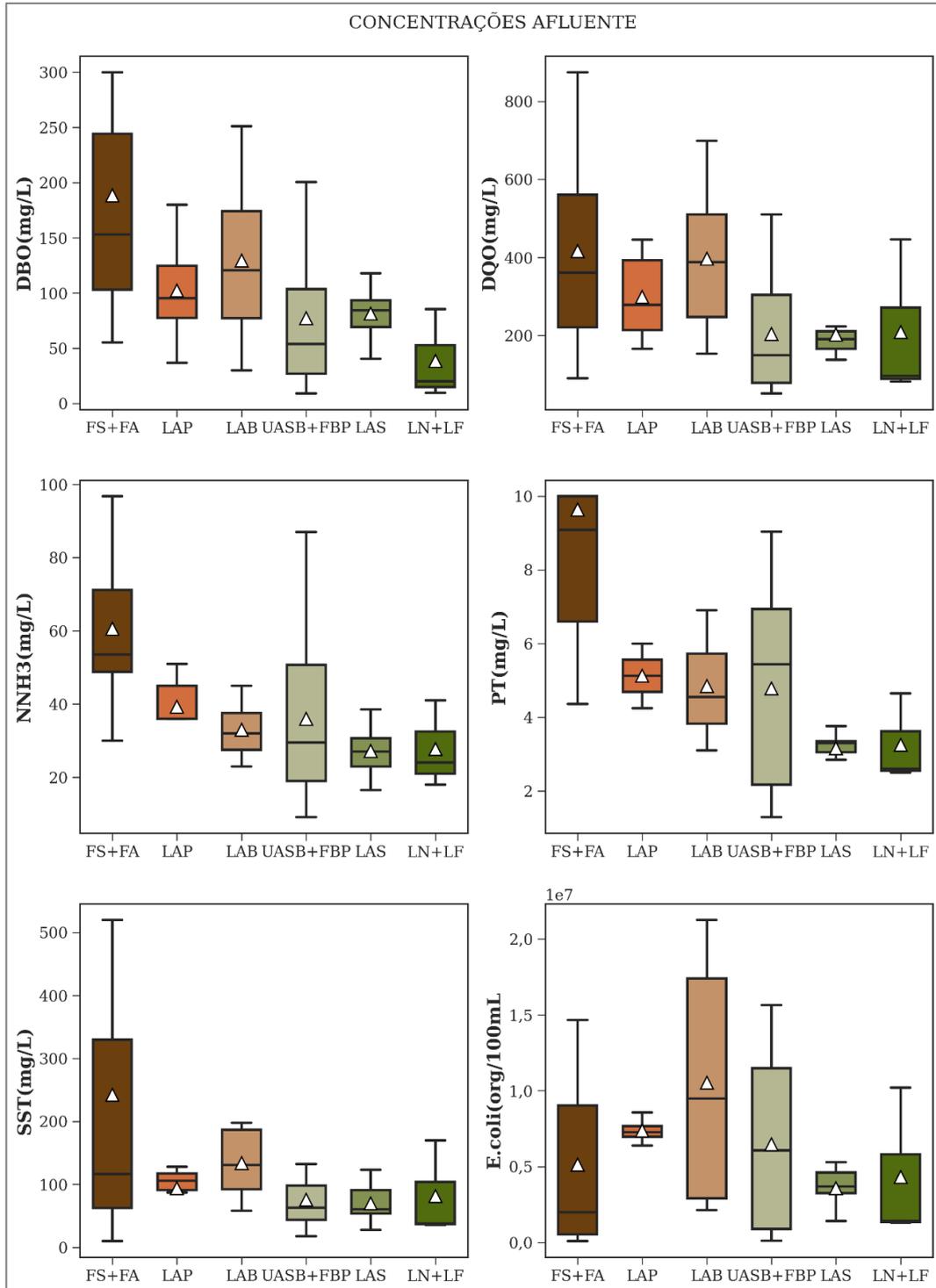


Figura 14 - Concentrações afluentes dos constituintes considerando as tecnologias de tratamento elencadas.

A **Tabela 13** apresenta as medianas dos coeficientes de variação obtido para as 56 ETEs avaliadas, considerando as distintas tecnologias de tratamento. Assim como encontrado na

Análise Geral, os parâmetros *E.coli* e SST apresentam a maior variação para as tecnologias de tratamento selecionadas, com PT e NNH3 com as menores variações associadas. Entre as modalidades analisadas, a maior diferença de dispersão dos dados, em relação à mediana, está para os sistemas LN+LF e FS+FA.

Tabela 13 - Medianas dos coeficientes de variação do afluente para as tecnologias elencadas.

Parâmetro	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO(mg/L)	0,83	0,75	0,86	0,85	0,69	0,91
DQO(mg/L)	0,70	0,58	0,65	0,48	0,51	0,65
NNH3(mg/L)	0,42	0,42	0,47	0,40	0,48	0,44
PT(mg/L)	0,29	0,32	0,52	0,37	0,51	0,36
SST(mg/L)	1,02	0,79	0,87	0,79	0,70	1,12
<i>E.coli</i> (org/100mL)	1,05	0,88	0,89	0,98	0,86	1,23

Com a finalidade de investigar se há diferenças estatísticas significativas entre as concentrações afluentes conforme a tecnologia de tratamento adotada na ETE, o teste estatístico de Kruskal-Wallis foi empregado. Uma vez realizado o teste e rejeitado a hipótese nula, buscou-se avaliar qual grupo ou grupos diferem dos demais através do teste de comparações múltiplas de Dunn.

Os testes indicaram a existência de diferenças significativas entre as concentrações afluentes para as modalidades de tratamento selecionadas. Os resultados dos testes de Kruskal-Wallis e Dunn estão descritos na **Tabela 14**. Os p-valores associados aos testes de Kruskal-Wallis e de Dunn podem ser consultados nas tabelas do **APÊNDICE A**.

Tabela 14 Resultados do teste de Kruskal-Wallis e Dunn para comparações das concentrações afluentes para as tecnologias de tratamento elencadas..

Parâmetro	Tecnologia	N. de ETEs	Mediana	Avaliação
<b>DBO (mg/L)</b>	FS+FA	16	153,00	Diferença identificada Diferenças: FS+FA e LN+LF; FS+FA e UASB+FBP
	LAP	6	95,50	
	LAB	6	120,50	
	UASB+FBP	15	54,00	
	LAS	10	84,25	
	LN+LF	3	20,00	
<b>DQO (mg/L)</b>	FS+FA	16	361,30	Diferença identificada Diferenças: FS+FA e UASB+FBP
	LAP	6	278,50	
	LAB	6	388,50	
	UASB+FBP	15	150,00	
	LAS	10	191,25	
	LN+LF	3	97,00	
<b>NNH3 (mg/L)</b>	FS+FA	10	53,50	Diferença identificada Diferenças: FS+FA e LAS; FS+FA e UASB+FBP
	LAP	5	45,00	
	LAB	4	32,00	
	UASB+FBP	15	29,50	
	LAS	8	27,00	
	LN+LF	3	24,00	
<b>PT (mg/L)</b>	FS+FA	5	9,09	Sem diferenças
	LAP	2	5,13	

Parâmetro	Tecnologia	N. de ETes	Mediana	Avaliação
<b>SST (mg/L)</b>	LAB	3	4,55	Sem diferenças
	UASB+FBP	11	5,44	
	LAS	7	3,30	
	LN+LF	3	2,60	
	FS+FA	16	116,50	
	LAP	6	106,00	
	LAB	6	131,00	
	UASB+FBP	15	63,00	
<b><i>E.coli</i> (org/100mL)</b>	LAS	9	60,50	Sem diferenças
	LN+LF	3	38,00	
	FS+FA	7	1,99E+06	
	LAP	4	7,28E+06	
	LAB	6	9,49E+06	
	UASB+FBP	11	6,07E+06	
	LAS	9	3,70E+06	
	LN+LF	3	1,41E+06	

Como resultado dos testes aplicados, não foram identificadas diferenças significativas nas concentrações afluentes de PT, SST e *E.coli* entre as tecnologias. Os valores de DBO, DQO e NNH3 afluentes são diferentes ( $p < 0,05$ ) quando comparado FS+FA e UASB+FBP. Além destes, há distinção expressiva entre FS+FA e LAS para NNH3 e FS+FA e LN+LF. Vale resultar que para o sistema de LN+LF o baixo número de ETes como amostra compromete a comparação com as demais tipologias de tratamento.

### 5.3.1.2 Comparação com valores da literatura

A **Tabela 15** abaixo contém os resultados obtidos da mediana e do intervalo de confiança, além da faixa típica adotada por Von Sperling (2014) para os constituintes afluentes e as tecnologias de tratamento.

Tabela 15 - Comparação entre a distribuição de medianas por bootstrap com valores reportados na literatura para o afluente.

Parâmetro	Descrição	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
<b>DBO(mg/L)</b>	Mediana	153,00	95,50	120,50	54,00	84,25	20,00
	IC 95% <sup>1</sup>	98-208	37-130	47-190	26-101	54-93	10-85
	Faixa típica <sup>2</sup> : 250 - 400	ETEs abaixo da faixa típica 76%	100%	83%	100%	100%	100%
<b>DQO(mg/L)</b>	Mediana	361,30	278,50	388,50	150,00	191,25	97,00
	IC 95% <sup>1</sup>	221-557	166-430	184-564	71-254	151-218	82-446
	Faixa típica <sup>2</sup> : 350 - 600	ETEs abaixo da faixa típica 65%	100%	67%	93%	100%	100%
<b>NNH3(mg/L)</b>	Mediana	53,50	45,00	32,00	29,50	27,00	24,00
	IC 95% <sup>1</sup>	47-76	19-45	23-40	17-50	17-38	18-41
	Faixa típica <sup>2</sup> : 20 - 35	ETEs abaixo da faixa típica 100%	20%	100%	27%	22%	33%
<b>PT(mg/L)</b>	Mediana	9,09	5,13	4,55	5,44	3,30	2,60
	IC 95% <sup>1</sup>	4-10	4-5	3-7	2-7	2-3	2-5
	Faixa típica <sup>2</sup> : 4 - 15	ETEs abaixo da faixa típica 100%	100%	33%	45%	100%	66%

Parâmetro	Descrição	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
SST(mg/L)	Mediana	116,50	106,00	131,00	63,00	60,50	38,00
Faixa típica <sup>2</sup> :	IC 95% <sup>1</sup>	59-301	51-120	72-198	40-73	50-91	35-170
200 - 450	ETEs abaixo da faixa típica	62%	100%	100%	100%	100%	100%

<sup>1</sup> Obtido pelo método bootstrap de reamostragem com 10.000 interações

<sup>2</sup> (VON SPERLING, 2014).

As concentrações afluentes associadas à tecnologia FS+FA são as que mais se aproximam dos valores descritos na literatura, principalmente para DBO, DQO e SST. Isso ocorre devido à maior concentração dos constituintes afluentes a este sistema quando comparado às demais tecnologias avaliadas. A FS+FA também se destacou como a tecnologia com afluente mais concentrado no trabalho de Oliveira (2006).

Para os sistemas avaliados, a maioria das ETEs possui concentrações médias superiores aos valores tidos como referência para os nutrientes NNH<sub>3</sub> e PT. As tecnologias de LAP e LAS têm 100% das ETEs com concentrações afluentes abaixo dos resultados de comparação para todos os parâmetros, exceto NNH<sub>3</sub>.

### 5.3.2 Efluente

#### 5.3.2.1 Análise das concentrações

As mesmas tecnologias de tratamento inicialmente elencadas para a avaliação dos constituintes afluentes também foram consideradas na análise do efluente. A **Tabela 16** apresenta o número de ETEs consideradas nesta fase. Em relação ao número de ETEs selecionadas no item anterior de investigação do afluente, houve a redução de uma ETE para os parâmetros NNH<sub>3</sub> e PT para a tecnologia UASB+FBP e a inserção de mais um sistema para a análise do fósforo na tecnologia LAS. O mesmo critério de pelo menos três dados de DBO efluente relativos a três trimestres distintos também foi adotado aqui.

Tabela 16 - Número de ETEs consideradas na análise dos constituintes efluentes por tecnologia.

Parâmetro	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO	16	6	6	15	10	3
DQO	16	6	6	15	10	3
NNH <sub>3</sub>	10	4	5	14	8	3
PT	5	3	2	10	8	3
SST	16	6	6	15	9	3
<i>E.coli</i>	7	6	4	11	9	3

As estatísticas descritivas dos constituintes do efluente, por tecnologia de tratamento, considerando a mediana obtida por empreendimento está apresentado na **Tabela 17**. Logo após, os gráficos *boxplot* da **Figura 15** destacam os primeiro e o terceiro quartis, a mediana e a média

(representada pelo triângulo central). As medianas por ETE das concentrações efluentes podem ser consultadas no **APÊNDICE B**.

Tabela 17 - Estatísticas descritivas referentes às concentrações dos constituintes efluentes, considerando as tecnologias de tratamento elencadas.

Parâmetro	Estatística	FS+FA	LAB	LAP	UASB+FBP	LAS	LN+LF
<b>DBO(mg/L)</b>	N. de ETEs	16	6	6	15	10	3
	Mediana	74,00	3,80	5,48	7,30	10,70	7,10
	Média aritm.	79,21	8,54	7,23	11,56	19,63	10,63
	D. padrão	52,15	12,77	6,21	11,24	19,87	7,27
	Percentil 10%	23,55	2,38	1,80	1,74	2,50	6,06
	Percentil 90%	128,50	19,45	14,40	26,00	39,20	16,62
<b>DQO(mg/L)</b>	N. de ETEs	16	6	6	15	10	3
	Mediana	205,50	39,25	58,40	53,50	142,00	80,00
	Média aritm.	230,86	36,17	53,63	57,31	118,65	80,50
	D. padrão	135,86	12,14	18,22	35,06	46,51	18,26
	Percentil 10%	73,60	22,75	33,50	21,30	53,80	66,00
	Percentil 90%	402,00	46,50	69,00	99,20	159,25	95,20
<b>NNH3(mg/L)</b>	N. de ETEs	10	4	5	14	8	3
	Mediana	48,25	6,95	16,50	12,75	2,50	2,50
	Média aritm.	52,52	9,13	16,25	18,10	6,26	5,80
	D. padrão	25,25	8,30	14,33	16,21	8,63	6,24
	Percentil 10%	25,33	2,63	1,70	1,28	0,63	2,02
	Percentil 90%	91,46	17,36	30,60	37,90	16,05	10,90
<b>PT(mg/L)</b>	N. de ETEs	5	3	2	10	8	3
	Mediana	5,81	1,10	1,35	2,30	1,27	1,90
	Média aritm.	6,44	1,81	1,35	2,66	1,78	2,00
	D. padrão	5,10	1,75	0,21	1,85	1,40	0,85
	Percentil 10%	1,70	0,64	1,23	1,17	0,58	1,34
	Percentil 90%	11,82	3,26	1,47	4,52	3,65	2,70
<b>SST(mg/L)</b>	N. de ETEs	16	6	6	15	9	3
	Mediana	41,50	7,38	17,50	13,50	64,00	43,00
	Média aritm.	50,86	8,46	19,17	19,32	60,11	44,00
	D. padrão	30,51	5,89	8,16	15,05	20,93	11,53
	Percentil 10%	19,00	3,25	12,00	8,70	42,40	35,00
	Percentil 90%	91,00	14,75	28,00	30,60	77,40	53,40
<b>E.coli(org/100mL)</b>	N. de ETEs	7	6	4	11	9	3
	Mediana	9,88E+05	7,85E+04	1,87E+05	1,44E+05	1,20E+02	2,28E+03
	Média aritm.	2,44E+06	1,28E+05	2,70E+05	6,08E+05	3,62E+02	2,12E+04
	D. padrão	3,02E+06	1,53E+05	3,24E+05	8,71E+05	5,50E+02	3,47E+04
	Percentil 10%	9,56E+04	3,55E+02	1,51E+04	2,91E+02	1,15E+01	5,68E+02
	Percentil 90%	6,61E+06	3,04E+05	5,92E+05	1,95E+06	8,30E+02	4,95E+04

Alinhado com os resultados reportados para a análise do afluente, o efluente da FS+FA é o mais concentrado para todos os parâmetros analisados, com exceção do SST cujos maiores valores são oriundos de efluentes dos sistemas de lagoas. Nestas configurações, a maior concentração de sólidos no efluente é esperada devido à presença da biomassa que permanece em suspensão e é descartada no lançamento (VON SPERLING, 2015a). A maior concentração dos parâmetros

DBO, DQO, NNH<sub>3</sub>, PT e *E.coli* nas fossas justifica-se não somente pelo afluente mais concentrado desses sistemas, mas também pela simplicidade deste tratamento face aos demais.

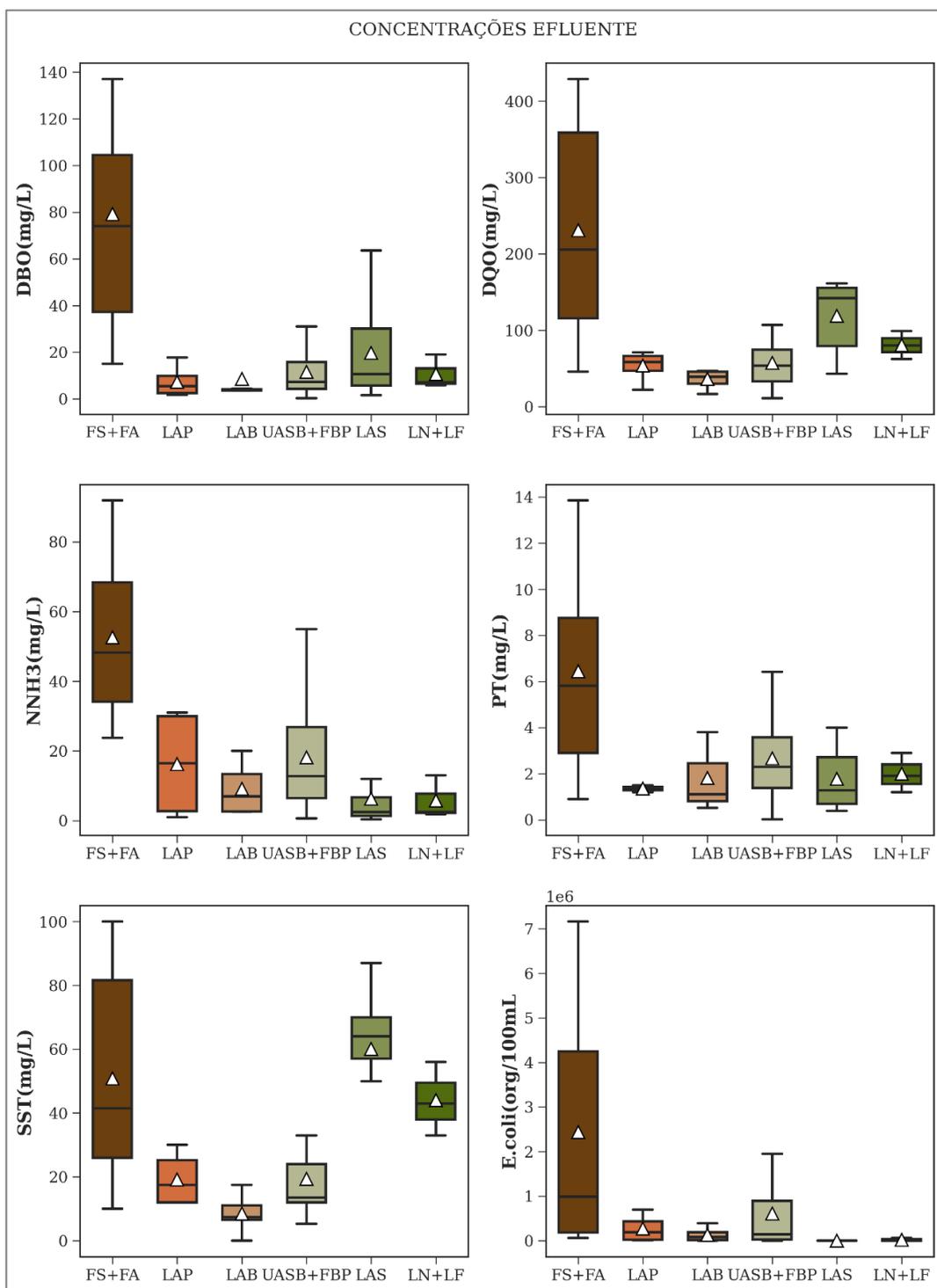


Figura 15 - Concentrações efluentes dos constituintes considerando as tecnologias de tratamento elencadas.

As tipologias de tratamento que apresentaram as menores concentrações efluentes são as de lodos ativados para os parâmetros DBO, DQO, PT e SST. Para NNH<sub>3</sub> e *E.coli*, os sistemas de lagoas estão associados a efluentes menos concentrados, na respectiva ordem LAS e LN+LF.

As medianas dos coeficientes de variação dos parâmetros efluentes analisados são exibidas na **Tabela 18** a seguir. Os valores de coeficiente de variação fornece informações sobre a variabilidade das características do efluente para as distintas tecnologias de tratamento. Neste caso, é possível visualizar que o parâmetro com maior variação, no geral, é a *E.coli* – em acordo com os resultados encontrados anteriormente. Dentre as modalidades, Lodos Ativados em Batelada apresenta a maior dispersão dos dados para os constituintes considerados. Apesar da FS+FA ser a segunda tipologia com a maior variabilidade de concentrações afluentes – atrás somente de LN+LF – o efluente associado a esses sistemas apresentou menor variabilidade quando comparado aos demais (menor CV).

Tabela 18 - Medianas dos coeficientes de variação do efluente para as tecnologias elencadas.

Parâmetro	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO(mg/L)	0,78	1,12	1,14	0,71	0,84	0,70
DQO(mg/L)	0,74	0,69	1,03	0,55	0,47	0,57
NNH3(mg/L)	0,97	1,73	2,21	1,40	2,55	1,71
PT(mg/L)	0,45	0,67	0,84	0,43	0,83	0,74
SST(mg/L)	0,38	1,51	0,61	0,58	0,50	0,32
<i>E.coli</i> (org/100mL)	0,92	0,74	0,80	0,78	0,46	1,11

Os testes estatísticos de Kruskal-Wallis e *pos hoc* de Dunn foram aplicados a fim de identificar possíveis diferenças nas concentrações efluentes entre as modalidades de tratamento. Os resultados dos testes utilizados estão apresentados na **Tabela 19**. Como resultado, para todos os parâmetros analisados, com exceção do PT, é possível afirmar estatisticamente (a nível de significância de 5%) que as tecnologias lançam efluentes finais distintos. Os p-valores associados aos testes de Kruskal-Wallis e de Dunn podem ser consultados no **APÊNDICE A**.

Tabela 19 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis e Dunn para comparações das concentrações efluentes para as tecnologias de tratamento elencadas.

Parâmetro	Tecnologia	N. de ETES	Mediana	Avaliação
<b>DBO</b> (mg/L)	FS+FA	16	74,00	Diferença identificada Diferenças: FS+FA com LAB, LAP, LAS e UASB+FBP
	LAB	6	3,80	
	LAP	6	5,48	
	UASB+FBP	15	7,30	
	LAS	10	10,70	
	LN+LF	3	7,10	
<b>DQO</b> (mg/L)	FS+FA	16	48,25	Diferença identificada Diferenças: FS+FA com LAB, LAP e UASB+FBP; LAB com LAS
	LAB	6	6,95	
	LAP	6	16,50	
	UASB+FBP	15	12,75	
	LAS	10	2,50	
	LN+LF	3	2,50	
<b>NNH3</b> (mg/L)	FS+FA	10	48,25	Diferença identificada Diferenças: FS+FA com LAB e UASB+FBP; LAB com LAS; UASB+FBP com LAS
	LAB	4	6,95	
	LAP	5	16,50	

Parâmetro	Tecnologia	N. de ETEs	Mediana	Avaliação
PT (mg/L)	UASB+FBP	14	12,75	Sem diferenças
	LAS	8	2,50	
	LN+LF	3	2,50	
	FS+FA	5	5,81	
	LAB	3	1,10	
	LAP	2	1,35	
	UASB+FBP	10	2,30	
	LAS	8	1,27	
	LN+LF	3	1,90	
SST (mg/L)	FS+FA	16	41,50	Diferença identificada Diferenças: FS+FA com LAB e UASB+FBP; LAB com LAS; UASB+FBP com LAS
	LAB	6	7,38	
	LAP	6	17,50	
	UASB+FBP	15	13,50	
	LAS	9	64,00	
<i>E.coli</i> (org/100mL)	LN+LF	3	43,00	Diferença identificada Diferenças: FS+FA com LAS; UASB+FBP com LAS
	FS+FA	7	9,88E+05	
	LAB	6	7,85E+04	
	LAP	4	1,87E+05	
	UASB+FBP	11	1,44E+05	
LAS	9	1,20E+02		
LN+LF	3	2,28E+03		

O teste de Dunn de comparação por pares fornece indicativos da diferença entre as medianas das tecnologias para as concentrações efluentes. Os dados da **Tabela 19** destaca a existência de diferenças estatísticas significativas entre os valores de DBO e DQO efluentes associados ao sistema FS+FA e LAB, LAP, LAS e UASB+FBP. Demais pares de modalidades com distinções significativas das concentrações efluentes são: FS+FA com LAB e UASB+FBP para os parâmetros fósforo e SST; LAB com LAS para DQO, PT, NNH3; e UASB+FBP com LAS para PT, SST, *E.coli*. Não há diferenças, entre os parâmetros analisados, nos efluentes oriundos dos pares LAB e LAP (sistemas de lodos) e LN+LF com os demais – apesar de que para o sistema LN+LF, o pequeno número de ETEs compromete uma comparação mais precisa.

#### 5.3.2.2 Comparação com valores da literatura

Os resultados das comparações realizadas entre os intervalos de confiança de 95% dos constituintes efluentes e as faixas típicas de Von Sperling (2014) estão expressos na **Tabela 20** abaixo. Os intervalos de confiança foram calculados pelo método *bootstrap* com 10.000 interações e grupos amostrais de 56 ETEs. O valor referente às “ETEs abaixo da faixa típica” contabiliza o número de ETEs com medianas inferiores ao limite inferior da faixa de comparação.

Tabela 20 - Comparação entre a distribuição de medianas por bootstrap com valores reportados na literatura para o efluente.

Parâmetro	Descrição	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
<b>DBO(mg/L)</b>	Mediana	74,00	5,48	3,80	7,30	10,70	7,10
	IC 95% <sup>1</sup>	53-156	4-14	4-19	5-28	8-47	6-13
	Faixa típica <sup>2</sup>	40-80	10-35	10-35	20-60	40-70	50-80
	ETEs abaixo da faixa típica	31%	67%	83%	87%	90%	100%
<b>DQO(mg/L)</b>	Mediana	205,50	58,40	39,25	53,50	142,00	80,00
	IC 95% <sup>1</sup>	160-410	44-69	31-46	40-113	102-159	71-89
	Faixa típica <sup>2</sup>	100-200	30-100	30-100	70-180	100-180	120-200
	ETEs abaixo da faixa típica	19%	17%	33%	73%	30%	100%
<b>NNH3(mg/L)</b>	Mediana	48,25	16,50	6,95	12,75	2,50	2,50
	IC 95% <sup>1</sup>	37-92	10-30	7-16	10-44	2-19	2-8
	Faixa típica <sup>2</sup>	>15	<5	<5	>15	5-10	>15
	ETEs abaixo da faixa típica	0%	0%	0%	50%	75%	100%
<b>PT(mg/L)</b>	Mediana	5,81	1,35	1,10	2,30	1,27	1,90
	IC 95% <sup>1</sup>	4-11	1-1,35	1-2	2-5	1-4	1-2
	Faixa típica <sup>2</sup>	>4	>4	>4	>4	<4	>4
	ETEs abaixo da faixa típica	40%	100%	100%	80%	88%	100%
<b>SST(mg/L)</b>	Mediana	41,50	17,50	7,38	13,50	64,00	43,00
	IC 95% <sup>1</sup>	34-91	17-28	6-15	13-46	56-81	38-49
	Faixa típica <sup>2</sup>	30-60	20-40	20-40	20-40	50-80	60-90
	ETEs abaixo da faixa típica	38%	50%	100%	67%	11%	100%

<sup>1</sup> Obtido pelo método bootstrap de reamostragem com 10.000 iterações

<sup>2</sup> Com base em (VON SPERLING, 2014),

Quando avaliado do ponto de vista de possíveis valores em comum existentes entre os intervalos de confiança (IC) de 95% obtidos e as faixas típicas aqui consideradas, não é possível admitir diferenças significativas entre estes valores para a maioria dos parâmetros. As exceções são: (i) o efluente menos concentrado para o sistema LN+LF, de forma que os ICs são menores que o intervalo considerado usual; (ii) a maior concentração de nitrogênio no efluente para os sistemas de lodos (LAP e LAP), se comparado ao esperado de inferior a 5 mg/L; (iii) estas mesmas tipologias possuem os IC para as concentrações efluentes de fósforo abaixo do comparativo aqui adotado para valores maiores que 4 mg/L.

Quanto à comparação da mediana das ETEs com outros valores, os resultados para o efluente assemelham-se ao observado para o esgoto bruto: a maioria das ETEs possuem concentrações inferiores aos valores comumente reportados. Entretanto, a porcentagem de ETEs abaixo da faixa típica é relativamente maior para o afluente em comparação ao efluente. Para o parâmetro DBO, por exemplo, esta porcentagem foi de a 76% a 100% para o afluente e entre 31% e 100% no efluente.

A **Figura 16** simboliza se os valores das medianas computadas para cada ETE, referente a cada tecnologia, enquadrando-se em relação à faixa típica de Von Sperling (2014) como valores usuais ou não usuais - superior ou inferior aos limites da faixa.

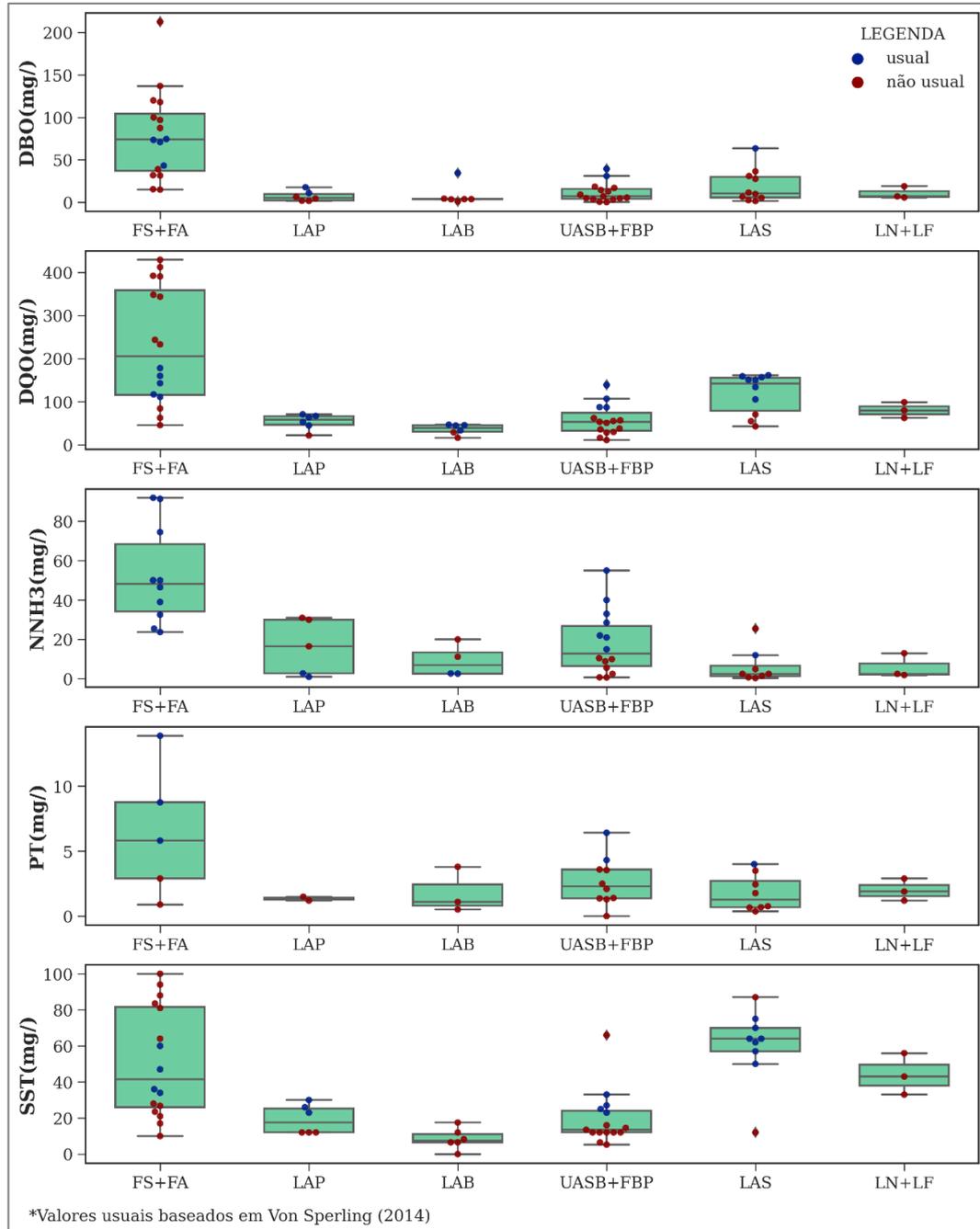


Figura 16 - Comparação das concentrações efluentes obtidas com valores da literatura para as seis tecnologias de tratamento analisadas.

Semelhante aos resultados encontrados anteriormente para as concentrações afluentes, para o efluente, a tecnologia FS+FA apresenta valores mais condizentes com o reportado na literatura – a modalidade possui constituintes afluentes e efluentes mais concentradas. Em contrapartida, o sistema LN+LF possui o efluente mais aquém dos números de comparação da literatura, com

100% das ETEs desta tecnologia com medianas abaixo da faixa típica para todos os parâmetros considerados. Este valor está fortemente relacionado ao esgoto sanitário bruto que chega a essas ETEs já bastante diluída, quando avaliado frente às demais tipologias.

Vale destacar ainda que, especificamente para SST na tecnologia de LAB, enquanto o IC da mediana varia de 6 a 15 mg/L, a faixa típica vai de 20mg/L a 40mg/L, demonstrando o caráter menos concentrado deste parâmetro - enquanto os as concentrações afluentes são as maiores entre as tecnologias analisadas. No geral, contudo, é possível concluir que a maioria das concentrações efluentes estão abaixo do reportado pela literatura, com exceção do sistema FS+FA. Estes resultados alinham-se com as respostas anteriormente encontradas de afluentes bastante diluídos para todas as tecnologias, com exceção da tipologia supracitada.

Oliveira (2006), avaliando as concentrações dos constituintes efluentes de 208 ETEs em Minas Gerais e São Paulo, encontrou medianas maiores para as concentrações dos parâmetros DBO, DQO, SST e PT. As tecnologias analisadas no trabalho da autora e aqui comparadas foram FS+FA, lodos ativados convencional e por aeração prolongada e UASB seguido de pós-tratamento. Apenas os valores efluentes para PT foram similares com os resultados obtidos no trabalho em tela (1,35 mg/L e 1,10 mg/L, respectivamente, para LAP e LAB).

### 5.3.3 Desempenho

Os gráficos da **Figura 17** recuperam, lado a lado, os resultados anteriormente obtidos para afluente e efluente, considerados para a análise de desempenho. Nota-se através dos *boxplot* a característica mais concentrada dos parâmetros afluentes e efluentes para o sistema FS+FA; concentrações estas mais diluídas para a tipologia LN+LF; e resultados relativamente semelhantes entre as modalidades de lodos ativados (LAB e LAP).

A forma de avaliação de desempenho das Estações de Tratamento de Esgotos e as tecnologias elencadas neste trabalho se deu através do cálculo da eficiência de remoção dos poluentes, conforme a **Equação 1**. Os valores foram obtidos utilizando as concentrações afluentes e efluentes relativas a um mesmo dia como entradas na equação.

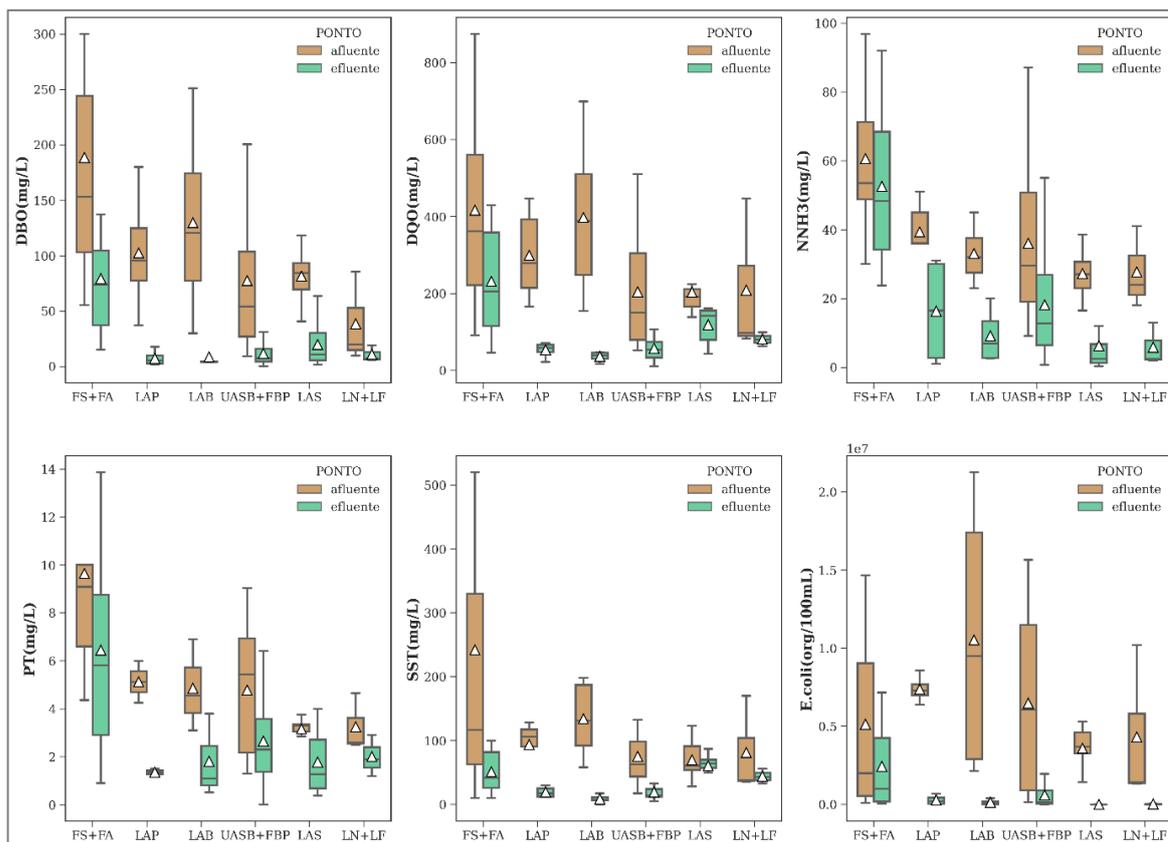


Figura 17 - Concentrações afluentes e efluentes dos constituintes para as tecnologias de tratamento elencadas.

### 5.3.3.1 Análise da eficiência de remoção

A **Tabela 21** apresenta o número de ETES consideradas na avaliação da eficiência de remoção das ETES, por parâmetro e tecnologia. Tais valores são equivalentes à disponibilidade de dados da avaliação do efluente, a única exceção fica por conta da alteração de 8 ETES avaliadas no efluente para o sistema de LAS para 7 ETES na presente fase do estudo. Uma das ETES que emprega esta tecnologia não apresentou dados de afluente suficientes para o cálculo da eficiência de remoção.

Tabela 21 - Número de ETES consideradas na análise da eficiência de remoção dos constituintes por tecnologia.

Parâmetro	FS+FA	LAP	LAB	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO	16	6	6	15	10	3
DQO	16	6	6	15	10	3
NNH3	10	4	5	14	7	3
PT	5	3	2	10	7	3
SST	16	6	6	15	9	3
<i>E.coli</i>	7	6	4	11	9	3

A **Tabela 22** contém as estatísticas descritivas das eficiências de remoção calculadas, conforme o valor da mediana obtida por empreendimento. As medianas por ETE das eficiências de remoção dos parâmetros podem ser consultadas no **APÊNDICE B**.

Tabela 22 - Estatísticas descritivas referentes às eficiências de remoção dos constituintes, considerando as tecnologias de tratamento elencadas.

<b>Parâmetro</b>	<b>Estatística</b>	<b>FS+FA</b>	<b>LAB</b>	<b>LAP</b>	<b>UASB+FBP</b>	<b>LAS</b>	<b>LN+LF</b>
<b>DBO (%)</b>	N. de ETEs	16	6	6	15	10	3
	Mediana	57,76	95,37	95,59	81,04	79,91	75,80
	Média	49,73	93,30	94,55	80,17	77,88	61,29
	D. padrão	35,68	5,04	3,68	10,69	13,28	29,77
	Percentil 10%	23,79	87,02	90,79	67,62	62,58	36,80
	Percentil 90%	78,21	97,52	97,27	96,12	93,79	79,98
<b>DQO (%)</b>	N. de ETEs	16	6	6	15	10	3
	Mediana	49,24	92,18	83,06	70,40	27,32	29,88
	Média	47,74	87,07	81,01	66,16	35,51	33,11
	D. padrão	29,46	11,02	7,15	16,09	22,12	39,99
	Percentil 10%	24,11	74,29	72,48	43,41	14,14	1,83
	Percentil 90%	78,75	94,76	87,49	81,40	69,42	65,67
<b>NNH3 (%)</b>	N. de ETEs	10	4	5	14	7	3
	Mediana	12,87	75,15	30,77	42,55	93,75	88,39
	Média	14,02	65,15	50,89	49,95	78,52	81,69
	D. padrão	22,97	35,68	39,93	33,35	26,95	13,03
	Percentil 10%	-10,84	29,70	17,06	13,42	47,10	71,01
	Percentil 90%	41,12	92,59	94,64	93,66	97,65	89,68
<b>PT (%)</b>	N. de ETEs	5	3	2	10	7	3
	Mediana	30,91	77,80	72,65	32,02	46,40	35,03
	Média	40,77	66,15	72,65	35,80	37,18	37,78
	D. padrão	30,84	22,35	9,81	32,23	37,00	12,46
	Percentil 10%	21,86	47,87	67,10	11,27	-4,82	28,55
	Percentil 90%	70,48	79,78	78,20	75,78	73,89	48,12
<b>SST (%)</b>	N. de ETEs	16	6	6	15	9	3
	Mediana	64,53	95,76	81,56	72,69	7,41	20,59
	Média	54,27	94,07	74,02	68,08	11,15	18,01
	D. padrão	34,10	6,33	21,06	22,61	30,28	44,05
	Percentil 10%	0,00	87,00	55,73	49,14	-14,30	-17,70
	Percentil 90%	92,85	99,44	84,77	90,65	46,79	52,68
<b>E.coli (un. log)</b>	N. de ETEs	7	6	4	11	9	3
	Mediana	0,31	2,34	1,85	1,07	3,98	2,85
	Média	0,36	2,34	1,93	1,61	4,33	3,05
	D. padrão	0,26	0,80	0,88	1,26	0,75	0,79
	Percentil 10%	0,09	1,57	1,16	0,67	3,72	2,48
	Percentil 90%	0,64	3,12	2,78	4,06	5,36	3,70

Em geral, as maiores eficiências de remoção estão associadas ao parâmetro DBO, variando de cerca de 50% a 95%. O resultado é condizente, haja em vista que na etapa de tratamento secundário, processos biológicos são empregados para remoção da matéria orgânica biodegradável dissolvida. A remoção da DQO se apresenta em seguida, com valores de

eficiência de remoção variando de 33% a 87%. Os gráficos *boxplot* da **Figura 18** destacam os primeiro e o terceiro quartis, a mediana e a média (representada pelo triângulo central) destes resultados.

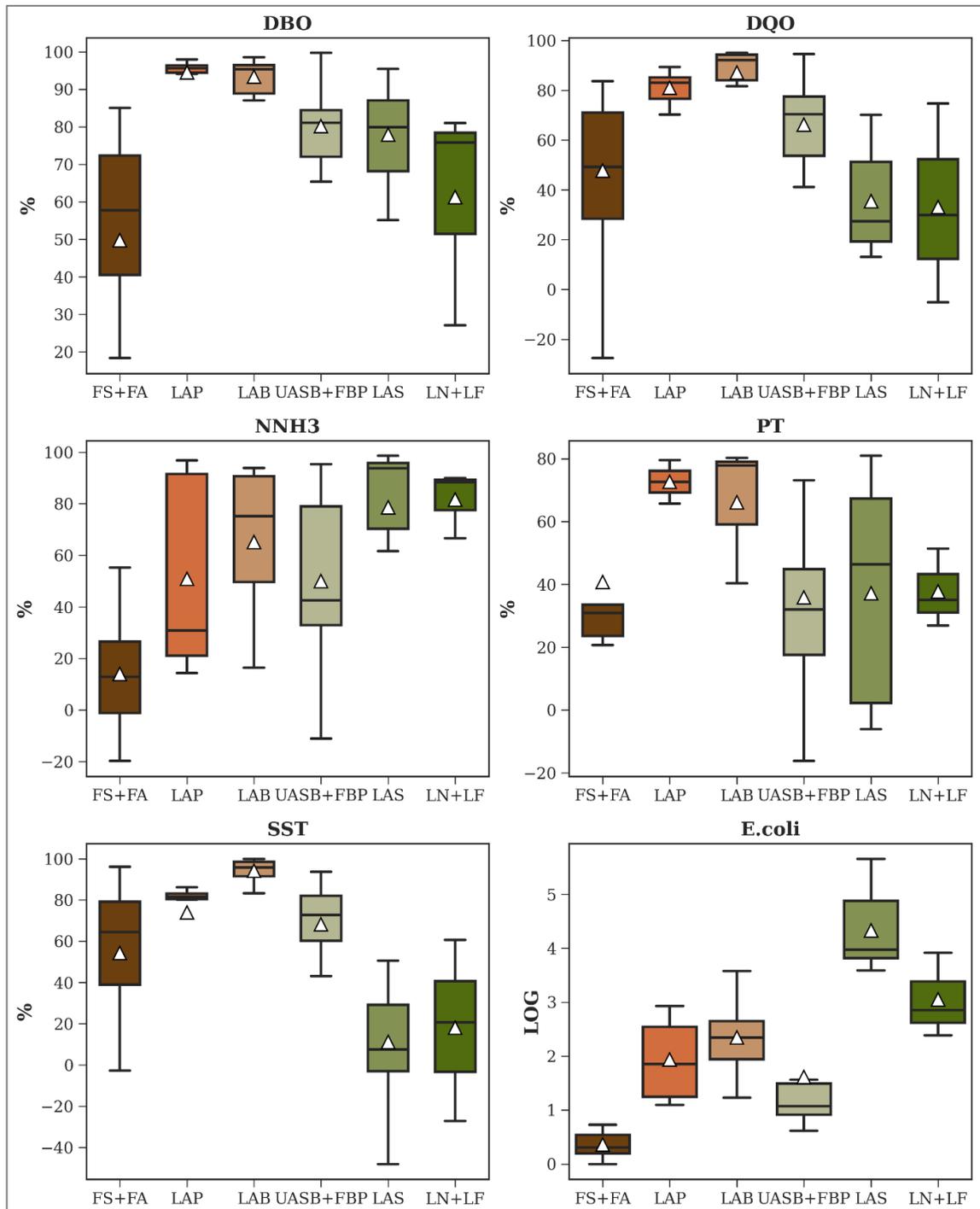


Figura 18 - Eficiência de remoção dos constituintes considerando as tecnologias de tratamento elencadas.

Entre as tecnologias analisadas, os sistemas com desempenho inferior relativo a cada constituinte são, respectivamente: (i) FS+FA para DBO, NH3 e *E.coli*; (ii) LN+LF e LAS para DQO e SST; e (iii) UASB+FBP para PT. Para a fossa séptica, o menor desempenho nos

parâmetros supracitados é esperado, pois há menor redução de patógenos, sólidos e compostos orgânicos nesta modalidade. Para os sistemas de lagoas, a menor remoção de sólidos suspensos totais relaciona-se com a presença de algas no efluente, responsáveis pelo fornecimento de oxigênio pela atividade de fotossíntese.

Por outro lado, para os parâmetros DBO, DQO, PT e SST, os sistemas de lodos ativados (LAP e LAB) possuem as melhores eficiências de remoção. Enquanto para NNH3 e *E.coli* os melhores desempenhos ficam por conta das tipologias de lagoas (LN+LF e LAS).

A **Tabela 23** apresenta os valores das medianas da estatística adotada para avaliação da variação dos dados, o coeficiente de variação. Como é possível observar, os dados de eficiência de remoção por ETE são heterogêneos, com a grande maioria dos valores do CV acima de 0,3 – considerado muito alto. Os valores negativos estão associados às medianas negativas de eficiência de remoção de algumas ETEs. O parâmetro com maior variação é o SST, devido aos altos resultados associados aos sistemas de lagoas. A menor variação está para a *E.coli*, em partes devido a ordem de grandeza de avaliação do parâmetro em unidades logarítmicas.

Tabela 23 - Medianas do coeficientes de variação da eficiência de remoção para as tecnologias elencadas.

Parâmetro	FS+FA	LAB	LAP	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO (%)	0,73	0,46	0,81	0,53	-0,56	1,95
DQO (%)	3,06	0,76	0,89	1,73	1,22	0,24
NNH3 (%)	-1,25	0,92	-1,55	1,08	2,39	0,29
PT (%)	0,64	0,35	2,10	0,14	-2,18	1,14
SST (%)	1,07	0,26	1,88	1,71	2,66	3,16
<i>E.coli</i> (un. log)	1,23	0,57	0,62	0,59	0,30	0,34

Os resultados e informações fornecidas pela aplicação dos testes estatísticos de Kruskal-Wallis e *pos hoc* de Dunn constam na **Tabela 24**. Os testes foram empregados com o objetivo de identificar diferenças nas eficiências de remoção dos parâmetros conforme a tecnologia de tratamento secundária utilizada. Para efeitos de praticidade, na avaliação presente foram destacadas as tecnologias que não apresentaram diferenças de desempenho (i.e. a existência de medianas estatisticamente iguais) na comparação entre pares. Os p-valores associados aos testes de Kruskal-Wallis e de Dunn podem ser consultados nas tabelas do **APÊNDICE A**.

Tabela 24 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis e Dunn para comparações das eficiências de remoção para as tecnologias de tratamento elencadas.

Parâmetro	Tecnologia	N. de ETEs	Mediana	Avaliação
DBO (%)	FS+FA	16	57,76	Diferença identificada <u>SEM</u> diferença: FS+FA com LN+LF
	LAB	6	95,37	
	LAP	6	95,59	
	UASB+FBP	15	81,04	
	LAS	10	79,91	

Parâmetro	Tecnologia	N. de ETes	Mediana	Avaliação
<b>DQO (%)</b>	LN+LF	3	75,80	Diferença identificada <u>SEM</u> diferença: FS+FA com LN+LF
	FS+FA	16	49,24	
	LAB	6	92,18	
	LAP	6	83,06	
	UASB+FBP	15	70,4	
	LAS	10	27,32	
	LN+LF	3	29,88	
<b>NNH3 (%)</b>	FS+FA	10	12,87	Diferença identificada <u>SEM</u> diferença: LAS com LAB; LN+LF com LAB; LAP com UASB+FBP
	LAB	4	75,15	
	LAP	5	30,77	
	UASB+FBP	14	42,55	
	LAS	7	93,75	
	LN+LF	3	88,39	
<b>PT (%)</b>	FS+FA	5	30,91	Diferença identificada <u>SEM</u> diferença: FS+FA com LAS, LN+LF, UASB+FBP; LAB com LAP; LAS com LN+LF e UASB+FBP; LN+LF com UASB+FBP
	LAB	3	77,80	
	LAP	2	72,65	
	UASB+FBP	10	32,02	
	LAS	7	46,40	
	LN+LF	3	35,03	
<b>SST (%)</b>	FS+FA	16	64,53	Diferença identificada <u>SEM</u> diferença: FS+FA com UASB+FBP
	LAB	6	95,76	
	LAP	6	81,56	
	UASB+FBP	15	72,69	
	LAS	9	7,41	
<b>E.coli (un. log)</b>	LN+LF	3	20,59	Diferença identificada <u>SEM</u> diferença: LN+LF com LAB; UASB+FBP com LAP
	FS+FA	7	0,31	
	LAB	6	2,34	
	LAP	4	1,85	
	UASB+FBP	11	1,07	
	LAS	9	3,98	
	LN+LF	3	2,85	

Para todos os parâmetros foram constatadas diferenças estatísticas significativas entre o desempenho das tecnologias de tratamento na remoção dos poluentes. Na avaliação por pares, para os parâmetros DBO e DQO o conjunto FS+FA não apresentou diferença de desempenho significativamente diferente do sistema LN+LF. O resultado para LN+LF porém está intrinsecamente relacionado com as baixas concentrações afluentes que chegam às ETes que operam com essa tecnologia. Ademais, o baixo número de ETes com emprego desta tecnologia prejudica a comparação com os demais grupos.

Para os nutrientes, PT e NNH3, houve um menor número de pares com distinção. Neste mesmo caso, além da similaridade estatística entre FS+FA e LN+LF, também não houve distinção significativa entre as medianas das eficiências de remoção do sistema de fossa com LAS e

UASB+FBP. Para a remoção de PT, as tipologias de lodos ativados, LAP e LAB, não são distintas. O mesmo ocorre especificamente para PT nas modalidades de lagoas, LAS e LN+LF.

### 5.3.3.2 Comparação com valores da literatura

Os intervalos de confiança de 95% da mediana de eficiência de remoção dos parâmetros foram comparados com as faixas típicas destes valores por Von Sperling (2014) entre as tecnologias analisadas. Além disso, foram calculados os percentuais de ETes com medianas abaixo do limite inferior da faixa de comparação. A **Tabela 25** exhibe os resultados obtidos.

Tabela 25 - Comparação entre a distribuição de medianas por bootstrap com valores reportados na literatura para a eficiência de remoção dos parâmetros.

Parâmetro	Descrição	FS+FA	LAB	LAP	UASB+FBP	LAS	LN+LF
DBO (%)	Mediana	57,76	95,37	95,59	81,04	79,91	75,8
	IC 95% <sup>1</sup>	39-72	87-97	91-97	72-83	65-88	27-76
	Faixa típica <sup>2</sup>	80-85	90-97	90-97	80-93	80-85	75-85
	ETEs abaixo da faixa típica	88%	33%	17%	50%	33%	47%
DQO (%)	Mediana	49,24	92,18	83,06	70,40	27,32	29,88
	IC 95% <sup>1</sup>	28-70	74-94	70-86	50-76	16-51	(-5)-75
	Faixa típica <sup>2</sup>	70-80	83-93	83-93	73-88	70-83	65-80
	ETEs abaixo da faixa típica	69%	33%	50%	90%	67%	60%
NNH3 (%)	Mediana	12,87	75,15	30,77	42,55	93,75	88,39
	IC 95% <sup>1</sup>	(-6)-28	16-92	14-91	27-78	25-95	67-88
	Faixa típica <sup>2</sup>	<45	>80	>80	<50	50-65	<50
	ETEs abaixo da faixa típica	0%	50%	60%	14%	0%	0%
PT (%)	Mediana	30,91	77,80	72,65	32,02	46,40	35,03
	IC 95% <sup>1</sup>	21-33	40-78	66-73	15-47	(-6)-65	27-51
	Faixa típica <sup>2</sup>	<35	<35	<35	<35	>50	<35
	ETEs abaixo da faixa típica	0%	0%	0%	57%	0%	0%
SST (%)	Mediana	64,53	95,76	81,56	72,69	7,41	20,59
	IC 95% <sup>1</sup>	31-78	87-99	31-83	58-82	(-6)-29	(-27)-21
	Faixa típica <sup>2</sup>	80-90	87-93	87-93	87-93	73-83	70-80
	ETEs abaixo da faixa típica	75%	17%	100%	100%	100%	80%

<sup>1</sup> Obtido pelo método bootstrap de reamostragem com 10.000 interações

<sup>2</sup> Com base em (VON SPERLING, 2014).

Quando comparada com os valores de referência, a tecnologia de FS+FA apresentou desempenho inferior para os parâmetros DBO, DQO e SST. Para esta tecnologia, a porcentagem de ETes com eficiência de remoção abaixo da faixa típica entre estes constituintes foi de respectivamente 88%, 69% e 75%. Além disso, para estes mesmos parâmetros, os intervalos de confiança das eficiências de remoção obtidos não possuem dados em comuns com as faixas típicas de comparação, estando abaixo destas.

A **Figura 19** exhibe a comparação entre os valores de eficiência obtidos nesse estudo com aqueles descritos por Von Sperling (2014) para as tecnologias e constituintes elencados para análise.

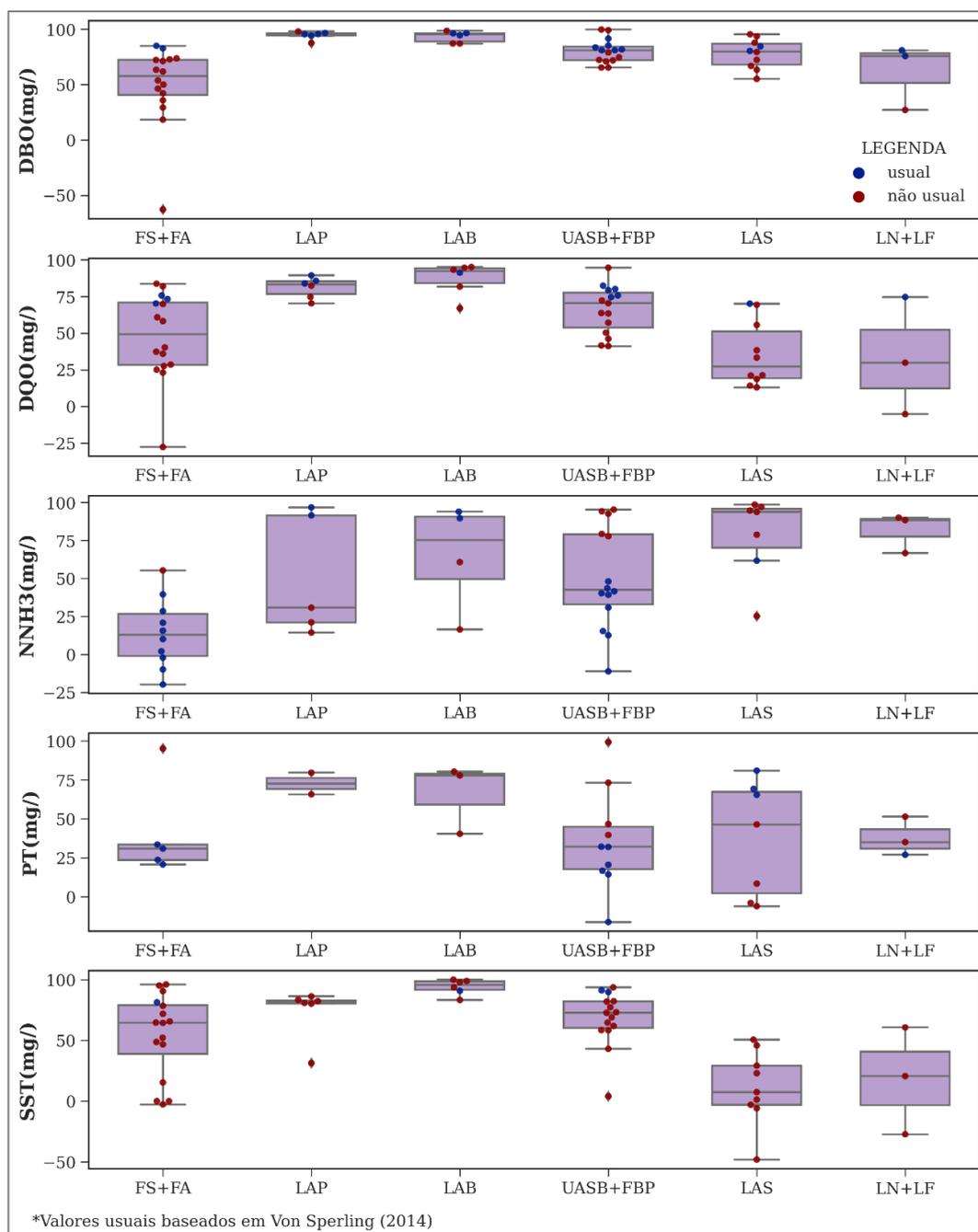


Figura 19 - Comparação das eficiências de remoção obtidas com valores da literatura para as seis tecnologias de tratamento analisadas.

Para os Sólidos Suspensos Totais, especificamente, com exceção do sistema de lodos ativados em bateladas (LAB), as demais modalidades apresentaram desempenho inferior à faixa de comparação – IC de 95% abaixo dos valores típicos. Para os sistemas de lagoas essa diferença foi especialmente maior com valores de até 29% de remoção de SST para LAS e 21% para LN+LF. Vale ressaltar, no entanto, que a comparação com as LN+LF deve ser avaliada sob cautela, uma vez, que o número de ETEs analisadas para este sistema foi baixo e com empreendimentos de características distintas. A remoção de DQO para o sistema LAS foi

inferior aos valores de comparação – IC de 95% entre 16 a 51% contra uma eficiência esperada para este parâmetro e modalidade de tratamento entre 70 e 83%.

Para o parâmetro Fósforo Total, os sistemas de lodos ativados (LAB e LAP) exibiram desempenhos superiores frente à faixa típica. Para as duas tipologias, a eficiência de remoção relatada para o constituinte é inferior a 35%. No entanto, para lodos ativados em batelada o IC de 95% para a mediana foi de 40 a 78% de remoção enquanto para os lodos ativados por aeração prolongada variou de 66% a 73%.

A grande diferença entre os valores superiores e inferiores dos intervalos de confiança dos sistemas de lagoas para todos os constituintes, em especial os nutrientes, demonstra a grande variabilidade da ETEs analisadas dentro destas tecnologias. Resultado semelhante foi encontrado tanto para a análise do efluente, quanto do afluente. Essa variação é observada pela atribuição dos valores mais altos de coeficiente de variação entre as tecnologias analisadas para LN+LF e LAS. Apesar da heterogeneidade dos dados do sistema, a modalidade de LN+LF apresentou um intervalo de confiança superior à literatura para o nitrogênio amoniacal.

À parte dos casos excepcionais discutidos acima, as tecnologias analisadas, em geral, apresentam uma eficiência de remoção dos constituintes considerados semelhante ao da literatura de referência. Este resultado possui como embasamento a sobreposição dos intervalos de confiança de 95% calculados e as faixas típicas de comparação.

Quando comparadas as medianas de eficiência de remoção com as medianas obtidas por Oliveira (2006) os seguintes pontos são observados:

- i. Para FS+FA, os parâmetros DBO, DQO e SST obtiveram desempenho inferior neste trabalho; para fósforo, no entanto, a eficiência de remoção foi superior – 30,91% face aos 26% da autora.
- ii. As variantes de lodos ativados LAP e LAB apresentaram eficiências de remoção superiores aos valores agregados de lodos ativados convencional e aeração prolongada para DBO, DQO, SST e PT.
- iii. Os resultados de desempenho obtidos neste trabalho para a modalidade de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa foram inferiores às medianas reportadas pela autora para DBO, DQO, SST e PT.
- iv. Para UASB+FBP, as eficiências de remoção para estes mesmos constituintes foram superiores ao sistema UASB, porém, inferiores aos resultados associados a UASB seguido de pós-tratamento avaliados por Oliveira (2006), com exceção do PT cujo

resultado aqui encontrado foi de 36% contra 30% da autora. O pós-tratamento supracitado inclui a presença de filtro aerado, filtro anaeróbio, filtro biológico percolador, flotação, lagoas facultativas e lagoas de polimento.

Frente aos resultados do estudo comparativo entre as eficiências de remoção obtidas no trabalho em tela e aquelas reportadas na literatura, algumas hipóteses podem ser levantadas em relação às diferenças encontradas. A eficiência do sistema FS+FA está diretamente relacionada ao acúmulo de lodo e de espuma nas câmaras do sistema (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Deste modo, o baixo desempenho obtido entre as ETEs inventariadas para os parâmetros DBO, DQO e SST nesta modalidade pode estar associado à falta de manutenção dessas estruturas como a ausência de limpeza periódica ou higienização inadequada e manejo incorreto do lodo acumulado. O acúmulo de lodo diminui o espaço disponível para o processo de sedimentação, prejudicando a operação do sistema que passa a gerar um efluente mais concentrado de sólidos.

A eficiência de remoção mais elevada em relação à literatura para o fósforo nos sistemas de lodos ativados em batelada e por aeração prolongada pode estar associada à relação entre o carbono e os nutrientes. Os processos de remoção de fósforo e de desnitrificação competem por carbono com os microrganismos responsáveis pela oxidação da matéria orgânica (Siebritz et al., 1983). Assim, conforme os resultados encontrados por Bueno et al. (2019) para um reator em bateladas, quanto maior a relação carbono/fósforo, maior a eficiência de remoção de fósforo. Nesse sentido, à parte das limitações de cada processo tecnológico, entre as modalidades analisadas, LAB e LAP possuem as maiores relações carbono/fósforo no esgoto sanitário bruto – o que pode estar relacionado ao maior desempenho deste sistema entre os demais para PT.

Para os Sólidos Suspensos Totais, a predominância de uma baixa eficiência de remoção nas tecnologias avaliadas é um resultado que chama a atenção, sugerindo a potencial existência de um fator sistêmico associado à sua causa. Assim, entende-se como necessário o aprofundamento dessa relação. É notável, no entanto, as baixas concentrações obtidas para este parâmetro no afluente sanitário bruto, considerando a análise geral e por tecnologia.

Por fim, vale destacar que os valores mais baixos de eficiência encontrados para alguns parâmetros e sistemas analisados não necessariamente implica em descumprimento da regulamentação nacional ou estadual. Tais padrões de exigência, em geral, levam em consideração as características do efluente a ser lançado em um corpo hídrico ou disposto no solo.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho caracterizou o desempenho e as concentrações afluentes e efluentes de 82 Estações de Tratamento de Esgotos no estado do Rio Grande do Sul utilizando dados de automonitoramento referentes ao período de janeiro de 2016 a dezembro de 2021. Além disso, avaliou o desempenho de 56 ETEs conforme seis tecnologias de tratamento secundário principais. Os achados mais relevantes do estudo realizado são sumarizados nos tópicos que se seguem.

### 6.1 Levantamento e preparação dos dados

- Foram levantados e analisados cerca de 46.500 resultados analíticos relativos a concentrações afluentes e efluentes de seis constituintes distintos, compreendendo 82 ETEs inventariada e 24 tecnologias de tratamento.
- Os parâmetros com menor frequência de monitoramento e conseqüente menor disponibilidade de dados são o PT e o NNH<sub>3</sub>; enquanto DBO e DQO são os mais monitorados e com maior quantidade de dados.
- Para as ETEs no Rio Grande do Sul, a Fossa Séptica + Filtro Anaeróbio/Biológico (FS+FA), o Reator UASB + Filtro Biológico Percolador (UASB+FBP) e o sistema de lagoas em série (Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoas de Maturação) são as tecnologias de tratamento mais empregadas, com valores entre os sistemas inventariados equivalentes a 20%, 18% e 12%, respectivamente.
- As ETEs do Rio Grande do Sul caracterizam-se por operarem a vazões inferiores às vazões de projeto indicando que os sistemas não atingiram ainda o número de ligações ou a extensão da rede de coleta de esgoto almejados.

### 6.2 Análise geral

- As distribuições dos constituintes afluentes e efluentes para os parâmetros analisados assemelham-se a distribuições assimétricas à direita, afastando-se da normalidade.
- Os valores de medianas das concentrações afluentes e efluentes para os parâmetros DBO, DQO e SST encontram-se abaixo dos resultados comumente reportados na literatura e, em geral, adotados no Brasil. Com base nestes valores, o esgoto do estado pode ser considerado fraco.
- As concentrações afluentes e efluentes de NNH<sub>3</sub>, PT e *E.coli* aproximam-se dos valores usados como referência, apresentando características de um esgoto bruto de médio a forte.

### 6.3 Análise por tecnologia de tratamento

- Os testes estatísticos não-paramétricos aplicados reforçam que tanto as concentrações afluentes e efluentes quanto a eficiência de remoção dos constituintes apresentam diferenças conforme a modalidade de tratamento secundário adotada.
- As concentrações afluentes e efluentes e a eficiência de remoção dos constituintes DBO, DQO e SST encontrados no Rio Grande do Sul são substancialmente inferiores aos valores reportados na literatura de referência e obtidos em outros trabalhos. Para NNH<sub>3</sub> e PT, no entanto, estas avaliações divergem, com os resultados obtidos sendo semelhante ao de outras fontes.
- Entre as seis tecnologias de tratamento avaliadas, o sistema FS+FA apresenta concentrações afluentes e efluentes mais elevadas. Deste modo, as características do esgoto sanitário bruto e tratado desta modalidade de tratamento são as que mais se aproximam dos valores descritos na literatura, principalmente para DBO, DQO e SST.
- Entre as tecnologias analisadas, os sistemas com os piores desempenhos associados a cada constituinte foram, respectivamente: FS+FA para DBO, NNH<sub>3</sub> e *E.coli*; LN+LF e LAS para DQO e SST; e UASB+FBP para PT.
- Para os parâmetros DBO, DQO, PT e SST, os sistemas variantes de lodos ativados (LAP e LAB) apresentaram as maiores eficiências de remoção; para NNH<sub>3</sub> e *E.coli* os maiores desempenhos foram associados às tipologias de lagoas (LN+LF e LAS).
- Em geral, a maioria dos parâmetros para as seis tecnologias analisadas obtiveram resultados de eficiência de remoção dentro das faixas reportadas como usuais pela literatura. A tecnologia de FS+FA, contudo, apresentou desempenho substancialmente inferior para os parâmetros DBO, DQO e SST. Os sistemas LAB e LAP, por outro lado, obtiveram faixas de eficiência de remoção superiores ao da literatura de referência para o parâmetro fósforo.

Os resultados encontrados reforçam a necessidade de se considerar características locais em detrimento de valores reportados na literatura, especialmente a projetistas e responsáveis pela manutenção e fiscalização das Estações de Tratamento de Esgoto. A afirmação parte das conclusões encontradas neste trabalho da existência de diferenças substanciais entre as concentrações afluentes e efluentes do estado face a outras localidades.

Para futuros trabalhos, recomenda-se: (i) a análise do desempenho das tecnologias encontradas no trabalho de menor ocorrência no estado; (ii) a investigação da relação entre as concentrações diluídas apresentadas no estado e a eficiência de remoção dos constituintes, como por exemplo, as baixas concentrações afluentes de Sólidos Suspensos Totais em comparação com a literatura

junto aos baixos valores de eficiência de remoção desse constituinte entre as tecnologias analisadas; (iii) o levantamento e avaliação dos principais fatores que condicionam as características do esgoto bruto no estado para melhor entendimento da sua distinção em relação às demais localidades do Brasil; e (iv) investigações mais aprofundadas a respeito dos fatores associados às diferenças entre as eficiências de remoção encontradas para alguns parâmetros e certas tecnologias de tratamento analisadas - como os resultados superiores de remoção de fósforo total para os sistemas de lodos ativados em comparação à faixa típica da literatura ou a baixa eficiência das fossas sépticas no estado para remoção dos parâmetros DBO, DQO e SST encontrados neste trabalho.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. **ATUALIZAÇÃO DA BASE DE DADOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NO BRASIL**. Brasília, DF: MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2020. 44 p. Disponível em: [https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/encarteatlasesgotos\\_etes.pdf/view](https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/encarteatlasesgotos_etes.pdf/view). Acesso em: 19 fev. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9.648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, p. 7, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9.649 - Projeto de Redes Coletoras de Esgoto Sanitário**. Rio de Janeiro, p. 14, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9.897 – Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, p. 14, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9.898 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, p. 22, 1987.

BAIRD, Rodger B.; EATON, Andrew D.; RICE, Eugene W. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd. ed. American Water Works Association, 2017. ISBN 1-62576-240-2.

BAO, Dong Jie; LIU, Zhan Meng; LI, Jing. **Research on UNITANK Technology and its Application in Municipal Wastewater Treatment Plant**. Applied Mechanics and Materials, v. 361–363, p. 640–643, 2013. DOI 10.4028/www.scientific.net/AMM.361-363.640.

BARROS, Izabela. **PROPOSTA DE UM SISTEMA DE INDICADORES DE DESEMPENHO PARA AVALIAÇÃO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DO DISTRITO FEDERAL**. Dissertação – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUOS-96MGWY>. Acesso em: 12 maio 2022.

BENETTI, Antônio D.; GEHLING, Gino R.; DEUS, Ana B. S.; EKMAN, Maria do Carmo S. **PROBLEMAS ASSOCIADOS AS INTERCONEXÕES ENTRE AS REDES DE ÁGUAS PLUVIAIS E DE ESGOTOS SANITÁRIOS**. 1º Simpósio de Recursos Hídricos do Sul, 2004.

BERTHOUEX, P.M., HUNTER, W.G. **Simple statistics for interpreting environmental data**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 53, n. 2, p. 167-175, 1981.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 237/1997**. 19 dez. 1997.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357/2005**. 17 mar. 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 377/2006**. 09 out. 2006.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 430/2011**. 16 maio 2011.

BUENO, R.; CAMPO, F.; RIVERA, M; LENIS, C; PIVELI, R. **Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico**. Revista brasileira de engenharia ambiental e sanitária, 2019. DOI: 10.1590/S1413-41522019125711.

CHAVES, Vanessa; SCHNEIDER, Erwin; LIMA, Arthur; MENDONÇA, Luciana. **Desempenho das estações de tratamento do esgoto de Aracaju**. Revista DAE, v. 66, n. 209, p. 51–58, 2018. ISSN 0101-6040. DOI 10.4322/dae.2017.014.

CHERNICHARO, C. A. L.; GONÇALVES, R. F. Trickling filters. *Em*: SPERLING, M. VON. **Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors**. 2015. 6 v. v. (Biological Wastewater Treatment Series). v. 3. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780402109>. Acesso em: 31 maio 2022.

CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, Adrianus VAN; CAVALCANTI, P. F. F. Controle Operacional de Reatores Anaeróbios. *Em*: **Tratamento de esgotos sanitários por processo aeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. (Projeto PROSAB).

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. IWA Publishing, 2007. 6 v. v. (Biological Wastewater Treatment Series). v. 4. ISBN 978-1-78040-211-6. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780402116>. Acesso em: 1 jun. 2022.

DUNN, O.J.. **Multiple comparisons using rank sums: Technometrics**, v. 6, no. 3, p. 241–252, 1964. <https://doi.org/10.1080/00401706.1964.10490181>.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R.J.. **An introduction to the bootstrap**. Boca Raton, Fla., Chapman & Hall/ CRC Press, 456 p. 1994.

FILHO, Pedro. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. Dissertação – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/16020>. Acesso em: 8 jun. 2022.

HAMED, Maged; KHALAFALLAH, Mona; HASSANIEN, Ezzat. **Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks**. Environmental Modelling & Software, v. 19, n. 10, p. 919–928, out. 2004. ISSN 13648152. DOI 10.1016/j.envsoft.2003.10.005.

HELSEL, D.R.; HIRSCH, R.M.; RYBERG, K.R.; ARCHFIELD, S.A.; GILROY, E.J.. **Statistical methods in water resources: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, 2020**. <https://doi.org/10.3133/tm4a3>.

HONG, Yoon-Seok Timothy; ROSEN, Michael R.; BHAMIDIMARRI, Rao. **Analysis of a municipal wastewater treatment plant using a neural network-based pattern analysis**. Water Research, v. 37, n. 7, p. 1608–1618, abr. 2003. ISSN 00431354. DOI 10.1016/S0043-1354(02)00494-3.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª edição ed. ABES, 2014. ISBN 85-7022-179-7. 2014.

JOUANNEAU, S. et al. **Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review.** *Water Research*, v. 49, p. 62–82, 2014. ISSN 00431354. DOI 10.1016/j.watres.2013.10.066.

KATO, Mario T.; FLORENCIO, Lourdinha. **PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOA DE POLIMENTO.** *Em: CHERNICHARO, C. A. L. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.* 2001. (Coletânea de Trabalhos Técnicos). v. 2.

LEONEL, Letícia Franco. **Desempenho de estações de tratamento de esgoto: uma análise de sistemas de lagoas de estabilização de pequeno e médio porte integrada à avaliação da qualidade dos corpos hídricos na UGRHI 12 - Baixo Pardo/Grande.** 2017. Mestrado em Hidráulica e Saneamento – Universidade de São Paulo, São Carlos, 4 abr. 2017. DOI 10.11606/D.18.2017.tde-22032017-110533. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-22032017-110533/>. Acesso em: 6 abr. 2022.

MENDOZA-ESPINOSA, Leopoldo; STEPHENSON, Tom. **A Review of Biological Aerated Filters (BAFs) for Wastewater Treatment.** *Environmental Engineering Science*, v. 16, n. 3, p. 201–216, 1999. ISSN 1092-8758, 1557-9018. DOI 10.1089/ees.1999.16.201.

METCALF & EDDY; TCHOBANOGLOUS, George et al. (ed.). **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery.** Fifth edition ed. New York, NY: McGraw-Hill Education, 2014. ISBN 978-0-07-340118-8.

MONTEIRO, Carlo. **ANÁLISE DA EFICIÊNCIA E CONFIABILIDADE EM 56 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS LOCALIZADAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA.** Dissertação – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/16482>. Acesso em: 8 abr. 2022.

NARAYANAN, C. M.; NARAYAN, Vikas. **Biological wastewater treatment and bioreactor design: a review.** *Sustainable Environment Research*, v. 29, n. 1, 2019. ISSN 2468-2039. DOI 10.1186/s42834-019-0036-1.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production.** Washington, D.C.: National Academies Press, 1996. ISBN 978-0-309-05479-9. Disponível em: <https://doi.org/10.17226/5175>. Acesso em: 4 maio 2022.

NOZAIC, D. J.; FREESE, S. **Process design guide for small wastewater works: report to the Water Research Commission.** South Africa: Water Research Commission, 2010. ISBN 978-1-77005-826-2.

OLIVEIRA, Sílvia Maria. **ANÁLISE DE DESEMPENHO E CONFIABILIDADE DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.** 2006. 232 p. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

OLIVEIRA, Sílvia Maria; VON SPERLING, Marcos. **MEDIDA DE TENDÊNCIA CENTRAL MAIS ADEQUADA PARA DADOS DE MONITORAMENTO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.** 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 6, 2009.

OLIVEIRA, Sílvia Maria. Apostila. **Tratamento estatístico de dados ambientais**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

ORTIZ, Iván Andrés Sánchez; MATSUMOTO, Tsunao. **Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de ILHA Solteira (SP) por lagunas facultativas primarias**. Ingeniería y Desarrollo, [s. l.], v. 30, n. 2, p. 24, 2012. ISSN 2145-9371.

PESSOA, Lucas. **ANÁLISE DE CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO E OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO, CONSIDERANDO A MODICIDADE TARIFÁRIA**. Dissertação – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019. Disponível em: [https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/31497/1/disserta%c3%a7%c3%a3o\\_LucasMarquesPessoa\\_final.pdf](https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/31497/1/disserta%c3%a7%c3%a3o_LucasMarquesPessoa_final.pdf). Acesso em: 12 maio 2022.

RIO GRANDE DO SUL. GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. **LEI Nº 10.350/1994**. 30 dez. 1994.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (Fepam). **DIRETRIZ TÉCNICA Nº. 05/2017**. 16 out. 2019.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (Fepam). **PORTARIA Nº 35/2009**. 03 ago. 2009.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (Fepam). **PORTARIA Nº 29/2017**. 01 jun. 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (Fepam). **PORTARIA Nº 68/2019**. 08 jul. 2019.

RIO GRANDE DO SUL. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA-RS). **RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 355/2017**. 19 jul. 2017.

RIO GRANDE DO SUL. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA-RS). **RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 379/2018**. 17 ago. 2018.

RIO GRANDE DO SUL. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA-RS). **RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 419/2020**. 13 fev. 2020.

ROSA, André Pereira; BOECHAT, Matheus. **ÁGUAS PLUVIAIS NA REDE DE ESGOTO SANITÁRIO – INFLUÊNCIA NA VAZÃO TRATADA E NO DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 7.

SCHUTTE, Frik; SOUTH AFRICA; WATER RESEARCH COMMISSION. **Handbook for the operation of water treatment works**. Gezina: Water Research Commission, 2006. ISBN 978-1-77005-428-8.

SHAPIRO, S.S., WILK, M.B. **An analysis of variance test for normality (complete samples)**. Biometrika, v. 52, p. 591-611, 1965.

SIEBRITZ, I.P.; EKAMA, G.A.; MARAIS, G.R. (1983) **A parametric model for biological excess phosphorus removal**. *Water Science and Technology*, v. 15, n. 3-4, p. 127-152. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1983.0112>

SILVA, Luís. **DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO E IMPACTOS DE SEUS EFLUENTES EM CORPOS DE ÁGUA RECEPTORES EM MINAS GERAIS**. 2020. 245 p. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2020.

SILVA, R. T. Aspectos conceituais e teóricos. *Em: GALVÃO JUNIOR, A. C.; SILVA, A. C. Regulação: indicadores para prestação de serviços de água e esgoto*. Fortaleza: Agência Reguladora de Serviços Públicos Delegados do Estado do Ceará (ARCE), 2006.

SPELLMAN, Frank R. **Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations**. Third Edition ed. Taylor & Francis Group, 2014. ISBN 978-1-4665-5338-5.

TILLEY, Elizabeth; ULRICH, Lukas; LÜTHI, Christoph; REYMOND, Philippe; ZURBRÜGG, Christian. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2nd Revised Edition ed. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2014. ISBN 978-3-906484-57-0.

TSUTIYA, M. T. Contribuição de águas pluviais em sistemas de esgoto sanitário no Brasil. In: **Seminário redes de esgotos sanitários e galerias de águas pluviais – interferências e interconexões**. São Paulo, 08 e 09 nov. 2004. Palestra.

U.S. EPA. **USEPA Onsite Wastewater Treatment Systems Manual**. Office of Research and Development - U.S. Environmental Protection Agency. fev. 2002. 367 p. Disponível em: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/2004\\_07\\_07\\_septics\\_septic\\_2002\\_osdm\\_all.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/2004_07_07_septics_septic_2002_osdm_all.pdf). Acesso em: 18 abr. 2022.

U.S. EPA. **Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers**. Cincinnati, Ohio: [s. n.], 2011. Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=236261](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=236261). Acesso em: 25 maio 2022.

VAN HAANDEL, Adrianus; VAN DER LUBBE, Jeroen. **Anaerobic Sewage Treatment: Optimization of Process and Physical Design of Anaerobic and Complementary Processes**. 1. ed. [S. l.]: IWA Publishing, 2019. ISBN 978-1-78040-962-7. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780409627>. Acesso em: 2 jun. 2022.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias). v. 1. ISBN 978-85-423-0053-6.

VON SPERLING, Marcos. **Waste Stabilisation Ponds**. 2015a. 6 v. v. (Biological Wastewater Treatment Series). v. 3. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780402109>. Acesso em: 4 jun. 2022.

VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, C. A. L. Overview of wastewater treatment systems. *Em: Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. IWA Publishing, 2005. v. 1. ISBN 1 84339 002 7. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780402703>. Acesso em: 1 maio 2022.

VON SPERLING, Marcos. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. IWA Publishing, 2007. 6 v. v. (Biological Wastewater Treatment Series). v. 1. ISBN 978-1-78040-208-6. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780402086>. Acesso em: 13 jun. 2022.

VON SPERLING, Marcos. Activated sludge process and main variants. *Em: Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. 2015b. 6 v. v. (Biological Wastewater Treatment Series). v. 3. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780402109>. Acesso em: 31 maio 2022.

VON SPERLING, Marcos. **Urban Wastewater Treatment in Brazil**. Inter-American Development Bank, ago. 2016. (TECHNICAL NOTE N° IDB-TN-970). DOI 10.18235/0000397. Disponível em: <https://publications.iadb.org/handle/11319/7783>. Acesso em: 6 abr. 2022.

VON SPERLING, Marcos; VERBYLA, Matthew E.; OLIVEIRA, Sílvia M. A. C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners**. IWA Publishing, 2020. ISBN 978-1-78040-932-0. DOI 10.2166/9781780409320. Disponível em: <http://iwaponline.com/ebooks/book/777/Assessment-of-Treatment-Plant-Performance-and>. Acesso em: 16 fev. 2022.

VON SPERLING, Marcos. **Tratamento de esgotos urbanos e cumprimento de padrões para os corpos de água**. Mesa redonda do 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking-water Quality**. 4th. ed. Geneva: 2011. ISBN 978-92-4-154815-1.

LIU, Xiaohui; CHENG, Gongxian; WU, J.X.. **Analyzing outliers cautiously**. IEE Transactions on Knowledge and Data Engineering, Vol. 14, N. 2. 2020.

YOUNG, James C. Factors Affecting the Design and Performance of Upflow Anaerobic Filters. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 24, n. 8, p. 133–155, 1997. DOI 10.2166/wst.1991.0222.

ZHANG, Fa-gen; LIU, Jun-xin; SUI, Jun. Sludge concentration dynamic distribution and its impact on the performance of UNITANK. **Journal of Environmental Sciences**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 141–147, 2007. ISSN 10010742. DOI 10.1016/S1001-0742(07)60023-0.

## APÊNDICE A

Tabela A.I – Resultados do teste de Kruskal-Wallis para os constituintes analisados.

Análise	Parâmetro	Estatística	P-valor
Afluente	DBO	16,23	0,0062
	DQO	14,65	0,0120
	NNH3	15,18	0,0096
	PT	9,53	0,0896
	SST	8,27	0,1418
	<i>E.coli</i>	5,34	0,3761
Efluente	DBO	29.55	1.80E-05
	DQO	31.01	9.33E-06
	NNH3	21.23	7.33E-04
	PT	6.07	3.00E-01
	SST	27.97	3.69E-05
	<i>E.coli</i>	20.72	9.14E-04
Desempenho	DBO	690.63	5.21E-147
	DQO	1186.16	2.93E-254
	NNH3	180.52	4.15E-37
	PT	230.98	6.60E-48
	SST	499.68	9.38E-106
	<i>E.coli</i>	760.81	3.47E-162

Tabela A.II – Resultados do teste de Dunn para os constituintes **afuentes** (p-valor).

PARÂMETRO	TEC/TEC	FS+FA	LAB	LAP	LAS	LN+LF	UASB+FBP
DBO	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	3.20E-01	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	7.55E-02	7.16E-01	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	1.23E-02	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
DQO	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	1.69E-01	9.39E-01	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	2.55E-02	4.06E-01	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
NNH3	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	4.59E-01	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	1.05E-02	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	1.95E-01	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	4.52E-02	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
PT	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	7.88E-02	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	3.14E-01	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	3.73E-01	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
SST	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	9.55E-01	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	6.09E-01	8.79E-01	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-

PARÂMETRO	TEC/TEC	FS+FA	LAB	LAP	LAS	LN+LF	UASB+FBP
<i>E.coli</i>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-

Tabela A.III – Resultados do teste de Dunn para os constituintes **efluentes** (p-valor).

PARÂMETRO	TEC/TEC	FS+FA	LAB	LAP	LAS	LN+LF	UASB+FBP
<b>DBO</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	7.06E-04	-	-	-	-	-
	LAP	2.90E-03	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	3.20E-02	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	5.95E-01	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	3.14E-04	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
<b>DQO</b>	FS+FA	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAB	2.31E-04	1.00E+00	-	-	-	-
	LAP	2.74E-02	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LAS	1.00E+00	3.84E-02	8.66E-01	1.00E+00	-	-
	LN+LF	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
	UASB+FBP	2.47E-04	1.00E+00	1.00E+00	1.67E-01	1.00E+00	1.00E+00
<b>NNH3</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.35E-01	-	-	-	-	-
	LAP	3.77E-01	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	4.32E-04	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	5.59E-02	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	5.12E-02	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
<b>PT</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	4.72E-01	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-
	LN+LF	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-
<b>SST</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	2.23E-03	-	-	-	-	-
	LAP	4.04E-01	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	1.00E+00	1.11E-03	1.72E-01	-	-	-
	LN+LF	1.00E+00	1.71E-01	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	2.44E-02	1.00E+00	1.00E+00	1.29E-02	1.00E+00	-
<i>E.coli</i>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.00E+00	-	-	-	-	-
	LAP	1.00E+00	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	3.51E-04	5.00E-01	2.30E-01	-	-	-
	LN+LF	5.04E-01	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	1.87E-02	1.00E+00	-

Tabela A.IV – Resultados do teste de Dunn para a **eficiência de remoção** dos constituintes (p-valor).

<b>PARÂMETRO</b>	<b>TEC/TEC</b>	<b>FS+FA</b>	<b>LAB</b>	<b>LAP</b>	<b>LAS</b>	<b>LN+LF</b>	<b>UASB+FBP</b>
<b>DBO</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.14E-56	-	-	-	-	-
	LAP	2.34E-124	9.10E-01	-	-	-	-
	LAS	1.37E-20	1.28E-18	5.56E-49	-	-	-
	LN+LF	6.00E-02	6.21E-23	9.96E-41	3.81E-03	-	-
	UASB+FBP	3.74E-34	9.66E-14	4.96E-41	3.16E-01	2.53E-06	-
<b>DQO</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.45E-46	-	-	-	-	-
	LAP	1.15E-98	4.27E-01	-	-	-	-
	LAS	2.26E-02	5.54E-65	1.82E-156	-	-	-
	LN+LF	1.00E+00	8.53E-32	5.68E-41	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	1.42E-06	1.69E-28	2.64E-65	1.95E-18	7.55E-04	-
<b>NNH3</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	3.20E-10	-	-	-	-	-
	LAP	3.49E-04	3.57E-04	-	-	-	-
	LAS	6.12E-21	3.57E-01	3.15E-14	-	-	-
	LN+LF	5.48E-20	6.21E-02	3.85E-13	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	4.26E-03	3.20E-05	1.00E+00	3.13E-16	8.95E-15	-
<b>PT</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	3.27E-05	-	-	-	-	-
	LAP	8.62E-06	1.00E+00	-	-	-	-
	LAS	1.00E+00	1.91E-07	1.16E-12	-	-	-
	LN+LF	1.00E+00	3.22E-10	4.11E-16	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	1.00E+00	3.10E-16	4.20E-38	1.49E-01	1.00E+00	-
<b>SST</b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	3.12E-18	-	-	-	-	-
	LAP	1.04E-12	2.27E-08	-	-	-	-
	LAS	5.70E-21	7.69E-47	1.14E-78	-	-	-
	LN+LF	8.81E-05	1.69E-24	4.38E-16	1.00E+00	-	-
	UASB+FBP	1.00E+00	3.95E-18	9.34E-15	3.25E-27	1.08E-05	-
<b><i>E.coli</i></b>	FS+FA	-	-	-	-	-	-
	LAB	1.09E-28	-	-	-	-	-
	LAP	5.09E-15	1.32E-06	-	-	-	-
	LAS	3.97E-96	6.87E-17	2.79E-73	-	-	-
	LN+LF	2.29E-38	3.58E-01	1.26E-13	2.98E-07	-	-
	UASB+FBP	1.04E-09	1.39E-12	1.62E-01	1.81E-102	1.40E-21	-

## APÊNDICE B

Tabela B.I - Medianas das concentrações **afuentes** por ETE.

TEC	ID ETE	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E.coli</i> (org/100mL)	NNH3 (mg/L)	PT (mg/L)	SST (mg/L)
FS+FA	ETE-02-MI	300,00	570,50	1,12E+07	95,50	10,00	125,00
FS+FA	ETE-20-MI	288,00	617,00	1,47E+07	-	-	433,00
FS+FA	ETE-21-MI	180,00	557,50	-	-	-	165,50
FS+FA	ETE-22-MI	234,00	874,50	-	-	-	369,00
FS+FA	ETE-28-MI	160,00	381,60	2,42E+05	96,80	-	108,00
FS+FA	ETE-29-MI	107,60	221,50	-	48,75	-	72,00
FS+FA	ETE-31-MI	275,00	547,00	-	55,91	9,09	285,00
FS+FA	ETE-32-MI	137,00	313,50	-	46,64	-	1180,00
FS+FA	ETE-36-MI	146,00	341,00	-	-	-	50,00
FS+FA	ETE-47-MI	57,50	91,00	9,75E+04	-	-	10,00
FS+FA	ETE-56-MI	183,00	838,00	6,91E+06	53,00	-	520,00
FS+FA	ETE-58-MI	126,50	221,00	1,99E+06	54,00	-	36,00
FS+FA	ETE-64-MI	58,90	171,00	-	48,90	6,60	81,50
FS+FA	ETE-82-MI	55,38	198,50	-	-	-	53,00
FS+FA	ETE-90-MI	89,20	273,00	8,33E+05	30,00	4,36	66,00
FS+FA	ETE-97-MI	618,00	437,50	-	76,30	18,14	317,00
LAB	ETE-15-MI	127,00	347,00	4,88E+06	-	-	108,00
LAB	ETE-46-GR	30,00	154,00	2,14E+06	23,00	3,10	58,00
LAB	ETE-60-MI	114,00	537,00	2,13E+07	35,00	-	198,00
LAB	ETE-66-GR	65,00	214,50	2,25E+06	29,00	4,55	87,00
LAB	ETE-86-MI	190,00	699,00	1,41E+07	45,00	6,90	198,00
LAB	ETE-99-ME	251,00	430,00	1,85E+07	-	-	154,00
LAP	ETE-48-PE	109,00	430,00	8,56E+06	45,00	6,00	120,00
LAP	ETE-49-ME	37,00	194,00	7,39E+06	45,00	4,25	102,00
LAP	ETE-54-MI	82,00	276,00	-	19,50	-	110,00
LAP	ETE-79-MI	180,00	446,00	7,17E+06	36,00	-	128,00
LAP	ETE-81-MI	130,00	166,00	-	-	-	15,00
LAP	ETE-83-MI	76,00	281,00	6,39E+06	51,00	-	87,00
LAS	ETE-03-PE	83,50	191,00	3,99E+06	-	-	60,00
LAS	ETE-07-MI	67,50	218,00	1,43E+06	-	-	60,50
LAS	ETE-13-ME	118,00	192,00	5,30E+06	29,02	3,76	91,00
LAS	ETE-27-ME	40,50	159,00	3,70E+06	27,00	3,25	28,00
LAS	ETE-35-GR	93,50	223,50	3,50E+06	35,50	3,40	54,00
LAS	ETE-39-ME	93,00	191,50	4,61E+06	27,00	3,30	-
LAS	ETE-52-GR	75,00	186,00	4,96E+06	24,00	2,85	50,00
LAS	ETE-85-MI	27,00	144,00	3,26E+06	38,50	3,30	92,00
LAS	ETE-91-GR	131,30	381,80	-	20,00	-	123,00
LAS	ETE-93-ME	85,00	138,00	1,45E+06	16,50	2,28	69,00
LN+LF	ETE-26-MI	20,00	97,00	1,41E+06	24,00	2,60	38,00
LN+LF	ETE-37-PE	9,70	82,00	1,31E+06	18,00	2,50	35,50
LN+LF	ETE-75-MI	85,50	446,50	1,02E+07	41,00	4,65	170,00
UASB+FBP	ETE-09-MI	112,90	367,00	-	65,50	7,18	125,50
UASB+FBP	ETE-17-MI	200,50	510,00	1,39E+07	46,00	8,30	190,00
UASB+FBP	ETE-30-MI	28,00	87,00	1,27E+06	17,00	1,90	38,00
UASB+FBP	ETE-33-MI	106,00	354,00	1,45E+07	87,00	9,03	132,50
UASB+FBP	ETE-34-PE	22,00	67,50	6,07E+06	21,00	-	63,00
UASB+FBP	ETE-40-PE	240,00	372,00	1,57E+07	50,00	5,90	124,00
UASB+FBP	ETE-43-MI	52,50	137,00	-	29,50	5,44	70,00
UASB+FBP	ETE-53-MI	61,75	254,00	-	53,80	6,69	72,75
UASB+FBP	ETE-59-ME	13,00	59,00	1,27E+05	16,00	1,70	28,50

UASB+FBP	ETE-63-MI	101,00	243,50	9,09E+06	51,50	-	71,00
UASB+FBP	ETE-67-ME	49,50	150,00	5,38E+05	21,00	2,45	59,50
UASB+FBP	ETE-69-MI	25,85	52,10	-	9,10	1,29	17,50
UASB+FBP	ETE-72-MI	54,00	146,50	6,13E+06	33,50	-	50,00
UASB+FBP	ETE-74-MI	83,50	187,00	3,41E+06	25,00	2,70	40,00
UASB+FBP	ETE-84-MI	9,20	71,00	5,29E+05	14,00	-	47,00

Tabela B.II - Medianas das concentrações efluentes por ETE.

TEC	ID ETE	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E.coli</i> (org/100mL)	NNH3 (mg/L)	PT (mg/L)	SST (mg/L)
FS+FA	ETE-02-MI	212,50	412,00	7,16E+06	74,50	8,75	94,00
FS+FA	ETE-20-MI	97,00	429,00	6,24E+06	-	-	60,00
FS+FA	ETE-21-MI	118,00	343,50	-	-	-	83,50
FS+FA	ETE-22-MI	120,00	392,00	-	-	-	100,00
FS+FA	ETE-28-MI	137,00	348,00	2,42E+05	91,95	-	81,00
FS+FA	ETE-29-MI	43,25	117,00	-	50,05	-	26,75
FS+FA	ETE-31-MI	87,50	243,50	-	46,50	5,81	47,00
FS+FA	ETE-32-MI	39,00	111,20	-	32,56	-	36,00
FS+FA	ETE-36-MI	74,50	143,00	-	-	-	28,00
FS+FA	ETE-47-MI	15,00	62,80	5,91E+04	-	-	10,00
FS+FA	ETE-56-MI	32,00	178,00	2,25E+06	25,50	-	23,50
FS+FA	ETE-58-MI	73,50	160,00	9,88E+05	50,00	-	34,00
FS+FA	ETE-64-MI	15,50	45,80	-	39,00	0,90	21,00
FS+FA	ETE-82-MI	100,00	233,00	-	-	-	64,00
FS+FA	ETE-90-MI	31,60	84,40	1,20E+05	23,75	2,90	17,00
FS+FA	ETE-97-MI	71,00	390,50	-	91,40	13,86	88,00
LAB	ETE-15-MI	3,80	33,50	3,93E+05	-	-	0,00
LAB	ETE-46-GR	4,40	47,00	4,88E+02	20,00	0,52	8,25
LAB	ETE-60-MI	3,60	29,00	5,23E+04	2,60	-	12,00
LAB	ETE-66-GR	3,80	46,00	2,22E+02	11,20	1,10	6,50
LAB	ETE-86-MI	1,15	16,50	1,05E+05	2,70	3,80	6,50
LAB	ETE-99-ME	34,50	45,00	2,15E+05	-	-	17,50
LAP	ETE-48-PE	4,50	53,00	3,46E+05	30,00	1,20	23,00
LAP	ETE-49-ME	1,70	22,00	2,74E+04	1,00	1,50	12,00
LAP	ETE-54-MI	11,00	71,00	-	16,50	-	12,00
LAP	ETE-79-MI	6,45	67,00	6,97E+05	31,00	-	30,00
LAP	ETE-81-MI	17,80	63,80	-	-	-	26,00
LAP	ETE-83-MI	1,90	45,00	9,81E+03	2,75	-	12,00
LAS	ETE-03-PE	9,90	151,00	6,05E+02	-	-	64,00
LAS	ETE-07-MI	2,60	55,00	1,13E+02	2,50	0,38	64,00
LAS	ETE-13-ME	63,50	150,00	9,50E+00	1,52	1,78	87,00
LAS	ETE-27-ME	1,60	43,00	1,85E+01	0,75	0,77	12,00
LAS	ETE-35-GR	11,50	159,00	3,78E+02	25,50	4,00	50,00
LAS	ETE-39-ME	31,00	157,00	1,73E+03	12,00	3,50	-
LAS	ETE-52-GR	6,60	134,00	2,77E+02	4,95	2,45	70,00
LAS	ETE-85-MI	5,40	70,50	1,20E+02	2,50	0,66	57,00
LAS	ETE-91-GR	36,50	161,50	-	-	-	75,00
LAS	ETE-93-ME	27,75	105,50	1,20E+01	0,37	0,69	62,00
LN+LF	ETE-26-MI	5,80	62,50	1,40E+02	2,50	1,20	33,00
LN+LF	ETE-37-PE	7,10	80,00	2,28E+03	1,90	1,90	43,00
LN+LF	ETE-75-MI	19,00	99,00	6,13E+04	13,00	2,90	56,00
UASB+FBP	ETE-09-MI	39,50	107,00	-	33,00	3,60	33,00
UASB+FBP	ETE-17-MI	31,00	139,00	2,49E+06	-	-	66,00

UASB+FBP	ETE-30-MI	7,30	38,00	1,44E+05	10,00	2,10	25,00
UASB+FBP	ETE-33-MI	18,50	62,00	1,95E+06	55,00	6,41	12,00
UASB+FBP	ETE-34-PE	5,60	28,50	6,33E+04	5,60	-	12,00
UASB+FBP	ETE-40-PE	0,70	16,50	1,02E+03	10,50	1,40	12,00
UASB+FBP	ETE-43-MI	17,00	57,00	-	28,50	3,55	14,50
UASB+FBP	ETE-53-MI	14,55	55,47	-	22,00	4,31	13,50
UASB+FBP	ETE-59-ME	3,80	30,00	2,91E+02	8,90	1,30	12,00
UASB+FBP	ETE-63-MI	9,10	87,50	8,55E+05	40,00	-	23,00
UASB+FBP	ETE-67-ME	0,35	36,00	3,10E+01	0,75	0,02	6,50
UASB+FBP	ETE-69-MI	4,75	11,17	-	0,70	1,37	5,25
UASB+FBP	ETE-72-MI	5,00	53,50	1,92E+05	2,50	-	12,00
UASB+FBP	ETE-74-MI	13,00	87,00	9,34E+05	21,00	2,50	27,00
UASB+FBP	ETE-84-MI	3,30	51,00	5,95E+04	15,00	-	16,00

Tabela B.III – Medianas das **eficiências de remoção** por ETE.

TEC	ID ETE	DBO (%)	DQO (%)	<i>E.coli</i> (un. log)	NNH3 (%)	PT (%)	SST (%)
FS+FA	ETE-02-MI	29,26	23,13	0,25	28,51	20,71	15,36
FS+FA	ETE-20-MI	61,78	37,32	0,31	-	-	81,32
FS+FA	ETE-21-MI	18,33	27,58	-	-	-	46,73
FS+FA	ETE-22-MI	50,00	60,80	-	-	-	71,82
FS+FA	ETE-28-MI	42,16	28,57	0,00	2,07	-	64,41
FS+FA	ETE-29-MI	46,32	40,27	-	-9,85	-	64,65
FS+FA	ETE-31-MI	71,24	81,85	-	-2,17	30,91	90,57
FS+FA	ETE-32-MI	82,73	75,64	-	39,54	-	95,14
FS+FA	ETE-36-MI	53,73	58,20	-	-	-	48,68
FS+FA	ETE-47-MI	63,41	35,95	0,15	-	-	0,00
FS+FA	ETE-56-MI	85,00	83,66	0,58	55,29	-	96,05
FS+FA	ETE-58-MI	35,77	25,10	0,51	10,11	-	0,00
FS+FA	ETE-64-MI	73,68	73,22	-	15,63	95,15	78,43
FS+FA	ETE-82-MI	-62,83	-27,56	-	-	-	-2,70
FS+FA	ETE-90-MI	72,23	69,83	0,73	20,86	33,48	65,63
FS+FA	ETE-97-MI	72,84	70,21	-	-19,79	23,59	52,16
LAB	ETE-15-MI	96,29	93,18	1,23	-	-	100,00
LAB	ETE-46-GR	87,05	66,93	2,66	16,40	80,28	83,25
LAB	ETE-60-MI	96,46	94,55	2,62	89,58	-	93,68
LAB	ETE-66-GR	94,45	81,65	3,58	60,72	77,80	98,88
LAB	ETE-86-MI	98,57	94,97	2,06	93,88	40,38	97,83
LAB	ETE-99-ME	87,00	91,17	1,90	-	-	90,75
LAP	ETE-48-PE	95,52	85,67	1,29	30,77	79,59	80,22
LAP	ETE-49-ME	95,65	89,31	2,41	96,73	65,71	80,83
LAP	ETE-54-MI	87,50	74,71	-	14,36	-	86,21
LAP	ETE-79-MI	96,59	83,82	1,10	21,10	-	82,28
LAP	ETE-81-MI	94,07	70,25	-	-	-	31,25
LAP	ETE-83-MI	97,96	82,30	2,93	91,49	-	83,33
LAS	ETE-03-PE	79,41	14,26	3,75	-	-	-3,03
LAS	ETE-07-MI	95,39	70,07	3,93	-	-	-5,86
LAS	ETE-13-ME	55,10	13,04	5,66	98,56	46,40	1,27
LAS	ETE-27-ME	93,61	69,34	5,29	94,64	69,21	45,83
LAS	ETE-35-GR	84,50	21,31	3,81	25,24	-4,00	7,41
LAS	ETE-39-ME	63,41	18,73	3,59	61,67	-6,06	-
LAS	ETE-52-GR	87,84	21,09	4,09	78,77	8,41	-48,08
LAS	ETE-85-MI	80,41	38,34	3,98	93,75	80,91	23,00

LAS	ETE-91-GR	72,31	55,61	-	-	-	50,61
LAS	ETE-93-ME	66,81	33,33	4,88	97,04	65,43	29,21
LN+LF	ETE-26-MI	75,80	29,88	3,92	88,39	51,39	20,59
LN+LF	ETE-37-PE	27,05	-5,18	2,85	90,00	26,92	-27,27
LN+LF	ETE-75-MI	81,03	74,61	2,38	66,67	35,03	60,71
UASB+FBP	ETE-09-MI	65,35	70,40	-	43,55	46,66	73,15
UASB+FBP	ETE-17-MI	81,82	72,25	0,67	-	-	64,58
UASB+FBP	ETE-30-MI	74,60	46,11	0,93	41,56	-16,25	4,00
UASB+FBP	ETE-33-MI	85,29	82,29	0,99	39,25	31,93	91,22
UASB+FBP	ETE-34-PE	72,25	57,12	1,56	79,29	-	81,97
UASB+FBP	ETE-40-PE	99,68	94,55	4,06	77,76	73,18	93,63
UASB+FBP	ETE-43-MI	70,97	63,40	-	12,58	39,63	77,27
UASB+FBP	ETE-53-MI	81,05	79,29	-	48,03	32,12	82,26
UASB+FBP	ETE-59-ME	65,38	41,18	1,43	40,28	16,67	68,99
UASB+FBP	ETE-63-MI	81,04	63,69	1,07	30,85	-	58,46
UASB+FBP	ETE-67-ME	99,17	80,07	4,09	95,28	99,23	89,78
UASB+FBP	ETE-69-MI	78,99	75,68	-	94,15	14,32	61,83
UASB+FBP	ETE-72-MI	91,54	74,52	1,43	92,52	-	72,69
UASB+FBP	ETE-74-MI	83,54	50,31	0,62	15,38	20,51	43,02
UASB+FBP	ETE-84-MI	71,83	41,61	0,90	-11,11	-	58,33