

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

LETÍCIA FRANCO LEONEL

**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**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos

2016

LETÍCIA FRANCO LEONEL

**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**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento

**Orientadora: Prof. Dra. Lyda Patricia
Sabogal Paz**

São Carlos

2016

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento da Informação do Serviço de Biblioteca
– EESC/USP

L583d 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 / Letícia Franco Leonel; orientadora Lyda Patricia Sabogal Paz. São Carlos, 2016.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2016.

1. avaliação de desempenho. 2. estações de tratamento de esgotos. 3. lagoas de estabilização. 4. padrões de lançamento de efluentes. 5. padrões de qualidade de corpos d'água. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **LETÍCIA FRANCO LEONEL**.

Título da dissertação: "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 UGRHI12 – baixo pardo/grande.

Data da defesa: 02/09/2016.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Profa. Dra. **Lyda Patricia Sabogal Paz**
(Orientadora)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovado

Profa. Dra. **Silvia Maria Alves Correa Oliveira**
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

Aprovado

Prof. Dr. **Erich Kellner**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

AGRADECIMENTOS

À professora Lyda, cujo entusiasmo pelo conhecimento me motivou na realização desta pesquisa, por ter apostado nas minhas ideias e por ter contribuído com sua experiência e bagagem intelectual, mesmo que à distância.

Ao Kenzo, que sempre esteve ao meu lado durante todo o período do mestrado, pela confiança e pelo apoio nos momentos de incerteza e cansaço, me ajudando, com carinho e perseverança, a vencer os obstáculos que surgiram nesse percurso.

Aos meus pais, Sandra e Joaquim, pela compreensão e pelo suporte em todas as minhas decisões.

A todos os meus familiares, pela torcida e incentivo durante esse caminho.

Aos prestadores de serviço estaduais e municipais pela disponibilização dos dados utilizados neste trabalho.

Ao gerente da Agência Ambiental da CETESB de Barretos, Davi Faleiros, pelo apoio e disponibilidade.

A todos os funcionários da CETESB, em especial ao Gilson, Fabiana, Márcio e Anderson, que acompanharam todas as etapas do trabalho e me auxiliaram sempre que precisei.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão da bolsa de mestrado referente ao Processo 2013/08192-6 (Remoção e Inativação de *Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.* em Águas de Abastecimento com Turbidez Elevada, Utilizando Flotação e Empregando Hidroxicloreto de Alumínio e Ozônio), com o qual trabalhei durante três meses.

RESUMO

LEONEL, L. F. **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**. 2016. 206 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

Apesar dos avanços nos índices de coleta e tratamento de esgotos no Estado de São Paulo, ainda existem incertezas sobre a efetividade dos sistemas de tratamento existentes, uma vez que são escassas as informações sobre o desempenho das ETEs em operação no país. Por meio da aquisição e análise de dados de desempenho do sistema, é possível a avaliação do cumprimento da legislação ambiental e a melhoria das condições operacionais, reduzindo, efetivamente, o impacto do lançamento sobre os recursos hídricos. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar estatisticamente o desempenho de lagoas de estabilização - tecnologia de tratamento mais utilizada no Estado de São Paulo - localizadas na UGRHI 12 - Baixo Pardo/Grande, todas com vazão de projeto inferior a 300 L/s, utilizando dados de automonitoramento fornecidos pelos prestadores de serviço. A avaliação compreendeu um período de 10 anos (2005 a 2014) e abrangeu desde os projetos das lagoas até a caracterização dos dados afluentes e efluentes das ETEs, incluindo também o impacto do lançamento dos esgotos tratados nos corpos receptores e a qualidade dos corpos d'água em escala de bacia hidrográfica, utilizando os dados da rede de monitoramento da CETESB na UGRHI 12. O desempenho das ETEs foi avaliado quanto aos parâmetros DBO, DQO, CT, *E. coli*, SS, N-amoniaco e P-total, considerando tanto as faixas típicas apontadas na literatura, como o atendimento aos padrões de lançamento e qualidade. Os dados disponibilizados foram bastante heterogêneos, apresentando, em sua maioria, periodicidades de amostragem variáveis e interrupções no monitoramento, o que impediu, em alguns casos, a realização de uma análise mais consistente. 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 praticado (amostragem simples). De maneira geral, o desempenho das lagoas, considerando as eficiências médias de remoção de DBO e DQO, ficou dentro do esperado, o que não foi suficiente, contudo, para garantir percentuais elevados de conformidade com a legislação do estado de São Paulo, os quais resultaram abaixo de 80% na maioria das ETEs. Quanto às concentrações nos esgotos tratados, o desempenho ficou aquém do esperado, o que implicou no lançamento de efluentes com concentrações elevadas de matéria orgânica, embora de acordo com os padrões de lançamento pelo critério da eficiência de remoção. A avaliação do corpo receptor mostrou que, mesmo se tratando de vazões relativamente baixas, tais lançamentos foram capazes de impactar os cursos d'água, notadamente aqueles com baixas razões de diluição. Finalmente, em escala de bacia hidrográfica, verificou-se que, nos corpos d'água da UGRHI 12, ainda permanecem percentuais elevados de desconformidade para P-total e *E. coli*, contribuindo para esse cenário tanto as fontes de poluição pontuais como as difusas.

Palavras-chave: avaliação de desempenho, estações de tratamento de esgotos, lagoas de estabilização, padrões de lançamento de efluentes, padrões de qualidade de corpos d'água

ABSTRACT

LEONEL, L. F. **Performance of Wastewater Treatment Plants - An Analysis of Small and Medium Wastewater Treatment Pond Systems Integrated With Evaluation of Water Bodies Quality in UGRHI 12 - Baixo Pardo/Grande.** 2016. 206 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

Despite advances in wastewater collection and treatment indicators in São Paulo state, there are still uncertainties about the effectiveness of existing treatment systems, since they have little information on the performance of WTPs operating in the country. Throughout the acquisition and analysis of system performance data, it is possible to evaluate the compliance with environmental legislation and improve operating conditions, effectively reducing the impact of the discharge on water resources. In this sense, the present study aimed to evaluate statistically the performance of stabilization ponds - wastewater treatment technology most widely used in São Paulo state - located in UGRHI 12 - Baixo Pardo/Grande, all of them with design flow rates below 300 L/s, using self-monitoring data given by the service providers. The evaluation comprised a period of 10 years (2005-2014), including from the projects of the ponds to the characterization of WTPs influent and effluent data, also incorporating the impact of treated wastewater release in receiving bodies and the quality of water bodies in watershed scale, using the data from CETESB's monitoring network in UGRHI 12. The performance of the WTPs was evaluated for BOD, COD, total coliforms, *E. coli*, suspended solids, ammonia and total phosphorus, considering the typical ranges mentioned in the literature and compliance with discharge and water quality standards. The provided data were quite heterogeneous, most of them presenting variable sampling periodicities and interruptions in monitoring, sometimes hindering a more consistent analysis. The influent's concentrations of organic matter were higher than the usual values expressed in the literature, which was most likely caused by low water consumption combined with the type of sampling practiced (single sampling). In general, the ponds' performance, considering the average BOD and COD removal efficiencies, was as expected, however, such values weren't enough to ensure high percentage of compliance with São Paulo's environmental legislation, since the percentages were below 80% in most WTPs. Regarding the concentrations in treated wastewater, the performance was less than expected, which resulted in the discharge of effluents with high concentrations of organic matter, even though they were in compliance with discharge standards by the removal efficiency criterion. The evaluation of the receiving stream showed that, even consisting of relatively low flow rates discharges, such releases were able to impact the water bodies, especially those with low dilution ratio. Finally, in watershed scale, it was found that, in UGRHI 12 water bodies, there are still high percentages of non-conformity for total phosphorus and *E. coli*, contributing to this scenario both point and non-point sources of pollution.

Keywords: performance evaluation, wastewater treatment plants, stabilization ponds, wastewater discharge standards, water quality standards

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação do conceito de déficit em saneamento básico.....	37
Figura 2 - Situação do acesso ao esgotamento sanitário da população total do Brasil.....	38
Figura 3 - Situação do acesso ao esgotamento sanitário da população urbana do Brasil (vide nota 5).....	39
Figura 4 - Níveis de atendimento com rede coletora de esgotos, para a população total e para a população urbana do Brasil	39
Figura 5 - Índices de tratamento de esgotos em relação ao volume coletado e ao volume gerado no Brasil (vide nota 6)	40
Figura 6 - Nível de atendimento com rede coletora de esgotos nos municípios brasileiros ...	40
Figura 7 - Nível de tratamento de esgotos em relação ao número de municípios e ao volume coletado.....	41
Figura 8 - Níveis de atendimento com rede coletora de esgotos, para a população total e para a população urbana da região Sudeste.....	42
Figura 9 - Índices de tratamento de esgotos em relação ao volume coletado e ao volume gerado na região Sudeste	42
Figura 10 - Nível de atendimento com rede coletora de esgotos nos municípios da região Sudeste e do estado de São Paulo (vide nota 7)	43
Figura 11 - Nível de tratamento de esgotos em relação ao número de municípios da região Sudeste e do estado de São Paulo (vide nota 8)	43
Figura 12 - Nível de atendimento com rede coletora de esgotos nos municípios brasileiros, segundo os grupos de tamanho (vide nota 7)	44
Figura 13 - Índices de tratamento de esgotos em relação ao volume coletado nos municípios brasileiros, segundo os grupos de tamanho	44
Figura 14 - Representação gráfica dos principais conceitos relativos ao enquadramento de corpos d'água presentes na Resolução CONAMA 357/05	51
Figura 15 - Distribuição dos tipos de tratamento de esgotos nos municípios brasileiros.....	64
Figura 16 - Distribuição dos tipos de tratamento de esgotos nos municípios da região Sudeste e do estado de São Paulo (vide nota 13).....	64
Figura 17 - Fluxograma de ações para a consecução de um sistema de tratamento de esgotos	65
Figura 18 - Localização da UGRHI 12 no estado de São Paulo, UGRHIs limítrofes e municípios integrantes.....	71
Figura 19 - Divisão da UGRHI 12 em sub-bacias.....	72
Figura 20 - Localização dos pontos de amostragem da rede de monitoramento superficial da CETESB na UGRHI 12.....	75
Figura 21 - Diagrama unifilar dos corpos d'água receptores de esgotos domésticos da UGRHI 12	80

Figura 22 - Diagrama unifilar dos corpos d'água receptores de esgotos domésticos da UGRHI 12, com indicação da população urbana de cada município estimada por CETESB (2014)...	81
Figura 23 - Custos de implantação das ETEs, de acordo com a população de projeto.....	106
Figura 24 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações afluentes de DBO para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	111
Figura 25 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações afluentes de DQO para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	112
Figura 26 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações afluentes de fósforo total para as ETE C1, C2 e F, e para o conjunto geral de dados	112
Figura 27 - Comparação das concentrações afluentes de DBO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados	113
Figura 28 - Comparação das concentrações afluentes de DQO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados	113
Figura 29 - Comparação das concentrações afluentes de fósforo total com os valores típicos reportados na literatura, para as ETEs C1, C2 e F, e para o conjunto geral de dados	114
Figura 30 - Distribuição dos horários de algumas das coletas realizadas nas ETEs avaliadas	116
Figura 31 - Variação horária típica da vazão, concentração e carga de DBO dos esgotos domésticos.....	116
Figura 32 - Precipitação total mensal e temperatura média diária nos meses de maior (outubro a março) e menor (abril a setembro) precipitação, no período de janeiro de 2005 a dezembro de 2013 na estação meteorológica do CIIAGRO de Bebedouro.	118
Figura 33 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	120
Figura 34 - Estatísticas descritivas básicas das eficiências de remoção de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	120
Figura 35 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de DQO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	121
Figura 36 - Estatísticas descritivas básicas das eficiências de remoção de DQO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	121
Figura 37 – Distribuição de frequência dos teores de sólidos sedimentáveis, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	121
Figura 38 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de coliformes totais, para cada ETE e para o conjunto geral de dados	122
Figura 39 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de <i>E. coli</i> , para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	122
Figura 40 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de N-amoniacoal e P-total, para cada ETE e para o conjunto geral de dados	123

Figura 41 - Estatísticas descritivas básicas das eficiências de remoção de fósforo total para a ETE F.....	123
Figura 42 - Comparação das concentrações efluentes de DBO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	124
Figura 43 - Comparação das concentrações efluentes de DQO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	124
Figura 44 - Comparação das eficiências de remoção de DBO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	125
Figura 45 - Comparação das eficiências de remoção de DQO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	125
Figura 46 - Comparação das concentrações efluentes de <i>E. coli</i> com os valores típicos de coliformes termotolerantes reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	127
Figura 47 - Comparação das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal e fósforo total com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	128
Figura 48 - Comparação das eficiências de remoção de fósforo total com os valores típicos reportados na literatura para a ETE F.....	129
Figura 49 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de DBO e o tempo de operação das ETES E, F, G e H.....	132
Figura 50 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de DQO e o tempo de operação das ETES E, G e H.....	133
Figura 51 - Verificação da existência de relação linear entre as eficiências de remoção de DBO e o tempo de operação das ETES E, F, G e H.....	134
Figura 52- Verificação da existência de relação linear entre as eficiências de remoção de DQO e o tempo de operação das ETES E, G e H.....	135
Figura 53 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de coliformes totais e o tempo de operação das ETES E, F, G e H.....	137
Figura 54 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de <i>E. coli</i> e o tempo de operação das ETES E, F, G e H.....	138
Figura 55- Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal e o tempo de operação das ETES E, F, G e H.....	139
Figura 56 - Distribuição de frequência das concentrações de DBO no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos.....	142
Figura 57- Distribuição de frequência das concentrações de DQO no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos.....	142
Figura 58 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de oxigênio dissolvido a montante e a jusante de cada ETE e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral).....	143

Figura 59 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de coliformes totais a montante e a jusante de cada ETE e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral)	143
Figura 60 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de <i>E. coli</i> a montante e a jusante de cada ETE e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral)	144
Figura 61 - Distribuição de frequência das concentrações de nitrogênio amoniacal no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos	145
Figura 62 - Distribuição de frequência das concentrações de fósforo total no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos	145
Figura 63 - Porcentagem de dados conformes e não conformes de DBO efluente, segundo a legislação estadual (Decreto Estadual 8468/76), para cada ETE e para o conjunto geral de dados	146
Figura 64 - Porcentagem de dados conformes e não conformes de DBO efluente, segundo a legislação federal (Resolução CONAMA 430/11), para cada ETE e para o conjunto geral de dados	147
Figura 65 - Distribuição de frequência das concentrações efluentes de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados, de acordo com os limites estabelecidos pelo Decreto Estadual 8468/76 e pela Resolução CONAMA 430/11	148
Figura 66 - Distribuição de frequência das eficiências de remoção de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados, de acordo com os limites estabelecidos pelo Decreto Estadual 8468/76 e pela Resolução CONAMA 430/11	148
Figura 67 - Porcentagem de dados conformes e não conformes de sólidos sedimentáveis efluentes, segundo a legislação estadual/federal (Decreto Estadual 8468/76 e Resolução CONAMA 430/11), para cada ETE e para o conjunto geral de dados	149
Figura 68 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro DBO	150
Figura 69 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro OD	151
Figura 70 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro <i>E. coli</i>	152
Figura 71 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro nitrogênio amoniacal	152
Figura 72 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro fósforo total	153
Figura 73 - Distribuição de frequência das concentrações de DBO nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado	155
Figura 74 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado	156

Figura 75 - Distribuição de frequência das concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado.....	157
Figura 76 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de fósforo total nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado.....	158
Figura 77 - Estatísticas descritivas básicas dos valores de turbidez nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado.....	159
Figura 78 - Estatísticas descritivas básicas dos valores de condutividade nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado.....	159
Figura 79 - Distribuição de frequência das concentrações de clorofila <i>a</i> nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado.....	160
Figura 80 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de <i>E. coli</i> nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado.....	161
Figura 81 - Estatísticas descritivas básicas dos valores do Índice de Qualidade das Águas (IQA) nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado	161
Figura 82 - Estatísticas descritivas básicas dos valores do Índice de Estado Trófico (IET) nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado	162
Figura 83 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro DBO	163
Figura 84 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro oxigênio dissolvido	163
Figura 85 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro nitrogênio amoniacal.....	164
Figura 86 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro fósforo total.....	165
Figura 87 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro turbidez	165
Figura 88 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro <i>E. coli</i>	166

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Universo dos prestadores de serviço de saneamento (água e esgoto) de acordo com a classificação do SNIS.....	29
Tabela 2 - Principais diferenças metodológicas, conceituais, temporais e espaciais entre as pesquisas oficiais sobre saneamento básico.....	37
Tabela 3 - Comparação entre as classes de qualidade e respectivos usos preponderantes definidos na legislação federal (Res. CONAMA 357/05) e do estado de São Paulo (Dec. 8.468/76).....	48
Tabela 4 - Comparação entre alguns parâmetros estabelecidos para as classes de qualidade definidas na legislação federal (Res. CONAMA 357/05) e do estado de São Paulo (Dec. 8.468/76).....	49
Tabela 5 - Comparação entre alguns padrões de lançamento de esgotos domésticos definidos na legislação federal (Res. CONAMA 357/05) e do estado de São Paulo (Dec. 8.468/76). ...	53
Tabela 6 - Algumas características típicas dos sistemas de lagoas de estabilização	59
Tabela 7 - Problemas operacionais mais frequentes em lagoas de estabilização, com suas possíveis causas e medidas corretivas.....	60
Tabela 8 - Alguns parâmetros de projeto de lagoas de estabilização.....	63
Tabela 9 - Características das estações de tratamento de esgotos em operação na UGRHI 1274	
Tabela 10 - Descrição dos pontos de amostragem da rede de monitoramento da CETESB na UGRHI 12.....	75
Tabela 11 - Imagem de satélite e fotos das ETEs (continua).....	76
Tabela 12 - Classificação do IQA e do IET, de acordo com a CETESB.....	93
Tabela 13 - Comparação dos parâmetros de projeto de cada ETE (horizonte temporal, população e vazão) com informações do SNIS 2013	96
Tabela 14 - Comparação dos valores de geração per capita de esgotos utilizados nos projetos de cada ETE com valores calculados com base em informações do SNIS referentes ao ano de 2013.....	97
Tabela 15 - Consumo per capita de água para diversos usos, de acordo com a faixa de população	98
Tabela 16 - Comparação dos parâmetros de projeto das lagoas de estabilização com valores típicos reportados na literatura.....	100
Tabela 17 - Comparação das taxas de aplicação volumétrica e superficial assumidas no projeto com as calculadas com base em informações do SNIS e dados do automonitoramento referentes ao ano de 2013, bem como com valores típicos reportados na literatura.....	104
Tabela 18 - Custos de implantação (R\$ e RS/hab) das ETEs e comparação com valores típicos reportados na literatura.....	105
Tabela 19 - Área (m ²) e demanda de área (m ² /hab e m ² /L.s ⁻¹) das ETEs e comparação com valores típicos reportados na literatura	107

Tabela 20 - Número de dados e frequência de amostragem do afluente e efluente das ETEs, para cada parâmetro de interesse	109
Tabela 21 - Número de dados e frequência de amostragem no corpo receptor das ETEs, para cada parâmetro de qualidade	110
Tabela 22 - Composição típica dos esgotos domésticos brutos.....	115
Tabela 23 - Mediana das concentrações afluentes de DBO, DQO e P-total nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney	118
Tabela 24 - Mediana das concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO e DQO nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney.....	130
Tabela 25 - Mediana das concentrações efluentes de CT, <i>E. coli</i> , N-amoniaco e P-total nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney.....	130
Tabela 26 - Vazões de referência ($Q_{7,10}$) e razões de diluição dos corpos receptores das ETEs	141
Tabela 27 - Medianas dos valores de alguns parâmetros e índices de qualidade nos pontos PARD 02750 e PARD 02800, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral).....	168
Tabela 28 - Mediana dos valores das variáveis e índices de interesse nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney	169
Tabela A1 - Parâmetros de projeto das ETEs - projeção populacional e características dos esgotos.....	190
Tabela A2 - Parâmetros de projeto das ETEs - características das lagoas de estabilização.....	191
Tabela B1 - Consumo médio per capita de água (indicador IN 022 do SNIS) entre 2005 e 2013.....	193
Tabela C1 - Orçamentos das ETEs E, F e H.....	194
Tabela C2 - Orçamentos das ETEs B e C2 e estimativa de custos das ETEs A1 e A2.....	195
Tabela C3 - Orçamentos das ETEs C1 e D1 e estimativa de custos da ETE D2.....	195
Tabela D1 - Estatísticas descritivas básicas dos constituintes afluentes, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	196
Tabela D2 - Estatísticas descritivas básicas do fósforo total afluente para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	197
Tabela D3 - Estatísticas descritivas básicas dos constituintes efluentes e das eficiências de remoção, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	198
Tabela D4 - Estatísticas descritivas básicas do fósforo total efluente e da eficiência de remoção de fósforo, para cada ETE e para o conjunto geral de dados.....	201

Tabela D5- Estatísticas descritivas básicas dos parâmetros de qualidade no corpo receptor, a montante e a jusante dos lançamentos de cada ETE.....	202
Tabela D6 - Estatísticas descritivas básicas dos parâmetros de qualidade nos pontos de monitoramento da rede da CETESB na UGRHI 12.....	204

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

a.a.	Ao ano
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APP	Área de Preservação Permanente
A _s	Área superficial
BCB	Banco Central do Brasil
BNH	Banco Nacional da Habitação
BOD	<i>Biochemical Oxygen Demand</i>
C	Chuvoso
calc	Calculado
CEE	Comunidade Econômica Europeia
CESBs	Companhias Estaduais de Saneamento Básico
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF	Coliformes fecais
CH ₄	Metano
CIAGRO	Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas
CO ₂	Dióxido de carbono (gás carbônico)
COD	<i>Chemical Oxygen Demand</i>
comp, L	Comprimento, largura
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPTI	Cooperativa de Serviços e Pesquisas Tecnológicas e Industriais
CT	Coliformes totais
D	Diâmetro
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO _{5,20}	DBO de 5 dias a 20 °C
DD	Decisão de Diretoria
Dec.	Decreto
DN	Diâmetro nominal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EAS	Estudo Ambiental Simplificado
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
Eq.	Equação
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FCK	Resistência Característica à Compressão
FGV	Fundação Getúlio Vargas
FI	Formato irregular
FNSA	Frente Nacional pelo Saneamento Ambiental
gc	Grau de compactação
H	Profundidade
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio (gás sulfídrico)

hab	Habitante
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IGP	Índice Geral de Preços
IGP-M	Índice Geral de Preços do Mercado
INCC	Índice Nacional de Custo da Construção
IPC	Índice de Preços ao Consumidor
IPCA	Índice de Preços ao Produto Amplo
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
IQA	Índice de Qualidade das Águas
J	Jusante
LAF	Lagoa aerada facultativa
LAN	Lagoa anaeróbia
larg, B	Largura
LF	Lagoa facultativa
LM	Lagoa de maturação
LNSB	Lei Nacional do Saneamento Básico
$L_{\text{per capita}}$	Carga per capita de DBO afluente
L_v	Taxa de aplicação volumétrica
M	Montante
MCE	Memorial de Caracterização do Empreendimento
Med	Mediana
N	Nitrogênio
NC	Não calculado
NMP	Número Mais Provável
° C	Graus Celsius
OD	Oxigênio dissolvido
org	Organismos
P	Fósforo
p	Nível de significância
PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PCA	Análise de Componentes Principais
pH	Potencial hidrogeniônico
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
pn	Proctor Normal
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
Pop	População de projeto
proj	De projeto
$Q_{7,10}$	Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos
Q_{esgotos}	Vazão dos esgotos

Q_{inf}	Vazão de infiltração
Q_m	Vazão média de projeto
$Q_{per\ capita\ esg.}$	Geração per capita de esgoto
Q_{rio}	Vazão do rio
r	Coefficiente de correlação
r^2	Coefficiente de determinação
Res.	Resolução
RAP	Relatório Ambiental Preliminar
S	Seco
S_0	Concentração de DBO afluente
SEADE	Sistema Estadual de Análise de Dados
SI	Sem informação
SIGRH	Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
SS	Sólidos sedimentáveis
T	Tempo de detenção hidráulico
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V esg. colet.	Volume de esgoto coletado
V esg. trat.	Volume de esgoto tratado
V	Volume útil
WTP	<i>Wastewater Treatment Plant</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
2	OBJETIVOS	26
2.1	OBJETIVO GERAL	26
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1	SANEAMENTO BÁSICO – CONCEITOS E AMBIENTE POLÍTICO- INSTITUCIONAL.....	27
3.2	PANORAMA ATUAL DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL.....	34
3.3	ESGOTOS SANITÁRIOS, RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE - LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	46
3.4	ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	55
3.5	AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO OPERACIONAL DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	65
4	MATERIAIS E MÉTODOS	71
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	71
4.2	LEVANTAMENTO E SISTEMATIZAÇÃO DOS DADOS	75
4.3	AVALIAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	83
4.3.1	Avaliação dos projetos	83
4.3.2	Caracterização dos dados de monitoramento	89
4.3.3	Avaliação do atendimento aos padrões de lançamento e de qualidade 90	
4.4	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUA.....	92
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
5.1	AVALIAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	95
5.1.1	Avaliação dos projetos	95
5.1.2	Caracterização dos dados de monitoramento	108
5.1.3	Avaliação do atendimento aos padrões de lançamento e de qualidade	146
5.2	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUA.....	155
6	CONCLUSÕES	171
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	176

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	178
APÊNDICE A	190
APÊNDICE B	193
APÊNDICE C	194
APÊNDICE D	196

1 INTRODUÇÃO

A crise hídrica enfrentada pela região Sudeste em 2014, que se estendeu pelo ano de 2015, expôs de forma clara as fragilidades existentes na gestão dos recursos hídricos na região que concentra a maior parte da população do país. O esgotamento dos mananciais de abastecimento, causado pela ausência prolongada de chuvas, foi sentido não só nas grandes metrópoles, mas também nos municípios menores, afetando de forma mais severa aqueles que dependem, sobretudo, dos mananciais superficiais.

A busca por fontes alternativas para abastecimento público colocou em evidência a poluição dos corpos d'água que atravessam os centros urbanos, cujos usos múltiplos são comprometidos pelo contínuo aporte de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos patogênicos resultantes, especialmente, do lançamento de efluentes domésticos "in natura" ou parcialmente tratados, que ainda consistem em uma das principais causas da poluição das águas no estado de São Paulo (CETESB, 2014). Além do prejuízo às populações humanas, a poluição afeta o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, podendo causar danos de difícil reversão.

No final de 2014, cientistas brasileiros de várias áreas reuniram-se para discutir soluções e alternativas para a crise hídrica no Sudeste do Brasil, culminando com a elaboração de uma carta que traz diversos aspectos importantes relacionados à segurança hídrica, impactos e riscos associados ao atual modelo de gestão. Dentre os pontos abordados no documento, destaca-se a relação direta entre a deficiência no tratamento dos esgotos e a perda de qualidade da água dos mananciais, aumentando a vulnerabilidade das populações humanas e comprometendo ainda mais os efeitos da escassez hídrica.

No entanto, os pesquisadores ressaltam que, para além da construção de redes coletoras e estações de tratamento, é necessário que os sistemas sejam operados e mantidos de forma adequada, e, ainda, que sua eficiência seja monitorada. Caso contrário, o aumento nos índices de coleta e tratamento nos municípios pode não ser acompanhado de uma efetiva diminuição do impacto dos lançamentos de efluentes sobre os recursos hídricos (BICUDO et al., 2015).

Historicamente, no Brasil, pouca atenção foi dada às políticas públicas voltadas ao saneamento básico, que passou a contar com diretrizes e regras próprias apenas em 2007, com a promulgação da Lei Nacional do Saneamento Básico (Lei 11.445/2007), quando vários setores já dispunham de políticas nacionais consolidadas. Como resultado da falta de prioridade com o setor, notadamente do esgotamento sanitário, persiste, hoje, um déficit de 44,8% na coleta de esgotos nos municípios brasileiros, havendo um percentual muito maior

(71,5%) de municípios que não contam com tratamento de esgotos. No estado de São Paulo, apesar de existir um maior aporte de investimentos públicos, 21,6% dos municípios não possuem tratamento (BRASIL, 2010).

Embora tenha havido avanços nos índices de coleta e tratamento de esgotos, bem documentados em publicações oficiais, ainda pairam incertezas sobre a efetividade dos sistemas de tratamento existentes, uma vez que são escassas as informações sobre o desempenho das ETEs em operação no país. Segundo Heller (2014), a área de saneamento básico no Brasil ainda é muito dominada pela excessiva valorização das intervenções de engenharia e pelo desprezo às questões de manutenção e operação, conduzindo a soluções que não se sustentam no tempo.

A simples implantação de um sistema de tratamento não é suficiente para garantir o alcance dos objetivos para os quais foi projetado, sendo a etapa de operação extremamente importante para a aquisição de dados de desempenho do sistema, que irão possibilitar a melhoria das condições operacionais e a avaliação do cumprimento da legislação ambiental.

Na região Sudeste, e também no estado de São Paulo, as lagoas de estabilização são a tecnologia predominante, estando presentes em mais de 75% dos municípios do estado (BRASIL, 2010). Devido aos baixos custos de operação, simplicidade construtiva e facilidade operacional, as lagoas de estabilização são escolhidas em detrimento de outras tecnologias, especialmente em municípios de pequeno e médio porte, onde os requisitos de área não representam um impeditivo para sua implantação.

No entanto, justamente devido à operação mais simplificada, muitas lagoas não são adequadamente mantidas e monitoradas, situação agravada pelas indefinições presentes na legislação ambiental quanto à forma de avaliação do atendimento aos padrões de lançamento e qualidade, o que conduz, muitas vezes, à utilização de dados pontuais para a determinação da conformidade do sistema, não levando em consideração a variabilidade natural do desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos.

No campo das pesquisas em saneamento, percebe-se que trabalhos relacionados à avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos sanitários em escala real ainda são escassos, havendo poucas referências de estudos mais abrangentes nessa temática, tanto sob o aspecto espacial como temporal. Heller e Nascimento (2005), ao levantar as necessidades e tendências na pesquisa na área de saneamento no contexto nacional, salientam 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

potencialmente idealizados, tanto em termos de sua eficiência de funcionamento quanto em termos de seu ganho à população ou ao meio ambiente, retroalimentando concepções futuras.

Nesse sentido, o presente trabalho procurou contribuir com a geração de informações sobre o desempenho de estações de tratamento de esgotos, abordando, especificamente, as lagoas de estabilização em municípios de pequeno e médio porte, haja vista o protagonismo dessa tecnologia no cenário nacional e, particularmente, no estado de São Paulo. Tendo lançado mão de dados produzidos pelos próprios prestadores de serviço, a pesquisa refletiu a realidade do monitoramento praticado nas ETEs, enfrentando as dificuldades associadas às limitações dos dados.

Dada a importância da bacia hidrográfica como unidade básica de gestão dos recursos hídricos, configurando-se como espaço de referência para o planejamento das ações de saneamento básico, buscou-se ampliar a escala espacial do trabalho, incluindo uma avaliação abrangente dos principais corpos d'água da UGRHI 12, de modo que as informações aqui apresentadas pudessem servir de subsídio às ações de gestão dos recursos hídricos nesta bacia.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar estatisticamente o desempenho de sistemas de lagoas de estabilização localizados na UGRHI 12 - Baixo Pardo/Grande, utilizando dados de automonitoramento dos prestadores de serviço.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar o alcance da capacidade de atendimento das ETEs, utilizando os dados de projeto e informações do Sistema Nacional de Informações em Saneamento (SNIS).
- Efetuar uma análise comparativa de dados extraídos dos projetos das ETEs (parâmetros de projeto das lagoas de estabilização, custos de implantação e demanda de área) com valores de referência reportados na literatura.
- Caracterizar os dados afluentes e efluentes das ETEs, considerando as faixas típicas apontadas na literatura para sistemas de lagoas de estabilização.
- Avaliar a influência da época do ano e do tempo de operação sobre as concentrações afluentes e efluentes dos sistemas estudados.
- Avaliar o impacto do lançamento dos efluentes tratados nos corpos receptores, por meio da caracterização e comparação dos dados de montante e jusante.
- Avaliar o desempenho das ETEs face à legislação ambiental, considerando o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes e aos padrões de qualidade no corpo receptor.
- Avaliar a qualidade dos corpos d'água em escala de bacia hidrográfica, utilizando os dados da rede de monitoramento da CETESB na UGRHI 12.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SANEAMENTO BÁSICO – CONCEITOS E AMBIENTE POLÍTICO-INSTITUCIONAL

Ao longo da história, o saneamento foi por muito tempo entendido como um conjunto de ações necessárias para a prevenção de doenças (COSTA, 2009), conceito reforçado pelas descobertas científicas da segunda metade do século XIX, que comprovaram a relação de diversas doenças com o saneamento inadequado (SANTOS 2009). Como exemplo emblemático, podem ser citados os estudos epidemiológicos do médico John Snow, que provaram em meados da década de 1850 que uma epidemia de cólera ocorrida em Londres havia sido causada por uma fonte de água contaminada (USEPA, 1999). A partir de então, houve um grande avanço na compreensão das doenças de veiculação hídrica, estimulando a ampliação dos sistemas coletivos de saneamento de várias cidades, especialmente as europeias (SANTOS 2009).

Nessa época, o setor de saneamento era caracterizado por um modelo privatista de provimento dos serviços, guiado pela convicção de que o acesso à água no domicílio era, fundamentalmente, um bem privado, disponível somente a quem pudesse pagar por ele. Isso resultou em um padrão excludente e desigual que caracterizou a situação do saneamento na Europa, Estados Unidos e, posteriormente, na América Latina. Outra implicação desse modelo foi ter relegado, a um segundo plano, os sistemas de esgotamento sanitário, cujo desenvolvimento foi praticamente uma tarefa exclusiva do setor público, dada a escassa potencialidade desses serviços quanto à sua efetiva comercialização (HELLER, 2014).

A partir da década de 1970, uma nova perspectiva passou a ser incorporada no campo do saneamento, deslocando seu enfoque da prevenção do contato do homem com os agentes etiológicos para a promoção da qualidade de vida, na medida em que o saneamento foi compreendido como instrumento de mudança de atitudes, hábitos e comportamentos para o alcance de um estilo de vida saudável (COSTA, 2009; SANTOS, 2009), cuja oferta inadequada afeta não só a saúde pública, como também impacta negativamente a qualidade dos recursos hídricos, o bem-estar da população e o meio ambiente de forma geral.

Na esfera institucional, esse período foi caracterizado pelo estabelecimento de um novo modelo de gestão centrado no controle e intervenção direta do Estado na provisão dos serviços essenciais, dos quais o saneamento faz parte, independentemente da capacidade de pagamento da população, resultando na expansão e posterior universalização do acesso a

esses serviços. Apesar das consequências positivas, esse modelo deixou pouco espaço para a participação efetiva dos cidadãos e, na América Latina, não logrou o mesmo êxito no alcance das metas de qualidade e universalização dos serviços de saneamento (HELLER, 2014).

No Brasil, o acesso aos serviços de água e esgoto começou a aumentar de forma progressiva no final do século XIX, em um contexto de ampla expansão da infraestrutura para suprir necessidades econômicas (HELLER, 2009). No entanto, principalmente até a década de 1960, as políticas governamentais para o setor foram caracterizadas por medidas esporádicas e pontuais, com destaque para a criação do Plano Nacional de Saneamento – PLANASA no início da década de 1970, quando o país vivenciava um intenso processo de urbanização (SNSA, 2009).

Nesse período, foram estruturados os modelos de prestação dos serviços de saneamento que ainda hoje estão presentes em grande parte do setor: autárquico municipal e empresarial, sendo este último concebido e implementado pelo PLANASA por meio da criação das Companhias Estaduais de Saneamento Básico – CESBs em cada um dos Estados da Federação (SNSA, 2009).

Antes de prosseguir, cabem aqui algumas definições acerca dos modelos de gestão de serviços em saneamento.

Os prestadores podem ser definidos como entidades legalmente constituídas para administrar serviços e operar sistemas, sendo classificados no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS de acordo com a abrangência da sua atuação e sua natureza jurídico-administrativa, resultando no estabelecimento das seguintes categorias (BRASIL, 2014):

- Prestadores de serviços de abrangência regional: compreendem majoritariamente as companhias estaduais, constituídas em grande parte como sociedades de economia mista com gestão pública (23 dos 28 prestadores regionais), atendendo a vários municípios com sistemas isolados ou integrados. Também estão incluídas nesta categoria duas autarquias sob controle estadual, uma empresa pública, uma empresa privada e uma sociedade de economia mista com gestão privada, todas prestando serviços de abrangência regional.
- Prestadores de serviços de abrangência microrregional: compreendem os consórcios municipais, constituídos sob a forma de entidades de direito público ou privado, que atendem a mais de um município, com sistemas isolados ou integrados, normalmente adjacentes e agrupados em uma pequena quantidade. Em 2013, constavam no SNIS seis prestadores de serviço nesta modalidade, sendo três empresas privadas e três autarquias.

- Prestadores de serviços de abrangência local de direito público: compreendem os órgãos da administração direta centralizada (63,9% dos prestadores locais em 2013) e as autarquias municipais (30,3% dos prestadores locais em 2013), operando somente no município em que estão sediados.
- Prestadores de serviços de abrangência local de direito privado: compreendem as empresas públicas municipais, sociedades de economia mistas municipais e organizações sociais (1,1% dos prestadores locais em 2013).
- Prestadores de serviços de abrangência local privados: compreendem as empresas privadas (4,7% dos prestadores locais em 2013) com atuação no nível municipal.

A Tabela 1 ilustra a distribuição em número dos prestadores de serviços participantes do SNIS em 2013.

Tabela 1 - Universo dos prestadores de serviço de saneamento (água e esgoto) de acordo com a classificação do SNIS

		Abrangência			TOTAL		
		Regional	Micror-regional	Local			
Personalidade jurídica	Direito público	Natureza jurídico-administrativa	Administração pública direta centralizada ⁽¹⁾		863	863	
			Autarquia ⁽²⁾	2	3	410	415
	Direito privado		Empresa pública ⁽³⁾	1		4	5
			Sociedade de economia mista ⁽⁴⁾	24		8	32
			Empresa privada ⁽⁵⁾	1	3	63	67
			Organização social ⁽⁶⁾			3	3
TOTAL			28	6	1351	1385	
			Maior número	Menor número			

Fonte: Elaborado a partir de dados do SNIS 2013 (BRASIL, 2014)

NOTAS:

(1) Secretarias, departamentos ou outros órgãos da administração pública direta centralizada

(2) Entidade com personalidade jurídica de direito público, criada por lei específica, com patrimônio, atribuições públicas específicas e autonomia administrativa

(3) Entidade paraestatal com personalidade jurídica de direito privado, criada por lei, com capital exclusivamente público

(4) Entidade paraestatal com personalidade jurídica de direito privado, criada por lei, com capital público e privado, podendo ter administração pública (maioria pública nas ações com direito a voto, com todos os dirigentes indicados pelo poder público) ou privada (com participação dos sócios privados na gestão dos negócios da empresa, podendo um ou mais dirigentes ser escolhidos e designados por sócios privados)

(5) Empresa com capital predominantemente ou integralmente privado, administrada exclusivamente por particulares

(6) Entidade da sociedade civil organizada, sem fins lucrativos, à qual tenha sido delegada a administração dos serviços

A prestação dos serviços resultante do modelo implementado pelo PLANASA caracterizou-se pelo favorecimento da regionalização dos serviços em âmbito estadual, na

medida em que o sistema financeiro do Plano priorizou o acesso dos recursos às CESBs, forçando os municípios a transferi-los, por meio de contratos de concessão, para as empresas estatais (SNSA, 2009).

Uma das consequências desse modelo foi a priorização dos investimentos para as capitais e municípios com maior população urbana, onde o retorno financeiro para as CESBs se mostrava mais garantido. Dessa forma, os municípios com menor número de habitantes, onde não houve atuação das CESBs em um primeiro momento, tiveram maior dificuldade em receber investimentos em saneamento (MORAES, 2014), o que acabou resultando em um atraso na implantação dos seus sistemas de tratamento de esgotos.

O término do PLANASA, em meados da década de 1980, coincidiu com a promulgação da Constituição Federal, que definiu as competências características dos três níveis de governo e, dessa forma, consagrou o município como um ente da federação, atribuindo-lhe competência tributária própria, capacidade política eletiva e de auto-organização (CORDEIRO, 2009).

Com relação à inserção do saneamento na Constituição Federal, os conteúdos dos artigos 23 e 30 suscitaram vários debates quanto à definição da responsabilidade por esse serviço, pois, enquanto o primeiro prevê competências concorrentes entre União, Estados, Distrito Federal e Municípios para a promoção de “melhoria das condições [...] de saneamento básico” (BRASIL, 1988, art. 23, inciso IX), o segundo atribui especificamente ao Município a competência para “organizar e prestar [...] os serviços públicos de interesse local [...]” (BRASIL, 1988, art. 30, inciso V), o que tem sido interpretado como incluindo as ações de saneamento e, portanto, o reconhecimento da titularidade municipal sobre os serviços de saneamento básico¹ (HELLER, 2009).

A extinção do PLANASA, ocorrida oficialmente em 1992, por muito tempo não foi sucedida por novo arranjo político-institucional para o setor de saneamento, que se caracterizou nos anos 90 por uma série de ações dispersas e não perenes, enfraquecidas pela ausência de uma política setorial consistente (BASTOS, 2009; JUNIOR, 2009; SNSA, 2009). Destacam-se ainda, na década de 1990, as tentativas não concretizadas de privatização dos serviços de saneamento (BASTOS, 2009), dentro do contexto de uma agenda neoliberal que buscava a rentabilidade dos serviços de infraestrutura por meio da inserção do capital privado.

¹ Este posicionamento ficou consolidado quando da decisão da Ação Direta de Inconstitucionalidade nº 1.842/RJ pelo Supremo Tribunal Federal (STF) em 2012. Na ocasião, ficou decidido que a titularidade dos serviços de saneamento básico é, de fato, municipal e que, somente nos casos das Regiões Metropolitanas há o compartilhamento da titularidade entre os Estados e os Municípios. Dessa forma, salvo nas Regiões Metropolitanas, a atuação dos Estados no campo do saneamento é somente possível mediante a delegação municipal deste serviço às Companhias Estaduais (ANTUNES, 2013).

Dessa forma, no início da década de 2000, o setor de saneamento enfrentava uma série de desafios de ordem financeira, operacional e institucional, destacando-se o contingenciamento de crédito para o setor público, a persistência dos baixos índices de coleta e tratamento de esgotos, com impactos diretos sobre a qualidade de vida e a saúde da população, a falta de informações dos municípios sobre o setor e a falta de clareza relativa ao acompanhamento e à fiscalização das concessões (ALBUQUERQUE; FERREIRA, 2012).

Logo após a promulgação da Constituição Federal em 1988, deu-se início ao processo de regulamentação dos artigos 182 e 183, que tratam da política urbana, culminando com a publicação da Lei 10.257/2001, denominada de Estatuto da Cidade (MORAES, 2009), a qual estabeleceu ampla interface com o setor de saneamento na medida em que inseriu o direito ao saneamento ambiental como uma das diretrizes da política urbana, de modo a garantir o direito a cidades sustentáveis (BRASIL, 2001).

Nesse contexto, um marco importante para o setor foi a criação, em 2003, do Ministério das Cidades, com a missão de assegurar o direito à cidade, integrando os setores de habitação, saneamento ambiental, mobilidade e ordenamento territorial (PINHEIRO, 2009). Dentro da estrutura do Ministério das Cidades, foi criada a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA), com a missão específica de assegurar os direitos fundamentais de acesso à água potável com qualidade e quantidade, a vida em ambiente salubre nas cidades e no campo, segundo os princípios da universalidade, equidade e integralidade, firmando-se como órgão setorial responsável pela coordenação da política de saneamento (ALBUQUERQUE; FERREIRA, 2012; SNSA, 2009).

Com presença atuante na SNSA, a Frente Nacional pelo Saneamento Ambiental (FNISA), criada em 1997 como uma coalizão de resistência ao processo de concessão privada dos serviços de saneamento, articulou-se em torno da criação de uma política nacional para o setor, conduzindo a promulgação da Lei Federal 11.445/2007², conhecida como Lei Nacional do Saneamento Básico (LNSB) (COSTA, 2009; DUTRA, 2009). Nesse mesmo período, houve a retomada dos investimentos ao setor com o lançamento do Programa de Aceleração do Crescimento – PAC, que previu o aporte de R\$ 40 bilhões para o saneamento (SNSA, 2009).

Outro instrumento jurídico de grande impacto para o setor foi a Lei 11.107/2005³, ou Lei dos Consórcios, que estabeleceu as diretrizes para a gestão associada dos serviços

² Regulamentada pelo Decreto nº 7.217/2010

³ Regulamentada pelo Decreto nº 6.017/2007

públicos, abrindo possibilidades para diversos arranjos institucionais entre os entes federados (BRITTO, 2009).

É interessante destacar que, dentre os setores com interfaces evidentes, o saneamento foi o último a dispor de política nacional, mediante a Lei 11.445/2007, a qual foi precedida pela Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981), a Lei Orgânica da Saúde (Lei 8.080/1990), a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) e a Política Urbana (Lei 10.257/2001), o que demonstra a falta de prioridade política com o setor (JUNIOR, 2009).

Com o advento da Lei 11.445/2007, o setor de saneamento passou a contar com diretrizes e regras próprias, sendo a definição de saneamento estendida para além do abastecimento de água potável e esgotamento sanitário, incluindo também os serviços de limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007, art. 3º).

Ao definir os princípios fundamentais balizadores dos serviços públicos de saneamento básico⁴ (BRASIL, 2007, art. 2º), a LNSB se firmou como uma política social orientada pela universalização do acesso e integralidade das ações e pelo objetivo de contribuir para a redução das desigualdades regionais e para a geração de renda, incentivando a articulação com as demais políticas de interesse social e a efetiva participação da sociedade nos processos decisórios (SNSA, 2009).

O princípio da universalização do acesso, ao ser elencado no topo da lista, adquire especial importância na condução das políticas e ações de saneamento básico, tendo

⁴ (grifo nosso)

I - **universalização do acesso;**

II - **integralidade**, compreendida como o conjunto de todas as atividades e componentes de cada um dos diversos serviços de saneamento básico, propiciando à população o acesso na conformidade de suas necessidades e maximizando a eficácia das ações e resultados;

III - abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à **saúde pública** e à **proteção do meio ambiente;**

IV - disponibilidade, em todas as áreas urbanas, de serviços de drenagem e de manejo das águas pluviais adequados à saúde pública e à segurança da vida e do patrimônio público e privado;

V - adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as **peculiaridades locais e regionais;**

VI - **articulação** com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção da saúde e outras de **relevante interesse social** voltadas para a **melhoria da qualidade de vida**, para as quais o saneamento básico seja fator determinante;

VII - eficiência e sustentabilidade econômica;

VIII - utilização de **tecnologias apropriadas**, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de **soluções graduais e progressivas;**

IX - transparência das ações, baseada em sistemas de informações e processos decisórios institucionalizados;

X - controle social;

XI - segurança, qualidade e regularidade;

XII - **integração** das infraestruturas e serviços com a **gestão eficiente dos recursos hídricos;**

XIII - adoção de medidas de fomento à moderação do consumo de água. (Incluído pela Lei nº 12.862, de 2013).

consolidado uma diretriz trazida pela Constituição Federal no seu artigo 194, inciso I, que determina que as ações destinadas a assegurar o direito à saúde, das quais se entende que o saneamento faz parte, devem pautar-se no objetivo de atingir a universalidade da cobertura e do atendimento (MORAES, 2014).

Incorporando a visão ampla do saneamento, o princípio da integralidade, cujo conceito foi adaptado da área da saúde, pode ser entendido como o acesso ao conjunto das soluções e dos serviços públicos de saneamento básico, na medida em que seus componentes se inter-relacionam e interferem na saúde pública e no meio ambiente, alterando a qualidade de vida de cada indivíduo e da coletividade (MORAES, 2014).

Outro ponto importante diz respeito à consolidação dos objetivos dos sistemas de saneamento básico, cujas ações devem almejar tanto a promoção da saúde pública como a proteção do meio ambiente (BRASIL, 2007).

Além de consagrar uma definição abrangente do saneamento básico, que historicamente se restringia à água e ao esgoto, e de reconhecer seu caráter de serviço essencial, a nova Lei determina que os mesmos sejam prestados observando planejamento, regulação, fiscalização e controle social, definidos pelo titular dos serviços, ou seja, os municípios (MONTENEGRO, 2009; WARTCHOW, 2009). É válido ressaltar que o planejamento é atribuição exclusiva do titular, sendo facultado ao mesmo delegar a regulação, a fiscalização e a prestação dos serviços (MORAES, 2014).

Dessa forma, a LNSB colocou o município como protagonista das ações de saneamento no seu território, cabendo ao mesmo elaborar os planos municipais de saneamento básico, prestar diretamente ou delegar a prestação dos serviços, definir o ente responsável pela sua regulação e fiscalização, fixar os direitos e deveres dos usuários, estabelecer mecanismos de controle social e sistema de informações (BRASIL, 2007, art. 9º).

Por fim, é relevante destacar a importância atribuída pela LNSB à intersetorialidade dos serviços públicos de saneamento básico, prevendo no rol dos seus princípios fundamentais a necessidade de articulação dos mesmos com as demais políticas de interesse social, principalmente aquelas com as quais o saneamento possui interfaces mais evidentes, como a gestão de recursos hídricos, o meio ambiente, a política urbana e a saúde (BRITTO, 2014).

No contexto do presente trabalho, a interação do saneamento básico, notadamente o esgotamento sanitário, com a gestão dos recursos hídricos, e em maior escala, com o meio ambiente, merece atenção especial, já que, conforme destaca Britto (2014), em áreas urbanas, o setor de saneamento é o maior usuário dos recursos hídricos, tanto para o abastecimento, quanto para a disposição de águas residuárias e pluviais.

Como já mencionado anteriormente, estes setores contam há mais tempo com um ordenamento jurídico-legal e possuem uma arquitetura institucional melhor definida do que o setor de saneamento básico. Dentre os mecanismos existentes na área de recursos hídricos e meio ambiente que influenciam diretamente o saneamento, destacam-se o licenciamento ambiental, a outorga de direito de recursos hídricos e o enquadramento dos corpos d'água (BRITTO, 2014).

Diante do quadro histórico e conceitual exposto neste item, percebe-se que, oito anos após a promulgação do ordenamento jurídico do saneamento básico, ainda existe uma distância muito grande entre o cenário almejado para o setor e o modelo de saneamento atualmente praticado no país, com o agravante das desigualdades regionais no acesso aos serviços.

No contexto deste trabalho, destaca-se o desafio existente na integração do saneamento, particularmente o esgotamento sanitário, com as demais políticas concernentes ao meio ambiente, e no seu reconhecimento como parte relevante dos sistemas urbanos, cuja interferência no meio ambiente, especialmente nos recursos hídricos, não pode ser ignorada.

3.2 PANORAMA ATUAL DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL

Como já mencionado na seção anterior, o esgotamento sanitário é um dos componentes do saneamento básico, cabendo ser apresentada, neste momento, a sua definição de acordo com a Lei 11.445/2007, que o conceitua como o conjunto de "[...] atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente" (BRASIL, 2007).

Informações e números oficiais sobre a situação do esgotamento sanitário no Brasil, em distintos níveis de desagregação espacial, podem ser encontrados em maior extensão nos bancos de dados mantidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA), vinculada ao Ministério das Cidades.

Com relação aos dados produzidos pelo IBGE, as informações estão disponíveis principalmente na Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) e na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), as quais possuem diferentes metodologias de amostragem e periodicidade de divulgação. Já a SNSA é responsável pela manutenção do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), cujas informações são divulgadas anualmente no "Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto".

A seguir, é feita uma breve descrição das pesquisas supracitadas, a fim de esclarecer os métodos de amostragem empregados e a sua abrangência espacial, os quais influenciam na interpretação e comparação dos dados.

Iniciada em 1967, a PNAD se constitui em um sistema de pesquisas por amostra de domicílios que investiga anualmente diversas características socioeconômicas e demográficas da população residente nas unidades domiciliares, dentre as quais se inclui a situação do esgotamento sanitário. A PNAD é realizada por meio de uma amostra probabilística de domicílios, cuja metodologia de seleção permite a expansão da mesma de modo a representar toda a população do país (BRASIL, 2012).

Também realizada pelo IBGE, a PNSB tem por objetivo investigar as condições do saneamento básico de todos os municípios brasileiros, garantindo, desta forma, a cobertura nacional da investigação. A PNSB é um levantamento censitário que tem como população-alvo todos os órgãos que atuam na prestação de serviços de saneamento básico à população, apresentando desagregação até o nível distrital para a pesquisa de esgotamento sanitário. A primeira edição do estudo, nos moldes atuais, foi realizada em 2000, sendo a versão mais recente divulgada em 2010 utilizando dados levantados pelo IBGE em 2008 (BRASIL, 2010).

Por fim, o SNIS é um banco de dados administrado pelo Ministério das Cidades via SNSA, atualizado anualmente por meio do envio de formulários aos prestadores de serviços, que fornecem informações sobre atendimento, aspectos operacionais, financeiros, qualidade dos serviços e planejamento municipal. O fato de depender do fornecimento voluntário das informações por parte dos agentes do setor faz com que a pesquisa apresente algumas limitações, como a abrangência espacial restrita aos municípios adimplentes com a pesquisa. Na edição de 2014, referente ao ano de 2013, a representatividade da amostra relativa ao esgotamento sanitário foi de 67,0% do total de municípios e 91,1% da população urbana do Brasil.

Cabe aqui destacar que as diferenças metodológicas existentes entre as referidas pesquisas implicam na exposição de cenários distintos de acesso aos serviços de saneamento básico, podendo este conceito variar dependendo do enfoque do estudo.

Essa questão foi objeto de discussão no estudo denominado "Panorama do Saneamento Básico no Brasil", que é uma coletânea de trabalhos produzidos por diversos pesquisadores com o intuito de subsidiar a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), prevista no artigo 52 da LNSB. Esse material se constitui em uma extensa fonte de informações atualizadas sobre a situação do saneamento básico no Brasil e será utilizado

neste item para aprofundar a análise das estatísticas trazidas nas pesquisas do IBGE e no diagnóstico do SNIS.

Conforme destacado no segundo volume da coletânea, os dados do SNIS e da PNSB, por serem coletados junto aos prestadores de serviço, concentram interesse nas informações operacionais e financeiras, caracterizando a **oferta** dos serviços. Já a PNAD expressa as condições de saneamento de domicílios particulares permanentes, incluindo no levantamento a existência de soluções sanitárias não oferecidas pelos prestadores, caracterizando, dessa forma, a **demand**a pelos serviços de saneamento (MORAES, 2014).

No mesmo documento, é trazida ainda uma relevante discussão sobre o conceito de déficit em saneamento, que lança um novo olhar sobre as informações produzidas pelos sistemas de informação oficiais e induz a uma interpretação mais cautelosa dos bancos de dados sobre saneamento.

Segundo Moraes (2014), a análise contida nas pesquisas restringe-se à dimensão quantitativa do acesso, por meio da divulgação de indicadores e quantitativos de oferta e demanda dos serviços. No entanto, a disponibilidade da solução sanitária ou do serviço não implica, necessariamente, no acesso contínuo e de qualidade, aspecto que não está contemplado nos bancos de dados existentes.

O texto do documento vai ainda mais além ao questionar sobre as alternativas aceitas pelas pesquisas como soluções sanitárias adequadas, o que influencia na abrangência do conceito de “acesso” ou “cobertura” utilizado por cada uma delas. Moraes (2014) destaca que os sistemas de informação existentes são um reflexo do paradigma tecnológico atual, pautado na crença de que as tecnologias convencionais são as mais indicadas para solucionar os problemas provenientes da falta de saneamento básico. Como exemplo, podem ser citadas as chamadas “fossas rudimentares”, consideradas inapropriadas pelo IBGE, as quais incluem, além das fossas negras, outras tecnologias que podem ser adequadas dependendo da realidade local, como as fossas secas ventiladas, fossas de fermentação, dentre outras.

Dessa forma, o estudo em questão propõe uma definição de déficit em saneamento básico que contemple, além da infraestrutura implantada, os aspectos socioeconômicos e culturais e a qualidade do serviço, sendo composto tanto pela população que não dispõe de solução sanitária, incluindo até mesmo aquela que tem oferta mas não usa o serviço coletivo devido a fatores socioculturais, como também pela população que possui atendimento precário, sendo este entendido como a oferta com qualidade indesejável ou a solução sanitária individual funcionando de forma precária (MORAES, 2014). A Figura 1 representa o conceito de déficit proposto no documento.

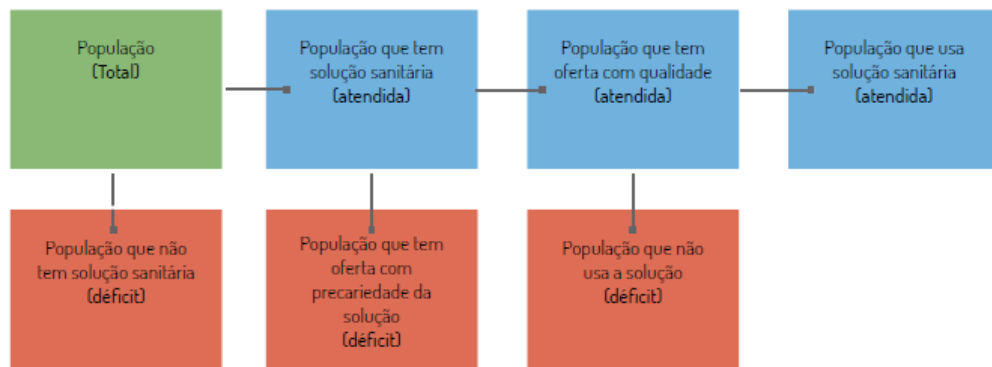


Figura 1 - Representação do conceito de déficit em saneamento básico
Fonte: Moraes (2014)

Com relação ao esgotamento sanitário, o déficit existe quando há ausência ou precariedade da solução utilizada para disposição dos esgotos gerados, podendo esta última se dar tanto na rede coletora, quando da ocorrência de episódios de vazamentos ou entupimentos, por exemplo, como nas estações de tratamento de esgoto, quando estas não estão presentes ou estão operando de forma ineficiente, o que acarreta em prejuízos à saúde da população e aos recursos naturais (MORAES, 2014).

Na Tabela 2, são resumidas as principais diferenças metodológicas, conceituais, temporais e espaciais entre as pesquisas sobre saneamento citadas até então, cujos resultados relativos ao esgotamento sanitário serão apresentados adiante e analisados, na medida do possível, sob a ótica do conceito de déficit em saneamento exposto anteriormente.

Tabela 2 - Principais diferenças metodológicas, conceituais, temporais e espaciais entre as pesquisas oficiais sobre saneamento básico

	PNAD	PNSB	SNIS
População-alvo	População residente nas unidades domiciliares	Prestadores de serviços em saneamento	Prestadores de serviço em saneamento
Método de amostragem	Entrevistas em domicílios selecionados mediante critérios de amostragem probabilística	Levantamento censitário (aplicação de questionários aos prestadores de serviço)	Preenchimento de formulários na internet pelos prestadores de serviço
Periodicidade	Anual	Nos moldes atuais, foi realizada em 2000 e 2008	Anual
Abrangência espacial	Nacional	Nacional	Municípios adimplentes com a pesquisa
Conceito de atendimento com rede coletora	Abrange ligação à rede coletora de esgoto e à rede pluvial	Abrange ligação à rede coletora de esgoto e à rede pluvial (não inclui soluções individuais)	Abrange somente ligação à rede coletora de esgoto
Perspectiva do acesso ao esgotamento sanitário	Demanda	Oferta	Oferta
Última edição disponível	2012 ^(*)	2008	2013

NOTA: (*) com acesso gratuito

De acordo com os dados divulgados pela PNAD 2012 (BRASIL, 2012), 23,9% da população brasileira não possui acesso adequado ao serviço de afastamento dos esgotos

sanitários. Como pode ser observado na Figura 2, esse percentual inclui tanto as pessoas que não dispõem de banheiro ou sanitário, como aquelas que utilizam fossas rudimentares ou outras soluções sanitárias inadequadas. Se computados nesse déficit os moradores que utilizam as fossas sépticas como solução sanitária, tanto aquelas ligadas à rede coletora como a sumidouros, esse percentual é ainda maior, abrangendo 45,2% da população do país.

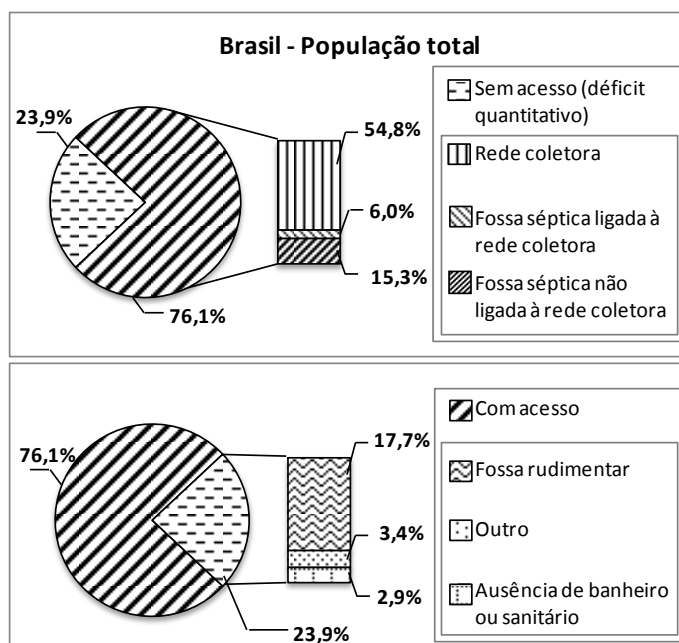


Figura 2 - Situação do acesso ao esgotamento sanitário da população total do Brasil⁵
 Fonte: Elaborado a partir de dados da PNAD 2012 (BRASIL, 2012)

Quando considerada somente a realidade da população urbana, o cenário é um pouco melhor, visto que 16,1% desta parcela da população não dispõem de afastamento adequado dos esgotos sanitários, com um percentual de 36,2% sem acesso à rede pública coletora de esgotos, conforme apresentado na Figura 3.

Sob a perspectiva da oferta do serviço de esgotamento sanitário, os dados do Diagnóstico 2013 do SNIS Água e Esgoto (BRASIL, 2014) mostram que 51,4% da população brasileira ainda não possui acesso à rede coletora de esgotos, percentual que atinge 43,7% se considerada somente a população urbana, como pode ser visto na Figura 4.

É interessante mencionar que o déficit quantitativo apontado pelo SNIS supera aquele calculado com base nos dados da PNAD. Isso é explicado pelo fato de o SNIS não computar nos seus índices de atendimento os domicílios ligados às redes pluviais, os quais não constam como economias residenciais ativas perante os prestadores de serviço.

⁵ A definição de rede coletora inclui tanto as redes de esgoto como as redes de águas pluviais.

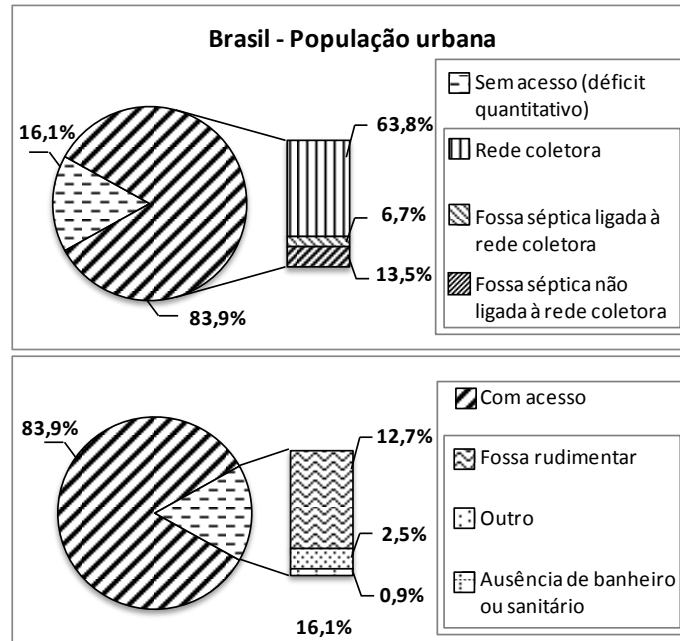


Figura 3 - Situação do acesso ao esgotamento sanitário da população urbana do Brasil (vide nota 5)
Fonte: Elaborado a partir de dados da PNAD 2012 (BRASIL, 2012)

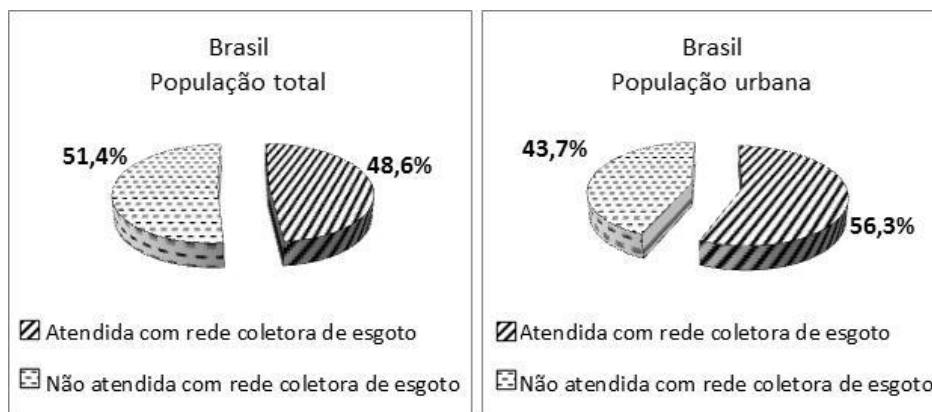


Figura 4 - Níveis de atendimento com rede coletora de esgotos, para a população total e para a população urbana do Brasil⁶

Fonte: Elaborado a partir de dados do SNIS 2013 (BRASIL, 2014)

Refletindo a dimensão qualitativa do déficit em esgotamento sanitário, o índice de tratamento de esgotos divulgado pelo SNIS informa sobre a qualidade do acesso sob o ponto de vista da adequação à proteção ambiental, uma vez que contabiliza o volume de esgoto bruto que é lançado no ambiente.

De acordo com o Diagnóstico 2013, 69,4% dos esgotos coletados são submetidos a tratamento antes da sua destinação final. No entanto, se considerado o volume total dos esgotos gerados, o índice de tratamento é muito menor, atingindo um percentual de apenas 39,0% (Figura 5). Esses números indicam que vem ocorrendo um aporte considerável de

⁶ A definição de rede coletora inclui somente a rede de esgoto (não contempla soluções individuais nem ligação às redes de águas pluviais).

carga orgânica e de patógenos ao meio ambiente, tendo em vista a elevada representatividade da edição de 2013 do SNIS em termos de população amostrada.

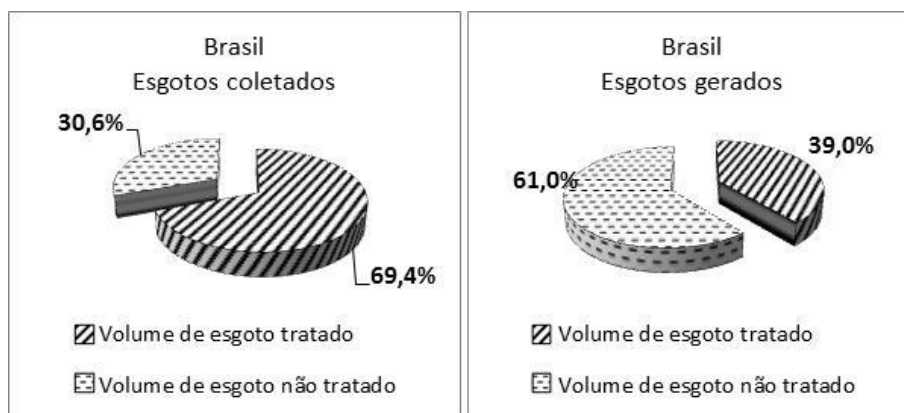


Figura 5 - Índices de tratamento de esgotos em relação ao volume coletado e ao volume gerado no Brasil (vide nota 6)

Fonte: Elaborado a partir de dados do SNIS 2013 (BRASIL, 2014)

Ainda sob a ótica da oferta dos serviços de esgotamento sanitário, a PNSB 2008 revelou que, na época do estudo, pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) possuíam rede coletora de esgotos (Figura 6).

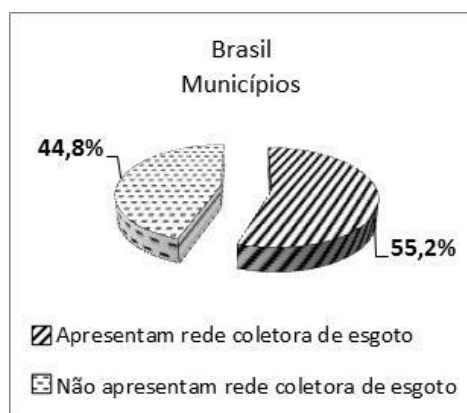


Figura 6 - Nível de atendimento com rede coletora de esgotos nos municípios brasileiros⁷

Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)

No que diz respeito ao tratamento dos esgotos nos municípios brasileiros, a pesquisa apontou que apenas 28,5% deles o fizeram em 2008. Apesar de menos de 1/3 dos municípios brasileiros contarem com tratamento de esgoto, o volume tratado representava, em 2008, 68,8% do volume coletado, corroborando com o índice divulgado pelo SNIS em 2013 (Figura 7). Esse resultado indica que os municípios que possuíam tratamento de esgoto concentravam uma parcela significativa do esgoto coletado no país (BRASIL, 2010).

⁷ A definição de rede coletora inclui tanto as redes de esgoto como as redes de águas pluviais, não contemplando soluções individuais. São contabilizados os municípios em que pelo menos um distrito (mesmo que parte dele) tem coleta de esgotos.

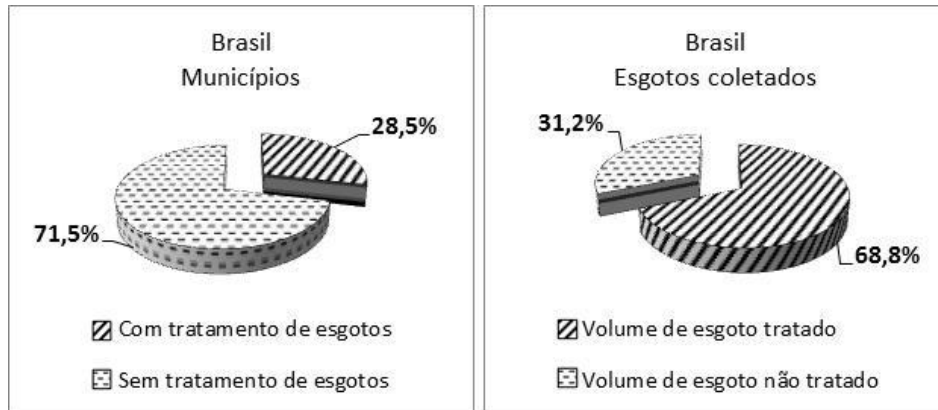


Figura 7 - Nível de tratamento de esgotos em relação ao número de municípios e ao volume coletado⁸
 Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)

Após a exposição do cenário geral do esgotamento sanitário no Brasil, foi feito um recorte das informações abordadas neste item para a região Sudeste e, na medida da disponibilidade dos dados, para o Estado de São Paulo, com o intuito de contextualizar a realidade da região objeto deste estudo, que se destaca do restante do país. Também foram apresentados os dados agrupados segundo as faixas de tamanho dos municípios, com destaque para aqueles com população inferior a 300.000 habitantes, que representam 98,6% do total de municípios do país.

A região Sudeste é a mais populosa do Brasil, reunindo municípios e regiões metropolitanas com elevado número de habitantes e alta densidade populacional (BRITTO, 2014). Essa macrorregião é caracterizada pelo maior grau de desenvolvimento econômico e tecnológico (MORAES, 2014), tendo recebido, ao longo da história, grande parte dos recursos destinados às ações de saneamento (SNSA, 2009). Isso se refletiu em maiores índices de cobertura por rede coletora e de tratamento de esgoto, conforme será apresentado a seguir.

De acordo com os dados do SNIS, os índices de atendimento com rede coletora de esgotos na região Sudeste são bastante superiores à média brasileira, atingindo 77,3% e 82,2% para a população total e urbana, respectivamente, como pode ser observado na Figura 8.

Já no tocante ao índice de tratamento de esgotos, quando calculado em relação ao volume coletado, o valor obtido na região Sudeste (64,3%) está ligeiramente abaixo do índice nacional, que foi de 69,4% em 2013. Quando se comparam os índices calculados em relação ao volume de esgoto gerado, tem-se que o percentual de tratamento na região Sudeste (43,9%) supera a média nacional (39,0%) (Figura 9).

⁸ São contabilizados os municípios em que pelo menos um distrito (mesmo que parte dele) tem coleta de esgotos e, dentre estes, os que têm tratamento.

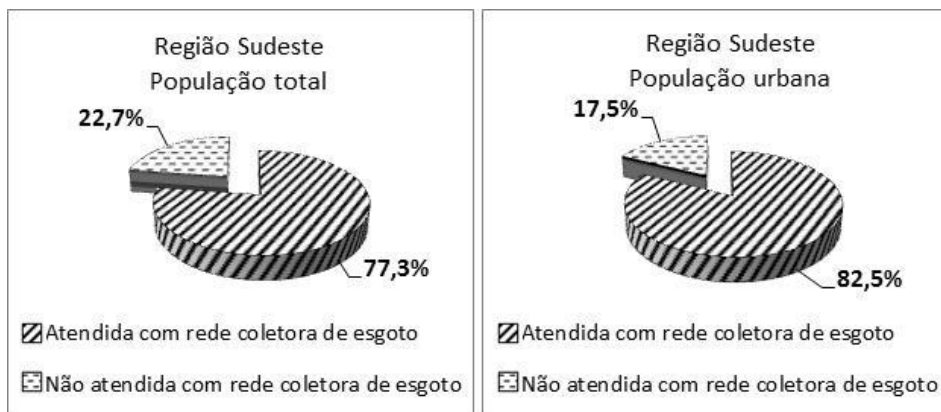


Figura 8 - Níveis de atendimento com rede coletora de esgotos, para a população total e para a população urbana da região Sudeste⁹

Fonte: Elaborado a partir de dados do SNIS 2013 (BRASIL, 2014)

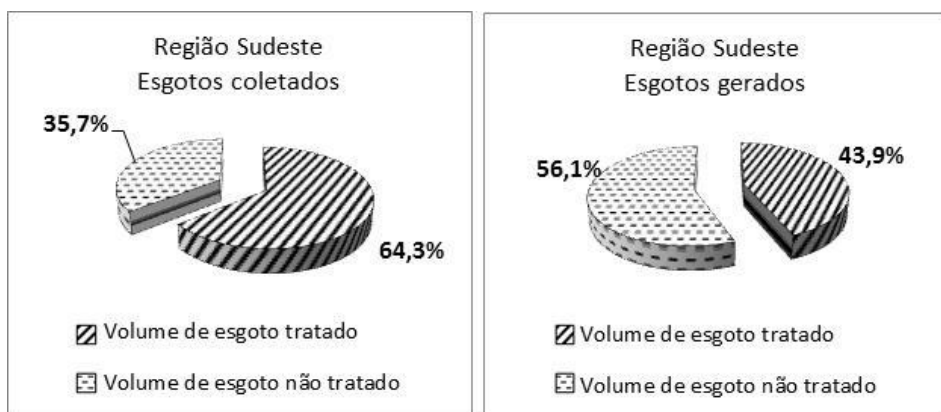


Figura 9 - Índices de tratamento de esgotos em relação ao volume coletado e ao volume gerado na região Sudeste¹⁰

Fonte: Elaborado a partir de dados do SNIS 2013 (BRASIL, 2014)

Avaliando o número de municípios com rede coletora de esgotos, o percentual calculado para a região Sudeste (95,1%), com base nos dados da PNSB 2008, está muito acima do índice nacional (55,2%). No estado de São Paulo, foi registrada uma presença relativa ainda maior de municípios com rede coletora (99,8%), representando o melhor valor obtido dentre as Unidades da Federação (Figura 10).

No que concerne ao tratamento de esgotos, a região Sudeste e, notadamente, o estado de São Paulo, mais uma vez ocupam posição de destaque no cenário nacional. No entanto, a ausência de tratamento de esgotos ainda é realidade em um número elevado de municípios da região mais desenvolvida do país, já que 51,6% deles em 2008 permaneciam sem esse serviço. No estado de São Paulo, esse percentual foi de 21,6% naquele ano (Figura 11).

⁹ A definição de rede coletora inclui somente a rede de esgoto (não contempla soluções individuais nem ligação às redes de águas pluviais).

¹⁰ O volume de esgoto gerado foi adotado como sendo igual ao volume de água consumido.

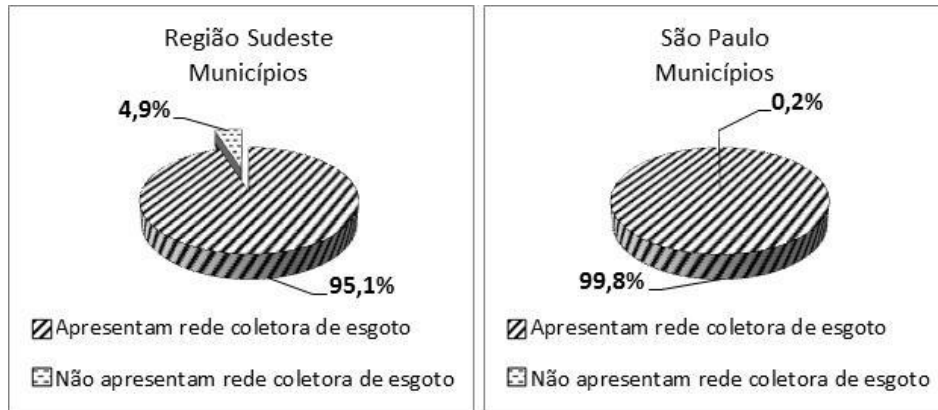


Figura 10 - Nível de atendimento com rede coletora de esgotos nos municípios da região Sudeste e do estado de São Paulo (vide nota 7)

Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)

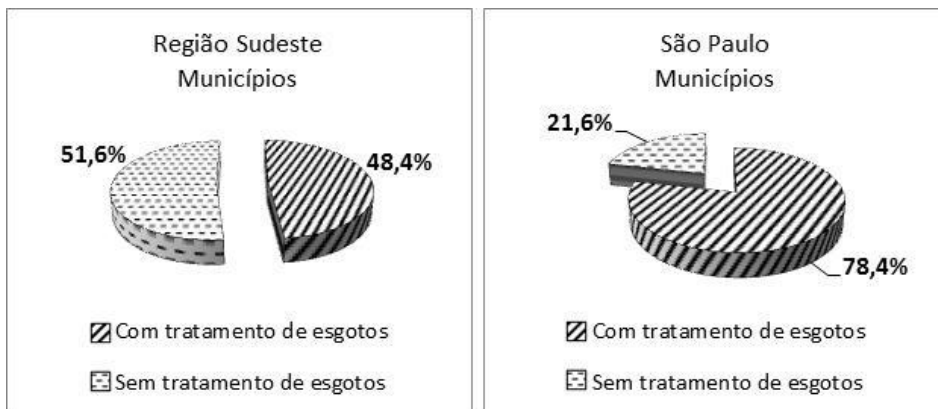


Figura 11 - Nível de tratamento de esgotos em relação ao número de municípios da região Sudeste e do estado de São Paulo (vide nota 8)

Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)

No recorte por faixa de tamanho da população, os dados da PNSB 2008 revelaram que os municípios com menos de 50.000 habitantes, que representam 89,8% do total do país, possuíam cobertura (51,8%) abaixo da média nacional (55,2%), o que pode ser explicado pela presença de municípios preponderantemente rurais e com população mais dispersa, o que dificulta o fornecimento dos serviços de coleta de esgoto (BRASIL, 2010). Nos municípios com população superior entre 50.000 e 300.000 habitantes, os índices de atendimento estiveram bem acima da média nacional, como pode ser observado na Figura 12.

No que se refere ao volume de esgoto tratado, em relação ao volume coletado, os percentuais de tratamento dos municípios com menos de 300.000 habitantes foram inferiores à média nacional (68,8%), conforme apresentado na Figura 13. Somente nos municípios com população superior a 1.000.000 habitantes, o volume de esgoto tratado foi superior a 90% (BRASIL, 2010).



Figura 12 - Nível de atendimento com rede coletora de esgotos nos municípios brasileiros, segundo os grupos de tamanho (vide nota 7)

Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)



Figura 13 - Índices de tratamento de esgotos em relação ao volume coletado nos municípios brasileiros, segundo os grupos de tamanho

Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)

Com relação à distribuição dos prestadores de serviço de esgotamento sanitário no Brasil, as entidades de abrangência regional (constituídas em grande parte pelas companhias estaduais) foram responsáveis, em 2013, pelo atendimento de mais da metade (56,8%) dos municípios que responderam ao SNIS, o que representa dois terços (66,7%) da população urbana amostrada. Os prestadores locais responderam pelo atendimento de 42,6% dos municípios adimplentes com a pesquisa, representando 32,9% da população amostrada. O percentual restante (0,6% dos municípios e 0,4% da população urbana amostrada) corresponde aos prestadores de abrangência microrregional (BRASIL, 2014).

Já os dados da PNSB 2008 indicam um cenário diferente do SNIS quanto à distribuição dos prestadores de serviço, apontando a predominância da participação das entidades municipais na prestação dos serviços de esgotamento sanitário (65,3% dos municípios), ficando os prestadores estaduais com um percentual de apenas 31,8%. Com relação à natureza jurídica, há participação majoritária das prefeituras (administração direta do poder público),

que são responsáveis pelo esgotamento sanitário de 55,4% dos municípios brasileiros (BRASIL, 2010).

Essa discrepância pode ser explicada pela baixa representatividade da amostra do SNIS com relação à quantidade de municípios adimplentes com a pesquisa de esgotamento sanitário, o que faz com que os índices que utilizam como base de cálculo o número de municípios não reflitam a realidade nacional.

Se considerada a região Sudeste como um todo, a distribuição dos prestadores de serviço nos municípios se assemelha com o cenário nacional, havendo predomínio das entidades municipais (65,8%). Já em São Paulo, a participação relativa do prestador estadual é muito maior do que no restante do país, atuando em 56,0% dos municípios do estado (IBGE, 2015).

Embora os índices de cobertura e, principalmente, de tratamento de esgotos nos municípios brasileiros ainda estejam muito aquém do desejável, as pesquisas mencionadas anteriormente revelam que o setor tem evoluído nos últimos anos.

De 2000 a 2008, o número de municípios com acesso a esgotamento sanitário aumentou 6,8%, tendo havido um acréscimo ainda maior, de 39,5%, no número de economias residenciais esgotadas, indicando que a expansão do serviço se concentrou na ampliação da rede coletora nos municípios já atendidos. Quanto ao volume de esgoto tratado, igual a 68,8% em 2008, houve um avanço considerável em relação a 2000, quando o índice de tratamento de esgotos era de apenas 35,3% (BRASIL, 2010).

Considerando o período compreendido entre 2012 e 2013, o diagnóstico do SNIS apontou um acréscimo de 4,6% no número de ligações e de 7,8% na extensão das redes. No que se refere ao volume de esgoto coletado e tratado, houve um aumento de 1,4% e 1,0%, respectivamente (BRASIL, 2014).

Apesar do aumento quantitativo nos índices de atendimento, decorrentes dos investimentos realizados no setor, verifica-se que os sistemas de tratamento de esgotos existentes ainda carecem de atenção pelos prestadores de serviço, uma vez que, de acordo com a PNSB 2008, apenas 13,7% dos municípios que possuem rede coletora estão investindo em melhorias ou ampliações em suas estações de tratamento, enquanto 38,7% estão investindo em melhorias nas redes coletoras e 34,6% nas ligações prediais (BRASIL, 2011).

Em face do cenário exposto até o momento, verifica-se que o setor de esgotamento sanitário no Brasil ainda tem um longo caminho a percorrer para atingir a universalização do atendimento e o fornecimento do serviço em condições satisfatórias tanto à população como ao meio ambiente, conforme preconizado na Lei Federal 11.445/2007.

Observa-se ainda que a região Sudeste, e, especialmente, o estado de São Paulo, estão mais avançados em relação ao restante do país, o que não significa que foram superadas as questões relativas à cobertura e adequação do serviço de esgotamento sanitário, cujos impactos ao meio ambiente são agravados pela elevada concentração populacional presente nessa parcela do país.

3.3 ESGOTOS SANITÁRIOS, RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE - LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Retomando o arcabouço conceitual e legal trazido pela Lei 11.445/07, apresentado na seção 3.1, percebe-se a importância atribuída à integração do saneamento com os recursos hídricos, uma vez que a LNSB contém vários princípios e diretrizes alinhados com a Política Nacional de Recursos Hídricos, com destaque para adoção da bacia hidrográfica como unidade de referência para o planejamento das ações de saneamento básico (BRASIL, 2007, art. 48, inciso X).

Conforme destacado por Senra e Montenegro (2009), a relação entre saneamento e recursos hídricos, na prática, é mediada principalmente por dois instrumentos de planejamento e gestão: o enquadramento dos corpos d'água e a outorga de direito de uso dos recursos hídricos. Neste item, será feita uma abordagem acerca do primeiro, tendo em vista o enfoque do presente trabalho nos aspectos qualitativos da gestão hídrica, embora estes não possam ser dissociados dos aspectos quantitativos.

De acordo com a Lei 9.433/97, o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa a assegurar uma qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, além de diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes (BRASIL, 1997).

No Brasil, a Resolução CONAMA 357/2005 estabeleceu treze classes de qualidade para as águas do território nacional (águas doces: classe especial e 1 a 4; águas salobras: classe especial e 1 a 3; águas salinas: classe especial e 1 a 3), de acordo com a qualidade requerida para os seus usos preponderantes (BRASIL, 2005).

As classes de qualidade são entendidas como um conjunto de condições e padrões de qualidade necessários ao atendimento dos usos predominantes, atuais ou futuros (BRASIL, 2005). Portanto, a cada uma das classes, corresponde uma determinada qualidade a ser assegurada no corpo d'água, a qual é expressa na forma de padrões de qualidade (VON SPERLING, 2005).

Os padrões de qualidade das águas são valores limites estabelecidos para um dado parâmetro de qualidade, os quais devem ser cumpridos, por força da legislação, pelas entidades competentes (BRASIL, 2005; VON SPERLING, 2005).

No estado de São Paulo, a classificação dos corpos d'água estaduais foi definida ainda em 1976, quando da publicação da Lei 997/76¹¹, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. No Título II, que trata da poluição das águas, foram estabelecidas quatro classes de qualidade para as águas interiores situadas no território do estado, segundo seus usos preponderantes, variando de classe 1 a 4. (SÃO PAULO, 1976).

Nas duas próximas tabelas, apresenta-se um comparativo entre as classes de qualidade estabelecidas na Resolução CONAMA 357/2005 e no Decreto Estadual 8.468/76, tanto com relação aos usos preponderantes (Tabela 3) como no que diz respeito a alguns parâmetros de qualidade definidos para cada classe, que são de interesse para o presente trabalho (Tabela 4).

Percebe-se que a divisão em classes estabelecida pela Resolução CONAMA 357/05, com seus respectivos usos preponderantes, é, em termos gerais, compatível com aquela definida pelo Decreto Estadual nº 8.468/76, à exceção principal da existência da classe especial na Resolução CONAMA, cuja destinação se assemelha àquela prevista pela legislação estadual para os corpos d'água de classe 1.

Outra diferença é que a Resolução CONAMA atribui para os corpos d'água de classe 1 e 2 um uso não previsto na legislação estadual para as classes mais nobres: a proteção de comunidades aquáticas. A Resolução CONAMA 357/05 também difere do Decreto Estadual nº 8.468/76 ao não destinar as águas de classe 4 ao abastecimento doméstico, uso previsto na legislação estadual após tratamento avançado.

Com relação aos parâmetros de qualidade estabelecidos nas duas legislações, nota-se que não há valores de referência no Decreto Estadual nº 8.468/76 para corpos d'água de classe 1. A manutenção da sua qualidade é assegurada pela proibição do lançamento de efluentes, que só pode ser permitido mediante comprovação da inviabilidade de outra alternativa de destinação e do atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos para classe 2.

Uma importante alteração trazida pela Resolução CONAMA 357/05 é o estabelecimento de limites flexíveis para o parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o pH, reconhecendo a influência do mesmo sobre a solubilidade da amônia na água. Na legislação estadual, foi definido um limite fixo para esse parâmetro, com valor mais restritivo do que a legislação federal.

¹¹ Regulamentada pelo Decreto nº 8.468/76 e suas alterações (Decreto nº 54.487/09)

Tabela 3 - Comparação entre as classes de qualidade e respectivos usos preponderantes definidos na legislação federal (Res. CONAMA 357/05) e do estado de São Paulo (Dec. 8.468/76).

Decreto Estadual 8468/76		Resolução CONAMA 357/05	
Classe	Usos preponderantes	Classe	Usos preponderantes
1	Abastecimento doméstico (sem tratamento prévio ou com simples desinfecção)	Especial	Abastecimento para consumo humano (com desinfecção) Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas Preservação de ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral
		1	Abastecimento para consumo humano (tratamento simplificado) Proteção das comunidades aquáticas Recreação de contato primário Irrigação de hortaliças consumidas cruas e frutas consumidas com casca e com desenvolvimento rente ao solo
2	Abastecimento doméstico (tratamento convencional) Irrigação (hortaliças e frutas) Recreação de contato primário	2	Abastecimento para consumo humano (tratamento convencional) Proteção de comunidades aquáticas Recreação de contato primário Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e locais com contato direto do público (parques, jardins, etc.)
3	Abastecimento doméstico (tratamento convencional) Preservação elementos da fauna e flora Dessedentação de animais	3	Abastecimento para consumo humano (tratamento convencional ou avançado) Irrigação (culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras) Pesca amadora Recreação de contato secundário Dessedentação de animais
4	Abastecimento doméstico (tratamento avançado) Harmonia paisagística Abastecimento industrial Irrigação Outros usos menos exigentes	4	Navegação Harmonia paisagística

Fonte: Brasil (2005) e São Paulo (1976)

Tabela 4 - Comparação entre alguns parâmetros estabelecidos para as classes de qualidade definidas na legislação federal (Res. CONAMA 357/05) e do estado de São Paulo (Dec. 8.468/76).

Parâmetro	Natureza do limite	Classe 1		Classe 2		Classe 3		Classe 4	
		Decreto Estadual 8.468/76	Resolução CONAMA 357/05	Decreto Estadual 8.468/76	Resolução CONAMA 357/05	Decreto Estadual 8.468/76	Resolução CONAMA 357/05	Decreto Estadual 8.468/76	Resolução CONAMA 357/05
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Mínimo		6,0	5,0	5,0	4,0	4,0	0,5 *	2,0 *
DBO _{5,20} (mg/L)	Máximo		3	5	5	10	10		ND
Nitrato (mg/L)	Máximo		10,0	10,0	10,0	10,0	10,0		ND
Nitrito	Máximo		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0		ND
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Máximo								
pH ≤ 7,5			3,7		3,7 *		13,3 *		
7,5 < pH ≤ 8,0			2,0	0,5 *	2,0 *	0,5 *	5,6 *		ND
8,0 < pH ≤ 8,5			1,0		1,0 *		2,2 *		
pH > 8,5			0,5		0,5 *		1,0 *		
Fósforo total (mg/L)	Máximo								
Ambientes lênticos			0,020		0,030		0,050		
Ambientes intermediários e tributários diretos de ambientes lênticos		(a)	0,025	ND	0,050	ND	0,075		ND
Ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários			0,100		0,100		0,150		
Turbidez (UNT)	Máximo		40	ND	100	ND	100		ND
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Máximo		10	ND	30	ND	60		ND
Coliformes totais (org/100 mL)	Máximo		ND	5000 ^(b)	ND	20000 ^(b)	ND		ND
Coliformes fecais / termotolerantes (org/100 mL)	Máximo		200 ^{(c)(d)}	1000 ^(b)	1000 ^{(c)(d)}	4000 ^(b)	4000 ^{(c)(e)}		ND
Toxicidade	Presença ou ausência		Ausência de efeito crônico	ND	Ausência de efeito crônico	ND	Ausência de efeito agudo		ND
Escherichia coli (org/100 mL) ^(f)	Máximo	120 ^(c)	ND	600 ^(c)	ND	2400 ^{(c)(g)}	ND	ND o	ND

Fonte: Brasil (2005) e São Paulo (1976)

NOTAS: ND = não definido

▪ Os campos marcados com asterisco indicam diferença de valores entre as duas legislações.

▪ Nas águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes, mesmo que tratados, devendo ser mantidas as condições naturais do corpo d'água.

(a) Não é permitido o lançamento de efluentes, mesmo tratados. Manutenção dos padrões estabelecidos para classe 2 para lançamentos existentes.

(b) Em, no mínimo, 80% de pelo menos 5 amostras colhidas num período de até 5 semanas consecutivas

(c) Em, no mínimo, 80% de pelo menos 6 amostras coletadas durante um ano, com frequência bimestral

(d) Para demais usos que não recreação de contato primário (deverá ser obedecida a Resolução CONAMA 274/00)

(e) Para demais usos que não recreação de contato secundário (limite de 2500 coliformes/100 mL) e dessedentação de animais (limite de 1000 coliformes/100 mL)

(f) Limites definidos pela Decisão de Diretoria nº 363/2011/E (CETESB, 2011)

(g) Para demais usos que não recreação de contato secundário (limite de 1500 org/100 mL) e dessedentação de animais (limite de 600 org/100 mL)

Já com relação ao parâmetro oxigênio dissolvido, o limite definido na legislação federal para corpos d'água de classe 4 é mais restritivo (2,0 mg/L) do que aquele estabelecido pela legislação estadual (0,5 mg/L).

Há ainda vários parâmetros de qualidade constantes da Resolução CONAMA 357/05 que não aparecem no Decreto Estadual nº 8.468/76, tais como: fósforo total, turbidez e clorofila *a*. A utilização dos ensaios ecotoxicológicos também representa uma importante avanço introduzido pela Resolução CONAMA 357/05, permitindo uma avaliação mais ampla dos efeitos dos poluentes para as comunidades aquáticas.

O enquadramento dos corpos d'água no estado de São Paulo foi definido em 1977 por meio do Decreto nº 10.755/77, de acordo com a classificação prevista no Decreto nº 8.468/76 (SÃO PAULO, 1977). No entanto, conforme preconizado na PNRH, a definição da classe de qualidade em uma bacia hidrográfica, sub-bacia ou mesmo em um trecho de curso d'água é atribuição do Comitê de Bacia Hidrográfica, devendo ser precedida de estudos de diagnóstico ambiental, social e econômico, de modo a estabelecer a situação atual e prospectiva dos fatores do meio, bem como os usos atuais e futuros desejados para os corpos d'água (PIZELLA; SOUZA, 2007).

Tendo em vista o longo período decorrido entre a promulgação dos referidos decretos e da Resolução CONAMA 357/05 (mais de 25 anos), é evidente a necessidade de adequação da legislação estadual à legislação federal, o que envolve uma atualização do enquadramento dos corpos d'água do Estado de São Paulo, frente à classificação estabelecida pelo CONAMA (CETESB, 2006).

No monitoramento da qualidade das águas do estado de São Paulo mantido pela CETESB, divulgado anualmente nos relatórios de qualidade das águas superficiais, os resultados obtidos nos diversos pontos de monitoramento são comparados aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, sendo avaliada a conformidade dos parâmetros em relação à legislação federal, cujo texto reflete os avanços do conhecimento na gestão de recursos hídricos, tanto em termos técnicos como institucionais (CETESB, 2006).

Segundo a Resolução CONAMA 357/05, o enquadramento dos corpos d'água expressa as metas finais a serem alcançadas ou mantidas, de acordo com o nível de qualidade requerido para atender às necessidades da comunidade (BRASIL, 2005). O fato de um segmento de um curso d'água estar enquadrado em uma determinada classe não significa, necessariamente, que esse seja o seu nível atual de qualidade, mas sim aquele almejado ao longo do tempo. Dessa

forma, os enquadramentos se configuram como pactos sociais, traduzindo os anseios da comunidade, muitas vezes conflitantes, em parâmetros de qualidade (CETESB, 2006).

A referida resolução estabelece ainda a possibilidade da definição de metas intermediárias, que podem ser progressivamente alteradas à medida que são atendidas, até o alcance da meta final e consequente efetivação do enquadramento.

A Figura 14 exibe uma representação gráfica dos principais conceitos trazidos pela Resolução CONAMA 357/05 relativos ao enquadramento dos corpos d'água.

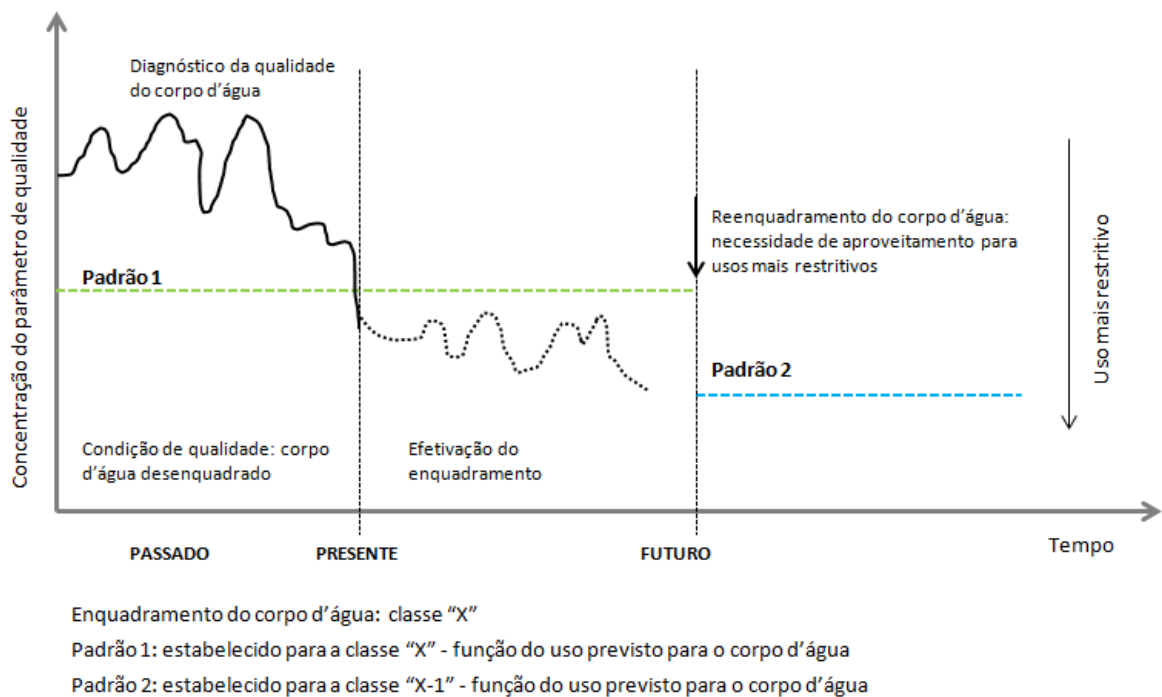


Figura 14 - Representação gráfica dos principais conceitos relativos ao enquadramento de corpos d'água presentes na Resolução CONAMA 357/05

Fonte: Elaborado a partir de informações da Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005)

Para além da definição da classificação do corpo d'água, o enquadramento deve ser visto como um instrumento de planejamento, sendo referência para os demais instrumentos da gestão de recursos hídricos (outorga, cobrança, planos de bacia) e de gestão ambiental (licenciamento, monitoramento) (BRASIL, 2009).

Visando fornecer informações mais representativas da dinâmica da qualidade dos corpos d'água do estado de São Paulo, em uma escala abrangente de tempo e espaço, Cunha e colaboradores avaliaram os níveis de não conformidade entre a qualidade de rios e reservatórios do estado e o seu enquadramento para algumas variáveis, utilizando os resultados obtidos entre os anos de 2005 e 2009 nos pontos de monitoramento da rede da CETESB (CUNHA et al., 2013).

Os autores chegaram à conclusão de que, entre 2005 e 2009, não houve uma tendência significativa de melhora da qualidade da água dos corpos hídricos analisados, destacando a necessidade do estabelecimento de metas progressivas para recuperação da qualidade da água. No que diz respeito aos parâmetros estudados, o fósforo total e o oxigênio dissolvido foram os que apresentaram as maiores porcentagens de não conformidades em relação ao enquadramento, principalmente nas UGRHIs industrializadas, situação que pode estar associada ao lançamento de esgotos domésticos sem tratamento.

Os autores ressaltaram ainda a importância do resgate do caráter de planejamento da Resolução CONAMA 357/2005, não limitando sua aplicação à utilização dos valores fixados para o simples acompanhamento da qualidade da água.

Pizella e Souza (2007) também reforçaram essa questão ao analisar o sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras frente aos pressupostos de sustentabilidade ambiental. Os autores destacaram que, embora a progressividade das metas de qualidade tenha sido reconhecida na Resolução CONAMA 357/2005, os padrões finais a serem alcançados permanecem fixos e obrigatórios, o que impede a flexibilidade das decisões de acordo com as peculiaridades locais, tanto no sentido de compatibilizar as metas de qualidade com a sua capacidade de execução, como de permitir o estabelecimento de padrões gradativamente mais ambiciosos, encarando as classes de qualidade mais permissivas como objetivos intermediários, e não como meta final do enquadramento.

Além de dispor sobre a classificação dos corpos d'água e padrões de qualidade, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece também as condições e padrões de lançamento de efluentes, cuja redação foi alterada pela Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011).

De acordo com von Sperling (2005), os padrões de lançamento existem por uma questão prática, prestando-se a possibilitar o controle efetivo das fontes poluidoras, que seria muito difícil de ser executado com base apenas na qualidade do corpo receptor. Embora a existência desses padrões facilite as ações de controle, deve-se sempre ter em mente que o propósito de ambos é a preservação da qualidade no corpo d'água. Portanto, o atendimento aos padrões de lançamento deve garantir, simultaneamente, o atendimento aos padrões no corpo receptor (VON SPERLING, 2005).

No estado de São Paulo, os padrões de lançamento de efluentes também constam do Decreto nº 8.468/76, sendo, em grande parte, mais restritivos do que aqueles definidos na legislação federal, conforme mostrado na Tabela 5.

Tabela 5 - Comparação entre alguns padrões de lançamento de esgotos domésticos definidos na legislação federal (Res. CONAMA 357/05) e do estado de São Paulo (Dec. 8.468/76).

Parâmetro	Decreto Estadual 8468/76	Resolução CONAMA 430/11
Materiais sedimentáveis (mL/L)	1,0	1,0
Óleos e graxas	100	100
DBO _{5,20}		
Concentração máxima (mg/L)	60*	120*
Remoção mínima (%)	80*	60*

Fonte: Brasil (2005) e São Paulo (1976)

NOTAS:

- Os campos marcados com asterisco indicam diferença de valores entre as duas legislações.
- De acordo com a Resolução CONAMA 430/11, para determinação da eficiência de remoção de carga poluidora em termos de DBO_{5,20} para sistema de tratamento com lagoas de estabilização, a amostra do efluente deverá ser filtrada.

A Resolução CONAMA 430/2011 prevê a observância das legislações e normas específicas e das disposições do órgão ambiental competente antes da aplicação dos padrões nela estabelecidos, uma vez que podem existir regulamentos estaduais mais restritivos. Também faculta ao órgão ambiental o acréscimo ou restrição dos padrões para o lançamento de efluentes, bem como a autorização, em caráter excepcional e com prazo definido, do lançamento de efluentes em desacordo com as condições e padrões estabelecidos na resolução, desde que comprovado relevante interesse público e atendimento ao enquadramento do corpo receptor.

Levando em consideração a realidade dos países em desenvolvimento, von Sperling (1998) propôs a aplicação do conceito de escalonamento à qualidade dos efluentes das estações de tratamento de esgoto, de modo a otimizar a implantação dos sistemas de tratamento face à dificuldade de obtenção de recursos financeiros.

O autor defende a possibilidade de implantação de um processo menos eficiente em uma primeira etapa, durante a qual irá ocorrer um descumprimento temporário dos padrões de lançamento, delegando para uma segunda etapa a evolução para um sistema mais eficiente, que alcance os padrões definidos na legislação. Dessa forma, seria possível distribuir os esforços ao longo do tempo, diminuindo a magnitude das desconformidades e possibilitando a implantação de um sistema de tratamento que, se executado uma única etapa, não seria viável financeiramente.

Von Sperling e Chernicharo (2002), ao abordar as tecnologias de tratamento de esgoto existentes sob a ótica do atendimento aos padrões de lançamento em países em desenvolvimento, comentam que os estágios básicos dos problemas de poluição hídrica, alguns deles abordados no presente item, já foram superados na maioria das nações desenvolvidas, que têm seus esforços atualmente voltados para o controle de poluentes e

micro-organismos emergentes - tais como fármacos, hormônios, protozoários patogênicos -, o impacto de poluentes em ecossistemas sensíveis ou a poluição difusa causada pelo escoamento superficial. Entretanto, nos países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, há ainda um constante conflito entre o acompanhamento das tendências internacionais no estabelecimento de padrões de qualidade e lançamento e sua efetiva aplicação frente às dificuldades de implantação, operação e monitoramento dos sistemas de tratamento de esgotos.

Por fim, cabe aqui destacar que a implantação dos sistemas de tratamento de esgotos, além de levar em consideração os procedimentos e instrumentos definidos pela PNRH, também está sujeita ao rito do licenciamento ambiental, possuindo interface, portanto, com os instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente, instituída pela Lei Federal 6.938/81 (BRASIL, 1981).

Conforme apontam Costa e colaboradores (2009), apesar do imenso benefício proporcionado pelos sistemas de tratamento de esgotos à população e à qualidade ambiental, a implantação e operação dos mesmos também podem gerar, de forma localizada, impactos ambientais negativos que precisam ser previstos e evitados, ou, quando não for possível, mitigados ou compensados, o que ocorre no âmbito do licenciamento ambiental.

O licenciamento dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário está previsto na Resolução CONAMA 237/97, que estabeleceu os procedimentos e critérios para o licenciamento ambiental das atividades potencialmente poluidoras do meio ambiente, bem como definiu as competências dos entes federados para a realização do mesmo, de acordo com a abrangência espacial dos impactos (BRASIL, 1997).

Tratando especificamente dos sistemas de esgotamento sanitário, a Resolução CONAMA 377/06 estabeleceu procedimentos simplificados para o licenciamento ambiental das unidades de transporte e de tratamento de esgoto de pequeno e médio porte, reconhecendo o caráter mitigador da própria atividade. De acordo com esta Resolução, são considerados sistemas de tratamento de pequeno e médio porte aqueles com vazão de projeto inferior a, respectivamente, 50 L/s e 400 L/s, ou com capacidade de atendimento inferior a 30.000 e 250.000 habitantes, respectivamente (BRASIL, 2006).

A LNSB trouxe um grande avanço e, ao mesmo tempo, um enorme desafio para o licenciamento ambiental de unidades de tratamento de esgotos sanitários, ao estabelecer, no seu artigo 44, que o mesmo deve considerar etapas de eficiência, a fim de alcançar progressivamente os padrões estabelecidos pela legislação ambiental (BRASIL, 2009). Tal determinação vai ao encontro da ideia de metas progressivas constante da Resolução

CONAMA 357/05, bem como do conceito de escalonamento da qualidade dos efluentes das estações de tratamento de esgoto, conforme comentado anteriormente.

No entanto, a falta de enquadramento dos corpos receptores, o que induz a adoção da classe 2 como meta fixa de qualidade para o corpo d'água, pode inviabilizar a construção de sistemas de tratamento de esgoto em etapas de eficiência, representando um grande entrave no processo de licenciamento ambiental de ETEs (BRASIL, 2009).

No estado de São Paulo, a CETESB define como linha de corte para o licenciamento simplificado de sistemas de tratamento de esgoto a capacidade de atendimento de 150.000 habitantes, cuja avaliação será subsidiada, dentre outros documentos, pelo Memorial de Caracterização do Empreendimento (MCE) e pelo projeto da ETE, a ser elaborado de acordo com roteiro definido pela CETESB.

Para os sistemas de tratamento com capacidade superior a 150.000 habitantes, o licenciamento deverá ser realizado com base em estudos ambientais (Estudo de Impacto Ambiental - EIA, Relatório Ambiental Preliminar - RAP ou Estudo Ambiental Simplificado - EAS), definidos de acordo com a Resolução SMA 49/14, que dispõe sobre os procedimentos para licenciamento com avaliação de impacto ambiental (SÃO PAULO, 2014).

3.4 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Os processos de tratamento de esgotos são compostos por uma sequência de operações unitárias, empregadas com a finalidade de remover ou transformar em formas aceitáveis as substâncias indesejáveis presentes nos esgotos brutos, constituídas por sólidos orgânicos, inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como micro-organismos, que, se lançadas no meio ambiente, podem gerar problemas de natureza ecológica ou de saúde pública (JORDÃO; PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005).

O nível e a eficiência do tratamento serão definidos em função da capacidade de autodepuração do corpo receptor, de modo a atender aos padrões de qualidade e a não prejudicar os usos a jusante do lançamento (JORDÃO; PESSÔA, 2011), bem como da legislação ambiental incidente sobre a qualidade do efluente tratado, conforme apresentado no item anterior.

Segundo von Sperling (2005), "[...] o fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes", sendo a principal delas o consumo de oxigênio dissolvido decorrente dos processos de estabilização da matéria orgânica pelos micro-organismos decompositores.

O autor comenta que, nos países em desenvolvimento, em função da carência de recursos, é importante se utilizar a capacidade de assimilação dos corpos d'água como complementação dos processos que ocorrem no tratamento de esgotos, desde que não acarrete em problemas ambientais (VON SPERLING, 2005).

Nesse contexto, as estações de tratamento de esgotos podem ser compreendidas como sistemas confinados onde se procura aumentar a eficiência das reações bioquímicas que ocorrem naturalmente no ambiente, bem como reduzir o tempo em que as mesmas ocorrem, respeitando as limitações impostas pela legislação ambiental e pelos recursos disponíveis (NETO; CAMPOS, 1999).

A decisão quanto ao processo de tratamento a ser adotado deve ser precedida de um balanceamento entre critérios técnicos e econômicos, sendo fundamental o conhecimento das características típicas, requisitos, potencialidades e limitações das diversas tecnologias disponíveis (VON SPERLING, 2005).

Dentre estas, as lagoas de estabilização destacam-se pela sua simplicidade construtiva e facilidade operacional, bem como pelo baixo custo de operação e eficiência satisfatória de remoção de matéria orgânica (MONTEGGIA; SOBRINHO, 1999). Apesar da descoberta desse sistema de tratamento ter se dado de forma acidental, as lagoas de estabilização são aceitas atualmente como tecnologia consolidada, o que é reflexo dos diversos experimentos conduzidos em vários países nos últimos cinquenta anos com o objetivo de estabelecer parâmetros para dimensionamento e de aprofundar o entendimento do seu funcionamento (JORDÃO; PESSOA, 2011; MONTEGGIA; SOBRINHO, 1999).

Segundo Mendonça (1990) e von Sperling (2005), as lagoas de estabilização são constituídas de escavações rasas cercadas por taludes de terra, especialmente construídas e operadas com a finalidade de tratar os esgotos, utilizando-se de processos naturais de estabilização da matéria orgânica e remoção de micro-organismos patogênicos.

Sob o ponto de vista da sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgotos, conforme apontado por Muga e Mihelcic (2008), as lagoas de estabilização tem se mostrado uma tecnologia adequada, apresentando-se, no geral, mais sustentáveis do que os sistemas mecanizados. De acordo com a avaliação conduzida pelos autores, as lagoas de estabilização alcançaram melhores pontuações do que os sistemas mecanizados em indicadores econômicos, sociais e ambientais, tais como: consumo de energia, custos de implantação, manutenção e operação, estética (geração de odores) e possibilidade de integração à paisagem e aproveitamento do espaço pela população.

Outro ponto positivo das lagoas de estabilização, principalmente para pequenas comunidades, é a capacidade de comportarem flutuações diárias razoavelmente amplas de vazão e carga orgânica sem afetar a qualidade do efluente, devido aos elevados tempos de detenção utilizados (LEWIS, 1974).

De acordo com Kellner e Pires (1998), as lagoas de estabilização, que são entendidas como sistemas que procuram reproduzir fenômenos observados na natureza, sem necessidade de equipamentos mecânicos, podem ser classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação. Mendonça (1990) menciona ainda as lagoas de alta taxa como uma das variantes das lagoas de estabilização. Von Sperling (2005), por sua vez, inclui nesse grupo, além dos tipos já citados, as lagoas aeradas (aeradas facultativas e aeradas de mistura completa) e as lagoas de polimento (utilizadas como pós-tratamento de efluentes de estações de tratamento).

A seguir, são descritas as variações de lagoas de estabilização de interesse para o presente trabalho, de acordo com os conceitos apresentados por Kellner e Pires (1998), Mendonça (1990), Jordão e Pessoa (2011) e von Sperling (2005).

▪ **Lagoas facultativas**

Dentre os sistemas de lagoas de estabilização, as lagoas facultativas são o mais simples, dependendo unicamente de fenômenos naturais, como a sedimentação da matéria orgânica em suspensão, a decomposição da matéria orgânica solúvel e finamente particulada por bactérias facultativas e a produção de oxigênio por meio da fotossíntese realizada pelas algas. Nesse sistema, as bactérias e as algas estabelecem uma relação de simbiose, garantindo o equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico. Outra função importante das algas é a remoção de nutrientes, que são utilizados para o seu desenvolvimento.

O termo "facultativa" refere-se à existência de zonas distintas quanto à comunidade biológica predominante, as quais se modificam no decorrer do dia: os processos aeróbios de consumo da matéria orgânica, que utilizam o oxigênio produzido pelas algas, concentradas na superfície, prevalecem durante o dia na maior parte da coluna líquida; já durante a noite, na ausência de atividade fotossintética, os processos anaeróbios - que durante o dia restringiam-se à matéria orgânica sedimentada no fundo da lagoa (lodo de fundo) - passam a predominar na massa líquida. Dessa forma, os micro-organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica em uma lagoa facultativa devem ser capazes de sobreviver tanto na presença quanto na ausência de oxigênio.

Devido ao fato de a estabilização da matéria orgânica se processar em taxas mais lentas e de a fotossíntese depender de uma elevada área de exposição à luz solar, a área total

requerida para as lagoas facultativas é a maior dentre todos os processos de tratamento de esgotos, o que representa uma limitação dessa tecnologia.

Outro inconveniente é a liberação de células de algas em suspensão no efluente final, que se constituem em DBO particulada e podem incrementar a concentração de clorofila *a* no corpo receptor. Com base nas concentrações típicas de sólidos em suspensão em efluentes de lagoas facultativas e na parcela desses sólidos constituídos por algas, estima-se que entre 12 e 40 mg/L da DBO efluente corresponda à DBO particulada.

▪ **Lagoas aeradas facultativas**

Trata-se de uma variação da lagoa facultativa convencional, da qual se difere principalmente pela forma de suprimento de oxigênio, que é obtido por meio de aeradores mecânicos. Devido à maior introdução de oxigênio na massa líquida, a decomposição da matéria orgânica se dá mais rapidamente, o que permite reduzir a área do sistema de tratamento. Além disso, a aeração reduz a possibilidade da ocorrência de maus odores, pois o gás sulfídrico liberado na fase anaeróbia é oxidado pelo oxigênio dissolvido presente na camada líquida superior.

Sua eficiência também é mais elevada do que as lagoas facultativas convencionais, configurando-se como uma opção imediata bastante viável após se exaurir a possibilidade do uso de lagoas de estabilização (aqui entendidas como aquelas variações que não utilizam equipamentos). No entanto, devido à introdução de equipamentos, há uma elevação dos custos de operação e manutenção.

▪ **Lagoas anaeróbias**

As lagoas anaeróbias são utilizadas como lagoas primárias, em associação com uma lagoa facultativa (sistema australiano) ou uma lagoa aerada, com o intuito de reduzir a área total requerida para o tratamento. As lagoas anaeróbias são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, resultando em uma lagoa de menores dimensões e mais profunda. Devido a essas características, predominam as condições anaeróbias de decomposição da matéria orgânica, que podem causar a geração de maus odores, associados à liberação de gás sulfídrico (H₂S). Dessa forma, é conveniente evitar-se a proximidade de lagoas anaeróbias de núcleos populacionais, sendo recomendado afastá-las de 500 a 1000 m de habitações.

Nas lagoas anaeróbias, a digestão da matéria orgânica envolve uma sequência de processos metabólicos nos quais atuam uma grande variedade de micro-organismos, com destaque para as bactérias formadoras de ácidos (acidogênicas) e as formadoras de metano (metanogênicas). A completa degradação dos compostos a gás carbônico (CO₂) e metano

(CH₄), assim como a não geração de maus odores, depende da manutenção do equilíbrio dessas comunidades bacterianas, de modo a não estimular o desenvolvimento das bactérias redutoras de sulfato, responsáveis pela produção de H₂S.

Outra desvantagem é a necessidade de remoção do lodo dentro do intervalo de alguns anos (nas lagoas facultativas, essa operação pode esperar 20 anos ou mais), uma vez que o impacto do seu acúmulo é maior face ao volume relativamente pequeno da lagoa.

▪ **Lagoas de maturação**

As lagoas de maturação são utilizadas como pós-tratamento dos esgotos, com o objetivo de promover a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), e, principalmente, de organismos patogênicos. Para tanto, as lagoas de maturação possuem profundidades reduzidas, o que favorece os mecanismos atuantes na eliminação de coliformes, tais como: radiação solar, pH elevado e alta concentração de oxigênio dissolvido.

Na Tabela 6, são resumidas algumas características típicas dos sistemas de lagoas de estabilização supracitados, extraídas de von Sperling (2005).

Tabela 6 - Algumas características típicas dos sistemas de lagoas de estabilização

		LF	LAN + LF	LAF	LAN + LF + LM
Qualidade média do efluente	DBO₅ (mg/L)	50-80	50-80	50-80	40-70
	DQO (mg/L)	120-200	120-200	120-200	100-180
	Amônia-N (mg/L)	> 15	> 15	> 20	10-15
	P-total (mg/L)	> 4	> 4	> 4	< 4
	CF (NMP/100 mL)	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁶ -10 ⁷	10 ² -10 ⁴
Eficiência média de remoção	DBO₅ (%)	75-85	75-85	75-85	80-85
	DQO (%)	65-80	65-80	65-80	70-83
Demanda de área (m²/hab)		2,0-4,0	1,5-3,0	0,25-0,5	3,0-5,0
Potência para aeração instalada (W/hab)		Não se aplica	Não se aplica	1,2-2,0	Não se aplica
Volume de lodo líquido gerado (L/hab.ano)		35-90	55-160	30-220	55-160
Custo de implantação (R\$/hab)		40-80	30-75	50-90	50-100

Fonte: adaptado de von Sperling (2005)

NOTA: LF = Lagoa facultativa; LAN + LF = Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa; LAF = Lagoa aerada facultativa; LAN + LF + LM = Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa + Lagoa de maturação

Data base de referência para os custos de implantação: 2º semestre de 2004

Jordão e Pessôa (2011) pontuam que as lagoas de estabilização são sistemas muito adequados para as condições do Brasil, com clima favorável e grande extensão de áreas planas, o que é reforçado pela experiência alcançada no país com esse tipo de tratamento. No entanto, se o projeto não for criterioso e a operação não for adequada, podem aparecer diversos inconvenientes, como os citados por Kellner e Pires (1998) na Tabela 7, os quais, devido à extensa abrangência espacial das lagoas, podem atingir uma grande comunidade, ao contrário do que ocorre, por exemplo, em uma estação de tratamento compacta.

Tabela 7 - Problemas operacionais mais frequentes em lagoas de estabilização, com suas possíveis causas e medidas corretivas

	Principais problemas operacionais	Causa	Soluções
Lagoas anaeróbias	Exalação de maus odores	Sobrecarga orgânica (decorrente de projeto subdimensionado ou alcance da vida útil)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Observância de valores experimentais recomendados de carga orgânica no momento do projeto ▪ Ampliação do sistema ▪ Recirculação de parte do efluente da lagoa facultativa para a entrada da anaeróbia (solução provisória, não adequada para sistema em final de plano) ▪ Elevação do pH por meio da adição de cal
		Presença de substâncias tóxicas (inibem as metanogênicas)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Notificação do órgão ambiental para averiguação de possíveis fontes industriais
		Quedas bruscas e persistência de baixas temperaturas (podem ocasionar o desprendimento de placas de lodo não digerido)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ O afluente deve apresentar temperaturas superiores a 20 °C ▪ Profundidades superiores a 3,0 m garantem uma maior proteção térmica à camada de lodo
		pH abaixo de 6,5 (inibe as metanogênicas e favorece a liberação de H ₂ S)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevação do pH por meio da adição de material alcalino
Lagoas facultativas	Presença de escumas (dificultam a passagem da radiação solar e ação dos ventos)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Desprendimento de placas de lodo do fundo das lagoas ▪ Afluente com concentração elevada de óleos e graxas ▪ Floração de algas ▪ Escuma proveniente da lagoa anaeróbia 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Retirada das placas de lodo ▪ Instalação de anteparos nos dispositivos de saída da lagoa anaeróbia
		Sobrecarga orgânica	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Recirculação de parte do efluente final à entrada da lagoa (para o caso de uma única lagoa) ▪ Desativar temporariamente a lagoa com problemas
		Longos períodos de céu encoberto e baixas temperaturas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Recirculação de parte do efluente final à entrada da lagoa ▪ Instalação de aeradores superficiais junto à entrada do afluente
		Presença de substâncias tóxicas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Notificação do órgão ambiental para averiguação de possíveis fontes industriais ▪ Uniformizar e regularizar a distribuição do afluente ▪ Ampliar o número de entradas ▪ Remover obstáculos próximos que impeçam a ação homogeneizadora dos ventos ▪ Retirar os vegetais aquáticos
Ambas	Presença de algas no efluente	Característica do processo de lagoas facultativas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Retirar o efluente a partir de 20 cm abaixo da superfície líquida ▪ Acréscimo de unidades adicionais de tratamento (como, por exemplo, filtros)
	Presença de vegetação (associada à atração de vetores, desestabilização dos taludes e impedimento da penetração da radiação solar)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Operação inicial inadequada das lagoas ▪ Falta de conservação e manutenção dos taludes ▪ Lâmina líquida inferior a 90 cm (para lagoa facultativa) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Carregamento adequado das lagoas (iniciar o enchimento com água para evitar o crescimento de vegetação no fundo da lagoa) ▪ Conservação e manutenção dos taludes ▪ Manter a lâmina líquida sempre acima de 90 cm

Fonte: Kellner e Pires (1998)

Devido ao fato de as lagoas de estabilização serem sistemas abertos e dependentes de processos naturais, seu desempenho sofre grande influência das condições climáticas, principalmente a radiação solar, a precipitação, a temperatura e a ação dos ventos.

A temperatura pode ser considerada o fator que mais afeta o desempenho das lagoas, uma vez que influencia diretamente e de forma positiva a velocidade da fotossíntese e do metabolismo dos organismos (JORDÃO; PESSOA, 2011).

A intensidade da radiação solar influi diretamente sobre a velocidade da fotossíntese, afetando, por conseguinte, o suprimento de oxigênio na lagoa (JORDÃO; PESSOA, 2011). Também exerce influência sobre a temperatura alcançada pelo líquido nas lagoas e sobre o decaimento de organismos patogênicos (RODRÍGUEZ; BOCARDO; MARTÍN, 2007).

A ação dos ventos é importante na medida em que favorece a homogeneização da massa líquida, que é benéfica para a distribuição das algas e do oxigênio na lagoa, bem como para a diminuição do efeito de eventuais curto circuitos (JORDÃO; PESSOA, 2011).

Já a precipitação pode influenciar negativamente o desempenho da lagoa ao contribuir para o aporte de sólidos proveniente do escoamento superficial, que exercem demanda de oxigênio, quando há ligações pluviais na rede de esgoto. Além disso, nos dias quentes, as chuvas podem provocar o esfriamento da camada superficial das lagoas, favorecendo a ascensão do lodo sedimentado no fundo, com conseqüente consumo de oxigênio (RODRÍGUEZ; BOCARDO; MARTÍN, 2007). No entanto, esse fenômeno só adquire importância quando há acúmulo de lodo na lagoa, situação que desencadeia outros problemas que podem sobrepor-se ao efeito das chuvas. A precipitação também pode ocasionar uma diluição desfavorável ao processo, dependendo da duração e intensidade das chuvas (JORDÃO; PESSOA, 2011).

Outro fator que deve ser considerado é a evaporação, haja vista as extensas áreas superficiais dos sistemas de lagoas de estabilização. A evaporação pode provocar a concentração das substâncias presentes nos esgotos, reduzindo a qualidade do efluente tratado (MCKINNEY, 1974).

Segundo Ortega (1967)¹², citado por Kellner e Pires (1998), os modelos empregados no dimensionamento de lagoas de estabilização podem ser divididos em dois tipos: os empíricos e os racionais. Os modelos ditos racionais caracterizam-se pelo estabelecimento de relações entre fatores que interferem no desempenho das lagoas (por exemplo: temperatura, cinética de remoção de DBO e comportamento hidrodinâmico) e os resultados da operação,

¹² ORTEGA, C. H. Criterios Empíricos de Proyecto. In: AZEVEDO NETTO, J. M. **Lagoas de Estabilização**. Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, 1967. cap. IX. 14 p.

desenvolvendo-se expressões matemáticas que descrevem o fenômeno e que podem ser aplicadas para o dimensionamento de sistemas com características físicas e ambientais semelhantes às utilizadas para a construção do modelo.

Já os modelos empíricos baseiam-se na observação de características físicas e operacionais de lagoas que apresentam bom desempenho, estabelecendo-se recomendações de faixas de parâmetros que são função da localização geográfica, situação climática e temperatura da lagoa. O principal parâmetro de projeto para lagoas é a taxa de aplicação de carga orgânica, expressa em termos de volume para as lagoas anaeróbias (g DBO/m³.dia) e em relação à área superficial para as lagoas facultativas (kg DBO/ha.dia) (KELLNER; PIRES, 1998; JORDÃO; PESSÔA, 2011). Segundo von Sperling (2002), os métodos empíricos têm sido tradicionalmente utilizados para projetos de lagoas, baseados na experiência adquirida em diversas regiões do país.

Na Tabela 8, são apresentados alguns critérios de projeto para lagoas de estabilização, extraídos de Jordão e Pessôa (2011) e von Sperling (2002).

Von Sperling e Chernicharo (2002) ressaltam que, no Brasil, tem sido dada especial atenção, tanto no campo da investigação como da prática, às tecnologias mais simples e acessíveis, tais como as lagoas de estabilização, que são compatíveis com as condições locais, caracterizadas por temperaturas elevadas, esgotos concentrados, poucos recursos financeiros disponíveis e maiores dificuldades enfrentadas na operação e manutenção dos sistemas de tratamento.

Jordão e Pessôa (2011) comentam que as lagoas de estabilização são sistemas comprovadamente viáveis para a maioria das pequenas comunidades no Brasil, sendo, dentre as instalações de tratamento, aquelas menos afetadas pelas irresponsabilidades constatadas durante a implantação e funcionamento do processo. Obviamente, a utilização de lagoas para atendimento de médias e grandes populações não pode ser descartada, havendo, inclusive, muitos exemplos na bibliografia consultada; no entanto, os elevados requisitos de área podem inviabilizar a escolha dessa tecnologia para essa faixa de população.

Monteggia e Sobrinho (1999) apontam a economia de custos e a simplificação operacional proporcionada pelas lagoas anaeróbias, que, quando comparadas a uma ETE convencional, podem substituir, com vantagem, os decantadores primários, adensadores de lodo, digestores anaeróbios, unidades de desaguamento e dispositivos de transferência de lodos. Os autores mencionam ainda que as lagoas de estabilização, se adequadamente projetadas e operadas, podem ser integradas ao ambiente como elemento paisagístico natural.

Tabela 8 - Alguns parâmetros de projeto de lagoas de estabilização

Parâmetro de projeto	LF	LAF	LAN	LM
T (dia)	15 a 45 ^(a)	5 a 10	3 a 6	Mínimo de 3 ^(f)
	15 a 45	4 a 12 ^(d)	2 a 5	Mínimo de 3 ^(g)
Taxa de aplicação superficial (kg DBO/ha.dia)	100 a 350 ^(b)	NA	NA	NA
	Até 250 kg (PRIM) ^(c) Até 150 kg (SEC) ^(c)	NA	NA	NA
Taxa de aplicação volumétrica (g DBO/m ³ .dia)	Não se aplica	Não se aplica	100 a 350	Não se aplica
	Não se aplica	Não se aplica	100 a 400 ^(e)	Não se aplica
Profundidade (m)	1,5 a 2,0	2,5 a 4,0	3,0 a 5,0	0,8 a 1,2
	1,5 a 2,0 (PRIM) 1,2 a 2,0 (SEC)	2,5 a 5,0 ^(d)	3,0 a 4,0	0,6 a 1,5 (ou 1,0)
Relação L/B (comp/larg) usual	2 a 4	2 a 4	1 a 3	(h)
	2 a 5	SI	2 a 3	3
Densidade de potência (W/m ³)	NA	< 2,0	NA	NA
	NA	3 a 5	NA	NA
Taxa de acúmulo de lodo (m ³ /hab.ano)	0,03 a 0,08	0,03 a 0,08	0,01 a 0,04	SI
	SI	SI	SI	SI

Fonte: adaptado de von Sperling (2002) (fundo branco) e Jordão e Pessôa (2011) (fundo cinza)

NOTAS: LF = Lagoa facultativa; LAN + LF = Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa; LAF = Lagoa aerada facultativa; LAN + LF + LM = Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa + Lagoa de maturação; PRIM = lagoa primária; SEC = lagoa secundária; T = tempo de detenção hidráulico; L = comprimento; B = largura; NA = não se aplica; SI = sem informação

(a) Para LF secundárias, o tempo de detenção poderá ser menor, devido à prévia remoção de DBO na LAN.

(b) Regiões com inverno quente e elevada insolação: 240 a 350 kg DBO/ha.dia

Regiões com inverno e insolação moderados: 120 a 240 kg DBO/ha.dia

Regiões com inverno frio e baixa insolação: 100 a 180 kg DBO/ha.dia

(c) Valores recomendados com base em CETESB (1979) e BNH (1982) citados por Jordão e Pessôa (2011)

(e) Valores recomendados com base em Além Sobrinho e Munhoz Rodrigues (1982) citados por Jordão e Pessôa (2011)

(e) Jordão e Pessôa (2011) comentam que existe grande número de lagoas no Brasil operando bem com cargas relativamente baixas, como 50 g DBO/m³.dia

(f) Valor recomendado com base em Mara (1996) citado por von Sperling (2002)

(g) Tempo ótimo de 7 dias em cada lagoa, sendo ideal construir pelo menos em 3 lagoas em série

(h) Célula única com chicanas: > 10; Cada lagoa de uma série de mais de 3 lagoas: 1 a 3

Dados da PNSB revelam que, em 2008, as lagoas de estabilização eram a tecnologia predominante no Brasil, representando mais da metade dos tipos de tratamento presentes nos municípios amostrados (Figura 15).

Na região Sudeste, a participação relativa das lagoas de estabilização (57,0%) foi ligeiramente maior do que o percentual nacional (54,6%). Se considerado apenas o estado de São Paulo, o emprego das lagoas nos municípios que possuem tratamento foi ainda mais frequente do que no restante do país, como pode ser visto na Figura 16. De acordo com a pesquisa, existiam no país, em 2008, 1.630 lagoas de estabilização, sendo 714 somente no estado de São Paulo (BRASIL, 2010).

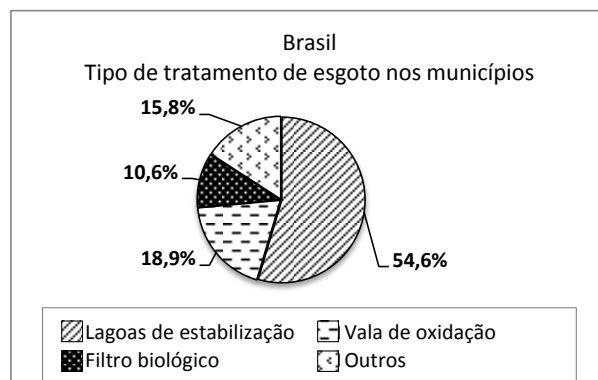


Figura 15 - Distribuição dos tipos de tratamento de esgotos nos municípios brasileiros¹³
 Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)

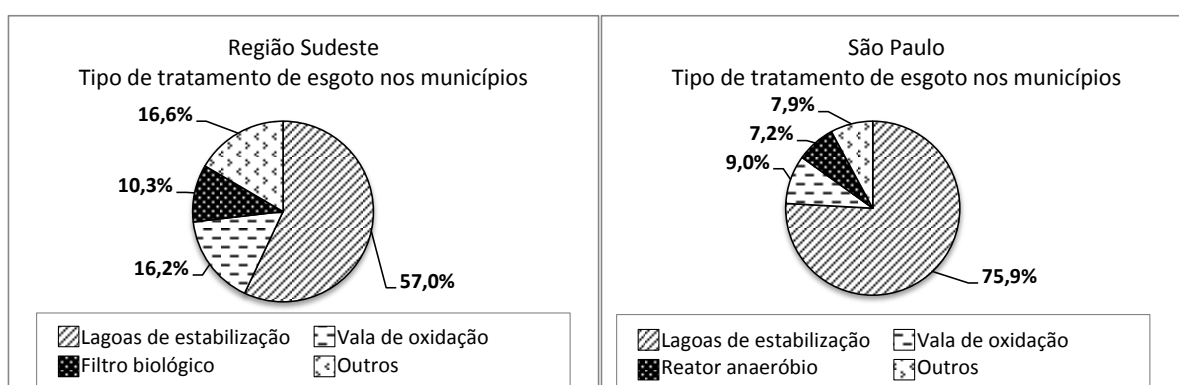


Figura 16 - Distribuição dos tipos de tratamento de esgotos nos municípios da região Sudeste e do estado de São Paulo (vide nota 13)
 Fonte: Elaborado a partir de dados da PNSB 2008 (BRASIL, 2010)

Em face do exposto, pode-se depreender que as lagoas de estabilização apresentam um amplo potencial de utilização no país, especialmente em sistemas de tratamento de pequeno e médio porte, e que, de fato, essa tecnologia vem sendo priorizada nos municípios brasileiros. Nesse contexto, a avaliação do comportamento dos sistemas já implantados e em funcionamento no país adquire especial importância, conforme será discutido no próximo item.

¹³ Os outros tipos de tratamento incluem reator anaeróbio, lodo ativado, fossa séptica, wetland, aplicação no solo e outros (para o gráfico referente ao Brasil e à Região Sudeste). Os outros tipos de tratamento incluem filtro biológico, lodo ativado, fossa séptica, wetland, aplicação no solo e outros (para o gráfico referente ao estado de São Paulo). As lagoas de estabilização incluem lagoa anaeróbia, lagoa aeróbia, lagoa aerada, lagoa facultativa, lagoa mista e lagoa de maturação. O município pode apresentar mais de um tipo de tratamento do esgoto sanitário.

3.5 AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO OPERACIONAL DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

O alcance dos objetivos principais de qualquer sistema de tratamento de esgotos, isto é, a promoção da saúde pública e a proteção do meio ambiente, depende da obediência de uma sequência lógica de ações (Figura 17), que vai desde a concepção adequada do projeto de tratamento, passando pela sua correta implantação, até o controle operacional da ETE (CHERNICHARO, VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 1999).

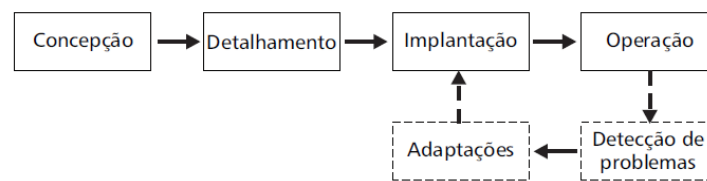


Figura 17 - Fluxograma de ações para a consecução de um sistema de tratamento de esgotos
Fonte: Chernicharo, Van Haandel e Cavalcanti (1999)

A fase de operação é uma etapa fundamental para a sustentabilidade do sistema de tratamento, permitindo a detecção de problemas que podem levar à execução de adaptações, como a revisão de estratégias operacionais ou até mesmo a expansão do sistema (CHERNICHARO, VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 1999). No entanto, ao longo da trajetória do saneamento brasileiro, devido ao modelo de organização dos serviços impulsionado pelo PLANASA, priorizou-se a implantação dos sistemas de abastecimento de água e coleta de esgotos sanitários em detrimento do planejamento e a operação dos sistemas construídos (SNSA, 2009).

Segundo Heller (2014), a área de saneamento básico no Brasil ainda é muito dominada pela excessiva valorização das intervenções de engenharia e pelo desprezo às questões de manutenção e operação, conduzindo a soluções que não se sustentam no tempo. Lima (2009) comenta que a prestação de serviços em saneamento deve envolver toda a cadeia de ações, compreendendo o projeto, a construção, a operação, a manutenção, a ampliação e a informação continuada.

Chernicharo, Van Haandel e Cavalcanti (1999) ressaltam que a etapa de operação é especialmente relevante em países com pouca tradição no tratamento de esgotos, como é o caso do Brasil, onde, usualmente, as novas ETEs são projetadas com base em parâmetros importados de referências estrangeiras, configurando-se como um momento oportuno para a

verificação dos parâmetros inicialmente assumidos durante o projeto e para a melhoria das condições operacionais.

Segundo os autores, essa prática possibilita que se tenha um poder de decisão mais fundamentado acerca de eventuais planos de expansão do sistema, otimizando a aplicação de recursos. Por exemplo, ao longo do horizonte de projeto de uma ETE, caso as vazões e cargas orgânicas estejam aquém do previsto, o alcance do sistema poderá ser ampliado, reduzindo investimentos com expansões nos anos subsequentes. Por outro lado, se tais parâmetros estiverem além do projetado, ou houver previsão de contribuições adicionais não previstas no projeto que acarretem essa extrapolação, deverão ser viabilizados recursos financeiros para a expansão do sistema.

Outra dimensão do controle operacional que merece destaque é a avaliação do desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos perante a legislação ambiental, verificando-se, por meio de um programa de monitoramento, o cumprimento tanto dos padrões de lançamento quanto dos padrões de qualidade no corpo receptor.

Nesse contexto, von Sperling e Chernicharo (2002) citam uma série de problemas, enfrentados especialmente nos países em desenvolvimento, que dificultam a avaliação do atendimento aos padrões ambientais:

- Em alguns países, os padrões compreendem uma lista excessivamente extensa de parâmetros, muitos deles sem muita importância local, cujo completo monitoramento se torna caro e pode estar além da capacidade de análise dos laboratórios.
- Muitas vezes, os requisitos de monitoramento e a frequência de amostragem não estão definidos na legislação, o que leva a dificuldades na interpretação dos resultados.
- Persistem indefinições quanto à forma de tratamento dos resultados do monitoramento a fim de compará-los com os padrões ambientais (se devem ser considerados valores absolutos ou se deve ser aplicada alguma estatística, como, por exemplo, a média, o valor máximo ou percentis), resultando em incertezas na avaliação da conformidade com a legislação.
- Padrões com limites muito baixos podem estar além da capacidade de detecção do laboratório, inviabilizando a avaliação da conformidade do parâmetro.

No Brasil, a Norma NBR 9897 da ABNT (ABNT, 1987) traz orientações e recomendações para a amostragem de efluentes líquidos e corpos d'água receptores. Para a seleção dos pontos de amostragem, é ressaltada a importância de se considerar o objetivo pretendido com a avaliação; por exemplo, quando a intenção é detectar violação dos padrões

de qualidade, devem ser escolhidos pontos onde a probabilidade de ocorrência de não conformidades seja maior.

No entanto, é importante que, no trecho do corpo receptor onde o parâmetro seja avaliado, sua distribuição seja uniforme, condição que não é satisfeita na zona de mistura. Nesse sentido, a Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011) permite que sejam admitidas concentrações de substâncias em desacordo com os padrões de qualidade nessa região do corpo receptor, desde que não comprometam os usos previstos para o mesmo.

Quanto à frequência de coleta nos corpos receptores com a finalidade de controle, a norma NBR 9897 da ANBT recomenda que as amostragens sejam realizadas, no mínimo, mensalmente, devendo-se elaborar o tratamento estatístico dos dados obtidos. Por fim, no que se refere à seleção dos parâmetros para monitoramento de estações de tratamento de esgotos, a norma sugere as seguintes determinações mínimas: acidez, alcalinidade, alumínio, carbamato orgânico total, cloretos, coliformes fecais e totais, cor, DBO_{5,20}, DQO, dureza, série de P (fosfatos e fósforo total), série de N (N-amoniacal, nitrato, nitrito, N-orgânico, N-total), óleos e graxas, organoclorados, pH, série de sólidos (dissolvidos, suspensos, sedimentáveis e totais), sulfatos, sulfetos, surfactantes, temperatura e turbidez.

Sobre o atendimento dos padrões de qualidade, Cunha et al. (2013) e von Sperling (1998) comentam que as concentrações naturalmente encontradas em diversos corpos d'água, que são afetadas, por exemplo, pelas características geológicas e pedológicas do local (também conhecidas como *background*), já se aproximam dos padrões de alguns parâmetros. Dessa forma, uma avaliação mais criteriosa das desconformidades deveria ser subsidiada por um levantamento dos valores de referência dos corpos d'água (CUNHA et al., 2013).

Von Sperling (1998) levanta ainda a questão da diluição necessária para que um determinado despejo consiga cumprir o padrão de qualidade no corpo receptor, com base nas concentrações típicas encontradas nos esgotos tratados¹⁴. O autor chegou à conclusão de que, para os parâmetros DBO e OD, assumindo o lançamento em um corpo d'água limpo classe 2¹⁵, são requeridas razões de diluição razoavelmente baixas, da ordem de 6:1 e 2:1¹⁶, respectivamente, enquanto que, para os coliformes, a razão de diluição pode chegar a valores extremamente elevados (aproximadamente 1000:1), tornando seu atendimento praticamente inviável na ausência de uma etapa específica direcionada à remoção de patógenos.

¹⁴ Concentrações típicas em efluentes secundários: DBO₅ = 35 mg/L; OD = 1,0 mg/L; CF = 1x10⁶ org/100 mL

¹⁵ Concentrações adotadas para o corpo d'água: DBO₅ = 0 mg/L; OD = 7,5 mg/L; CF = 0 org/100 mL

¹⁶ Embora o artigo tenha sido elaborado durante a vigência da Resolução CONAMA 20/86, as concentrações dos padrões de qualidade utilizados nos cálculos permaneceram inalteradas na Resolução CONAMA 357/05.

No que se refere ao cumprimento dos padrões de lançamento, von Sperling e Chernicharo (2002) destacam a importância do vínculo entre os mesmos e os processos de tratamento disponíveis e acessíveis no contexto local. Nesse sentido, os autores fizeram um levantamento da qualidade do efluente esperada de diferentes tecnologias comumente utilizadas para tratamento de esgotos domésticos, chegando à conclusão de que a maioria delas é capaz de produzir efluentes com valores razoáveis de DBO, DQO e, em alguns casos, sólidos suspensos, compatíveis com a maioria dos padrões de lançamento existentes. No entanto, muitas das tecnologias mais baratas (incluindo as lagoas de estabilização) não garantem o cumprimento dos padrões estabelecidos para nitrogênio, coliformes e, especialmente, fósforo.

Para a avaliação do desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos, devem ser monitorados, no mínimo, o afluente e o efluente da ETE, e o corpo d'água receptor a montante e a jusante do lançamento. Ademais, é fundamental que a avaliação do desempenho ambiental seja baseada em várias amostras colhidas ao longo do tempo, mais do que simples valores numéricos isolados, permitindo a identificação de tendências e a elaboração de inferências estatísticas. Essa iniciativa pressupõe uma relação de parceria entre o órgão ambiental e o prestador de serviço, cabendo ao primeiro especificar os parâmetros a serem analisados, as condições e a frequência de amostragem (VON SPERLING, 2005).

Referindo-se especificamente às lagoas de estabilização, Jordão e Pessôa (2011) comentam que o desempenho de um sistema de lagoas, quando avaliado a longo prazo, deve considerar o período de um ano. Os períodos diários não são, isoladamente, representativos do desempenho, devendo constituir a massa de dados a ser estatisticamente interpretada.

MetCalf & Eddy (2003), ao tratar do desempenho das estações de tratamento de esgotos, fazem algumas considerações a respeito do cumprimento dos padrões de lançamento na Inglaterra e na Europa, reforçando o conceito de confiabilidade dos sistemas de tratamento de esgotos, que pode ser definida como a porcentagem do tempo em que a concentração do efluente daquele sistema atende a determinado requisito de qualidade.

Segundo os autores, nos últimos 10 anos, a legislação ambiental desses países tem adotado um percentual de conformidade de 95%; ou seja, dado um parâmetro avaliado diariamente, o descumprimento do padrão é caracterizado quando há 18 ultrapassagens no ano. Entretanto, com a evolução da legislação ambiental, a tendência é de que os padrões de lançamento se tornem cada vez mais rigorosos, podendo chegar a um nível de conformidade de 99,9%, cujo atendimento, para um grande número de constituintes, não será possível sem o uso de processos de tratamento complementares.

Essa abordagem do atendimento aos padrões de emissão leva em consideração as numerosas incertezas associadas ao projeto e funcionamento de uma estação de tratamento de esgotos, que tornam inevitável o descumprimento da legislação um dado número de vezes durante certo período. Nesse sentido, a avaliação da conformidade com a legislação baseada em uma única amostra não teria significado estatístico, dada a variabilidade natural do desempenho das ETEs (NIKU et al, 1981).

Segundo MetCalf & Eddy (2003), o desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos sofre, primeiramente, influência das variações de vazão e das características das águas residuárias, que se manifestam ao longo do dia e também no decorrer do ano. Outro fator importante é a variabilidade inerente aos processos de tratamento, principalmente os biológicos, que dependem do crescimento e da interação entre micro-organismos vivos.

No geral, tem sido observado que o desempenho de processos biológicos convencionais, em termos de parâmetros alterados pelo tratamento, como a DBO e sólidos suspensos, pode ser modelado, frequentemente, pela distribuição lognormal (METCALF & EDDY, 2003; NIKU et al, 1981). Oliveira (2006), em estudo conduzido com ETEs localizadas na região Sudeste do Brasil, também chegou à conclusão de que a distribuição lognormal foi a que melhor representou o comportamento dos parâmetros afluentes, ajustando-se ainda melhor aos dados de concentrações efluentes.

No campo das pesquisas em saneamento, percebe-se que trabalhos relacionados à avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos sanitários em escala real ainda são escassos, havendo poucas referências de estudos mais abrangentes nessa temática, tanto sob o aspecto espacial como temporal.

Heller e Nascimento (2005) salientam 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 potencialmente idealizados, tanto em termos de sua eficiência de funcionamento quanto em termos de seu ganho à população ou ao meio ambiente, retroalimentando concepções futuras. Os autores destacam ainda que diversos fatores de natureza operacional, gerencial, econômica e cultural interferem entre a solução técnica testada em condições controladas e sua aplicação prática, potencializando ou restringindo os benefícios esperados.

Para o presente estudo, foram levantados alguns trabalhos sobre avaliação de desempenho de sistemas de lagoas de estabilização em operação no Brasil, citados a seguir, cujas principais conclusões serão apresentadas no item 5 (Resultados e Discussão), comparando-as com os resultados obtidos nesta pesquisa.

Filho (2007) avaliou, durante três meses com monitoramento semanal, três sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte, tendo obtido ainda um diagnóstico pontual do desempenho em termos de DBO e coliformes para 78 ETEs do estado do tipo lagoas.

Monteiro (2009) avaliou a eficiência e confiabilidade de 56 ETEs situadas na região metropolitana de Fortaleza, de 2005 a 2009, incluindo decanto-digestores, sistemas de lagoas de estabilização e reatores UASB. Na mesma região, Silveira (2011) realizou uma análise de desempenho, confiabilidade e situação operacional de oito sistemas de lagoas de estabilização, no período de 2007 a 2011, utilizando-se de dados produzidos pelo prestador de serviço.

Dentre as pesquisas levantadas, a avaliação conduzida por Oliveira (2006) é, sem dúvida, a mais abrangente, destacando-se pela análise estatística de desempenho e confiabilidade de 208 estações de tratamento de esgotos situadas nos estados de Minas Gerais e São Paulo, sendo 150 delas variantes de lagoas de estabilização, cuja metodologia serviu de base para a realização do presente trabalho, conforme apresentado adiante.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A UGRHI 12 (Baixo Pardo/Grande) está localizada na porção norte do Estado de São Paulo, limitando-se ao norte com o estado de Minas Gerais, a oeste com a UGRHI 15 (Turvo/Grande), a sul e sudeste com a UGRHI 4 (Pardo), ao sul com a UGRHI 9 (Mogi-Guaçu) e a leste com a UGRHI 8 (Sapucaí/Grande) (CPTI; IPT, 2009). A bacia é constituída pelo Rio Pardo, desde a foz do Rio Mogi-Guaçu até a foz no Rio Grande, e pelo Rio Grande, desde a Usina Porto Colômbia até a Usina Marimbondo (SIGRH, 2015).

Possui área de drenagem de 7.249 km² (SÃO PAULO, 1999), correspondente a aproximadamente 3% do território do estado de São Paulo, e abrange 12 municípios: Altair, Barretos, Bebedouro, Colina, Colômbia, Guaraci, Icém, Jaborandi, Morro Agudo, Orlandia, Terra Roxa e Viradouro, (CPTI; IPT, 2009), que representam cerca de 2% do total de municípios do estado (Figura 18)¹⁷. A área de drenagem da UGRHI 12 está dividida em 10 sub-bacias, definidas de acordo com os cursos d'água mais representativos (Figura 19).

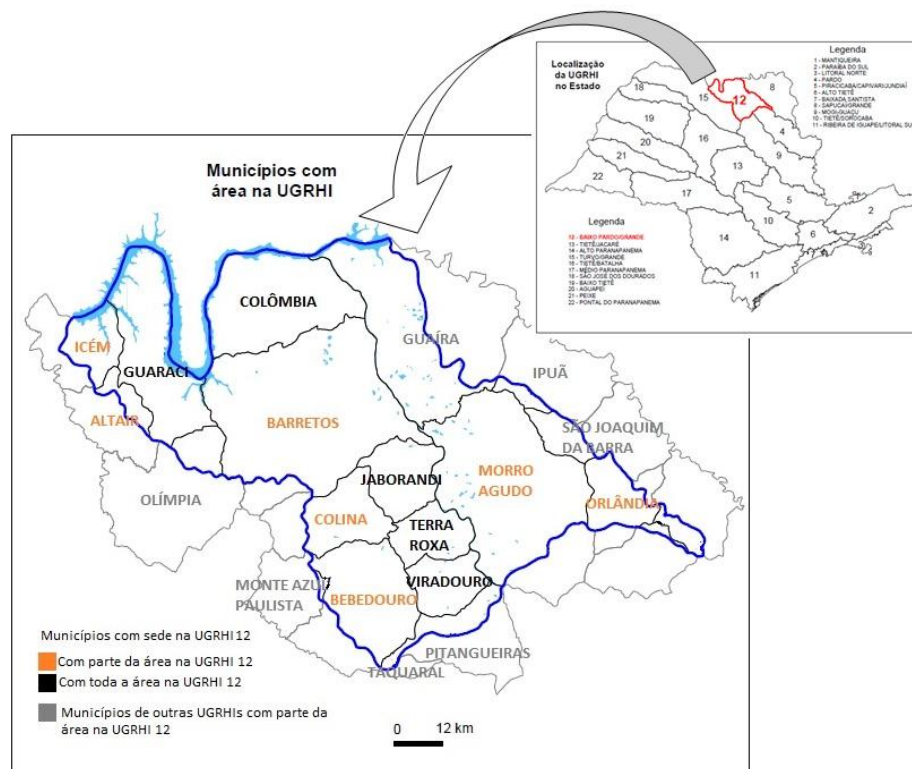


Figura 18 - Localização da UGRHI 12 no estado de São Paulo, UGRHIs limítrofes e municípios integrantes
Fonte: Modificado de CPTI e IPT (2009)

¹⁷ Para os cálculos dos percentuais da UGRHI em relação ao estado de São Paulo, foram utilizados dados da Fundação SEADE, disponíveis em: < <http://www.imp.seade.gov.br/frontend/#/perfil>>.

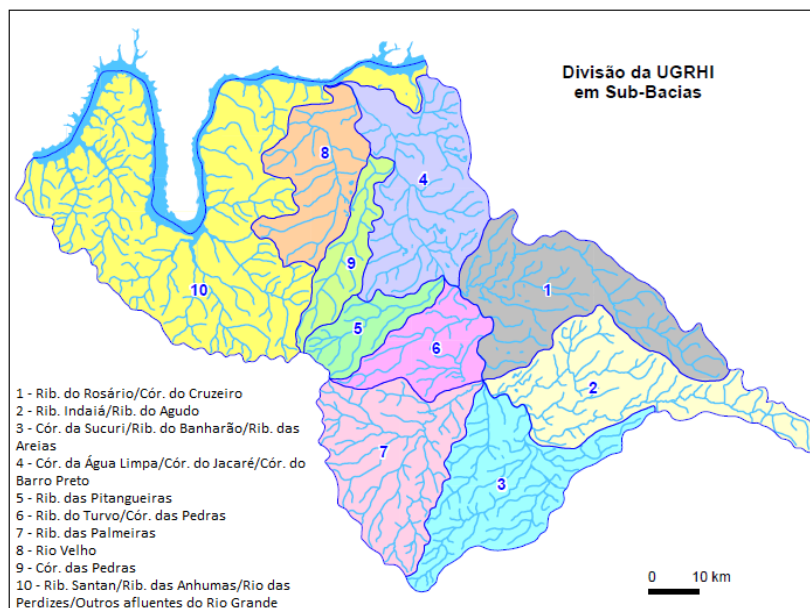


Figura 19 - Divisão da UGRHI 12 em sub-bacias
Fonte: Modificado de CPTI e IPT (2009)

A população residente na UGRHI 12 (336.083 habitantes em 2012) corresponde a uma parcela pequena da população do estado, representando apenas 0,80% em 2012. Dos municípios integrantes da bacia, 10 possuem população inferior a 50.000 habitantes, 01 (Bebedouro) tem entre 50 e 100.000 habitantes e somente Barretos possui população maior do que 100.00 habitantes. No período de 2002 a 2012, a maioria dos municípios da bacia registraram taxas de crescimento inferiores à estadual, e a UGRHI como um todo apresentou taxa de crescimento de 0,61% ao ano nesse intervalo, bem abaixo da taxa estadual (1,02% a.a.) (SÃO PAULO, 2014).

O uso e a ocupação do solo na bacia são caracterizados pelo predomínio das atividades agropecuárias, com destaque para a cana-de-açúcar, sorgo, soja, laranja, borracha e pastagens, que ocupavam, em 2008, 558.930 ha (CPTI; IPT, 2009), equivalentes a 77% da área de drenagem da bacia. No setor industrial, destacam-se os frigoríficos, as indústrias cítricas e as usinas de açúcar e álcool. Ao longo das últimas décadas, devido ao aumento do número de indústrias e das atividades terciárias, tem-se observado uma transição da vocação da UGRHI de agropecuária para industrial, o que a coloca atualmente na categoria "em industrialização" (SÃO PAULO, 2013).

Das 22 UGRHIs do estado de São Paulo, a UGRHI 12 possui o segundo menor percentual de cobertura vegetal nativa, que representa apenas 5,8% da área total da bacia (SÃO PAULO, 2009). A vegetação existente é caracterizada, principalmente, por remanescentes de floresta estacional semidecidual e savana (cerrado), que ocorrem de modo

fragmentado no território, bem como pela vegetação ciliar, que ocupa somente 16,1% das APPs da bacia (CPTI; IPT, 2009; SÃO PAULO, 2009).

O comportamento pluviométrico na UGRHI 12 é característico de regiões de clima tropical, com um inverno mais seco e um verão mais úmido (CPTI; IPT, 2009). A precipitação média anual é de 1374 mm (SÃO PAULO, 1999) sendo as chuvas mais expressivas nos meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março (CPTI; IPT, 2009).

A demanda de água na bacia é representada, principalmente, pelas captações superficiais, que, em 2012, correspondiam a 88% do total cadastrado. Considerando a relação entre a oferta de água (representada pela vazão de referência $Q_{7,10}$) e a demanda superficial, o quadro da bacia mostra-se bastante preocupante, uma vez que, em 2012, 59,8% da vazão ofertada encontrava-se comprometida com os usos outorgados, situação caracterizada como crítica (SÃO PAULO, 2014).

Grande parte dessa demanda é exercida pela irrigação, que respondeu pelo consumo de 76% do total outorgado em 2012, colocando a UGRHI 12 em posição de destaque no estado com a maior vazão destinada para esta finalidade (SÃO PAULO, 2014). Segundo o último relatório de situação dos recursos hídricos, a UGRHI 12 possui duas sub-bacias já declaradas críticas: o Ribeirão das Pitangueiras e o Rio Velho (CBH-BPG, 2014).

Com relação à situação do esgotamento sanitário, a UGRHI 12 apresenta um elevado percentual de coleta de esgotos, chegando a 99,7% em 2013. Já o tratamento ainda não foi universalizado; em 2013, 30,3% dos esgotos coletados na bacia permaneciam sem tratamento. Contribuem para esse índice os municípios de Bebedouro, com apenas 33% dos esgotos tratados, Orlandia, com 50%, e Morro Agudo, que ainda não conta com tratamento de esgoto (CETESB, 2015; CPTI; IPT, 2009).

Excetuando os sistemas de tratamento dos distritos, existem hoje 17 ETEs em operação na UGRHI 12, sendo 15 do tipo lagoas de estabilização e duas com reatores anaeróbios seguidos de lodos ativados. No presente trabalho, optou-se por não divulgar os nomes dos municípios, das ETEs e dos respectivos órgãos responsáveis. Dessa forma, os nomes foram identificados por um código, conforme apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 - Características das estações de tratamento de esgotos em operação na UGRHI 12

Município	População urbana	Nome da ETE	% da população do município	Tipo de tratamento	Órgão responsável	Corpo receptor	Classe
A	114.910	ETE A1	9,2	Lagoas de estabilização	Autarquia municipal	Córrego A1	2
		ETE A2	7,8	Lagoas de estabilização		Córrego A2	2
		ETE A3	61,0	Lagoas de estabilização		Córrego A3	4
		ETE A4	21,4	Lodos ativados aeração prolongada		Córrego A3	2
		ETE A5 ^(*)	0,6	Lagoas de estabilização		Córrego A5	2
B	73.908	ETE B	33,0	Lagoas de estabilização	Autarquia municipal	Córrego B	2
C	16.976	ETE C1	10,0	Lagoas de estabilização	Autarquia municipal	Córrego C1	2
		ETE C2	90,0	Lagoas de estabilização		Córrego C2	4
D	17.776	ETE D1	50	Lagoas de estabilização	Autarquia municipal	Córrego D1	2
		ETE D2	50	Lagoas de estabilização		Córrego D2	4
E	3.197	ETE E	100	Lagoas de estabilização	CESB	Córrego E	2
F	4.483	ETE F	100	Lagoas de estabilização	CESB	Córrego F	2
G	6.420	ETE G	100	Lagoas de estabilização	CESB	Córrego G	4
H	8.613	ETE H	100	Lagoas de estabilização	CESB	Córrego H	4
N1	9.560	ETE N1	100	Lodos ativados	Prefeitura Municipal	Córrego N1	2
N2	6.813	ETE N2	100	Lagoas de estabilização	CESB	Córrego N2	2
N3	30.010	Não possui ETE	NA	NA	Autarquia municipal	Córrego N3	4
N4	41.263	ETE N4	100	Lagoas de estabilização	Autarquia municipal		

Fontes: CETESB (2015) e estudos constantes dos processos de licenciamento ambiental

NOTAS: NA = não se aplica; CESB: Companhia Estadual de Saneamento Básico

^(*) Na ETE A5 ainda não foi atingido o nível de extravasamento da lagoa.

- ETEs A1, A2, A3, B, C1, C2, D1, D2, E, F, G e H: ETEs avaliadas
- ETEs A4, A5, N1, N2 e N4: ETEs não avaliadas
- Classificação dos corpos d'água de acordo com o Decreto Estadual nº 10.755/77 (SÃO PAULO, 1977)
- Não foram contabilizadas as ETEs dos distritos

A UGRHI 12 conta com quatro pontos da rede de amostragem superficial da CETESB, possuindo uma das menores densidades espaciais de monitoramento do estado de São Paulo (0,55 pontos/1000 km²), abaixo do recomendado pela Comunidade Econômica Europeia - CEE (1 ponto/1000 km²) (CETESB, 2015).

Os pontos estão localizados no Rio Pardo, Ribeirão das Palmeiras e Ribeirão das Pitangueiras e são monitorados a cada dois meses para a maioria dos parâmetros de qualidade presentes na Resolução CONAMA 357/2005, incluindo determinações físico-químicas, microbiológicas, ecotoxicológicas e hidrobiológicas (Figura 20 e Tabela 10).



Figura 20 - Localização dos pontos de amostragem da rede de monitoramento superficial da CETESB na UGRHI 12

Fonte: CETESB (2015)

Tabela 10 - Descrição dos pontos de amostragem da rede de monitoramento da CETESB na UGRHI 12

Código do ponto de monitoramento	Corpo d'água	Sub-bacia	Classificação no trecho avaliado	Início do monitoramento
PARD 02750	Rio Pardo	6 - Ribeirão do Turvo/Córrego das Pedras	2	2009
PARD 02800	Rio Pardo	4 – Córrego da Água Limpa/Córrego do Jacaré/Córrego do Barro Preto	2	1974
PALM 03800	Ribeirão das Palmeiras	7 - Ribeirão das Palmeiras	3	2010
PITA 04800	Ribeirão das Pitangueiras	5 - Ribeirão das Pitangueiras	4	2010

Fonte: CETESB (2015) e Infoáguas (<<https://servicos.cetesb.sp.gov.br/infoaguas/>>)

NOTA: Classificação dos corpos d'água de acordo com o Decreto Estadual nº 10.755/77 (SÃO PAULO, 1977)

4.2 LEVANTAMENTO E SISTEMATIZAÇÃO DOS DADOS

No presente trabalho, foram avaliadas 12 das 17 ETEs existentes na UGRHI 12¹⁸, todas constituídas por variantes do sistema de lagoas de estabilização e consideradas de pequeno e médio porte de acordo com a Resolução CONAMA 377/2006.

Na Tabela 11, são exibidas imagens de satélite e fotos de cada ETE avaliada.

¹⁸ Excetuando as ETEs dos distritos

Tabela 11 - Imagem de satélite e fotos das ETEs (continua)













ETE	Tipo de tratamento	Imagem de satélite	Foto
ETE A1	1 LAN + 2 LF	 <p data-bbox="555 696 815 723">Data da imagem: 26/05/2015</p>	 
ETE A2	1 LAN + 1 LF + 2 LM	 <p data-bbox="555 1122 815 1149">Data da imagem: 30/07/2015</p>	 
ETE A3	2 LAN + 2 LF + 2 LM + Escada de aeração	 <p data-bbox="555 1559 815 1585">Data da imagem: 23/08/2015</p>	 
ETE B	1 LAN + 2 LF + Tanque de contato (com aplicação de cloro) + Escada de aeração	 <p data-bbox="555 1984 815 2011">Data da imagem: 09/08/2013</p>	 

Tabela 11 - Imagem de satélite e fotos das ETEs (continuação)

























ETE C1	1 LAN + 1 LF		Data da imagem: 23/05/2015		
ETE C2	1 LAN + 1 LF		Data da imagem: 26/05/2015		
ETE D1	1 LAN + 1 LF		Data da imagem: 28/07/2013		
ETE D2	1 LF		Data da imagem: 28/07/2013		

Tabela 11 - Imagem de satélite e fotos das ETEs (conclusão)

ETE E	1 LAN + 1 LF (com chicanas)		
		Data da imagem: 11/09/2013	
ETE F	2 LF + 2 LM		
		Data da imagem: 23/08/2015	
ETE G	1 LAN + 1 LF		
		Data da imagem: 09/08/2013	
ETE H	2 LF		
		Data da imagem: 06/06/2014	

NOTAS: Imagens de satélite: Google Earth Pro™ (2016)
 Data das fotos: 03/02/2016, 15/02/2016, 02/03/2016 e 03/03/2016

Para uma melhor visualização espacial das ETEs avaliadas, foi elaborado um diagrama unifilar dos corpos receptores da UGRHI 12, onde são indicados os lançamentos de esgotos brutos e tratados, as principais contribuições industriais e os pontos de monitoramento da rede da CETESB, preservando a identificação por códigos dos municípios e das ETEs (Figura 21).

As indústrias indicadas são aquelas que lançam seus efluentes tratados diretamente em corpos d'água. Além destas, existem outras indústrias (principalmente alimentícias) cujos efluentes, após pré-tratamento, são lançados na rede pública coletora. Cabe destacar que as usinas sucroalcooleiras e de produção de suco de laranja em operação na UGRHI 12 não possuem lançamentos industriais significativos em corpos hídricos, pois grande parte dos efluentes dos seus processos produtivos é utilizada para fertirrigação.

A fim de se ter uma ideia da magnitude da carga orgânica potencial lançada nos corpos d'água da bacia, e da contribuição relativa de cada município, foi acrescentada ao diagrama a população urbana de cada um deles, representada por círculos com área proporcional ao número de habitantes (Figura 22).

Adotando-se uma contribuição per capita de DBO de 54 g/hab.dia (VON SPERLING, 2005), tem-se que a carga orgânica potencial gerada na UGRHI 12 é de aproximadamente 18 t DBO/dia. O município A é responsável pela maior parte (34%), seguido pelo município B (22%) e pelo município N4 (12%), que, juntos, somam mais de 2/3 da população da bacia.

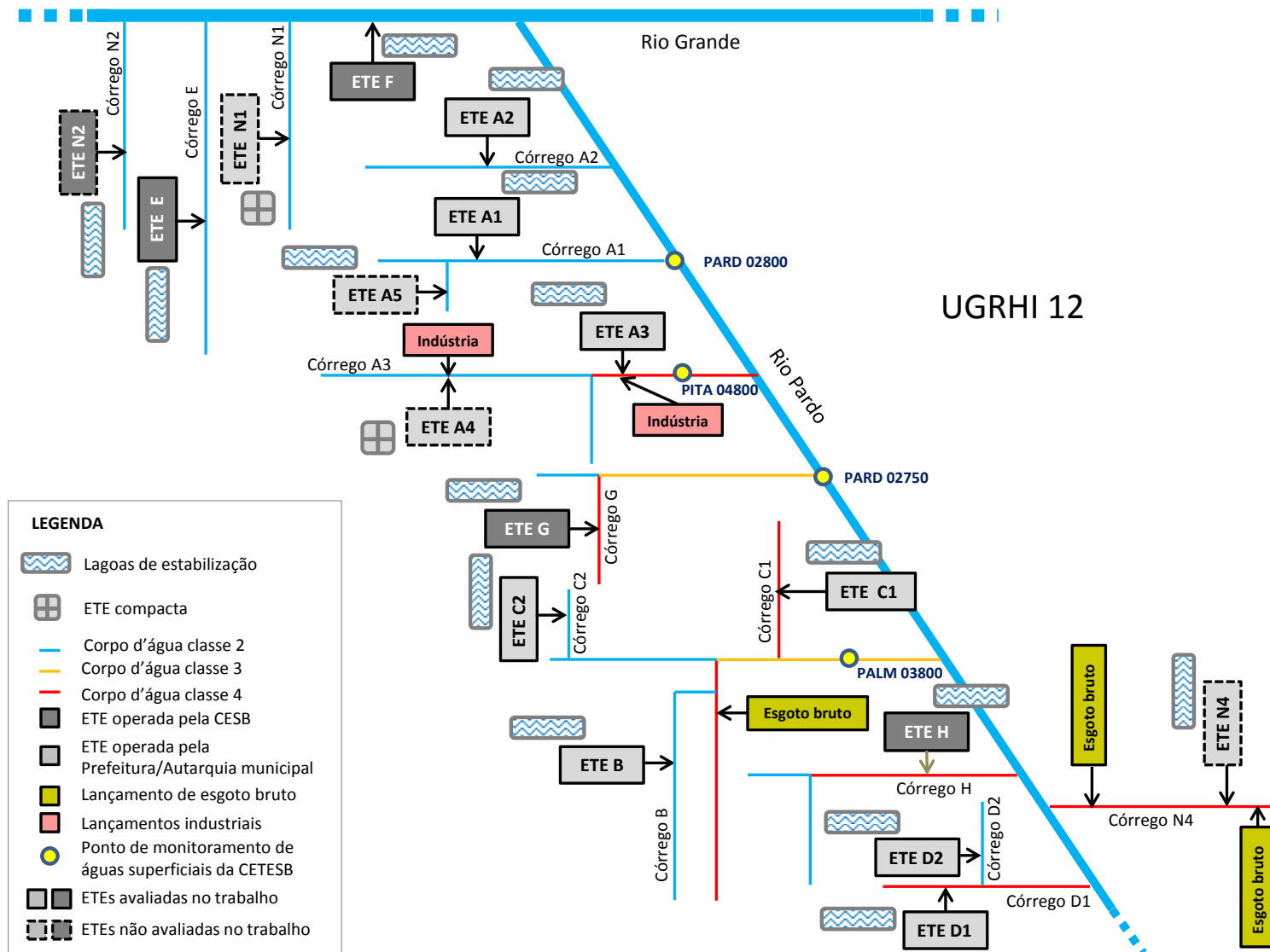


Figura 21 - Diagrama unifilar dos corpos d'água receptores de esgotos domésticos da UGRHI 12

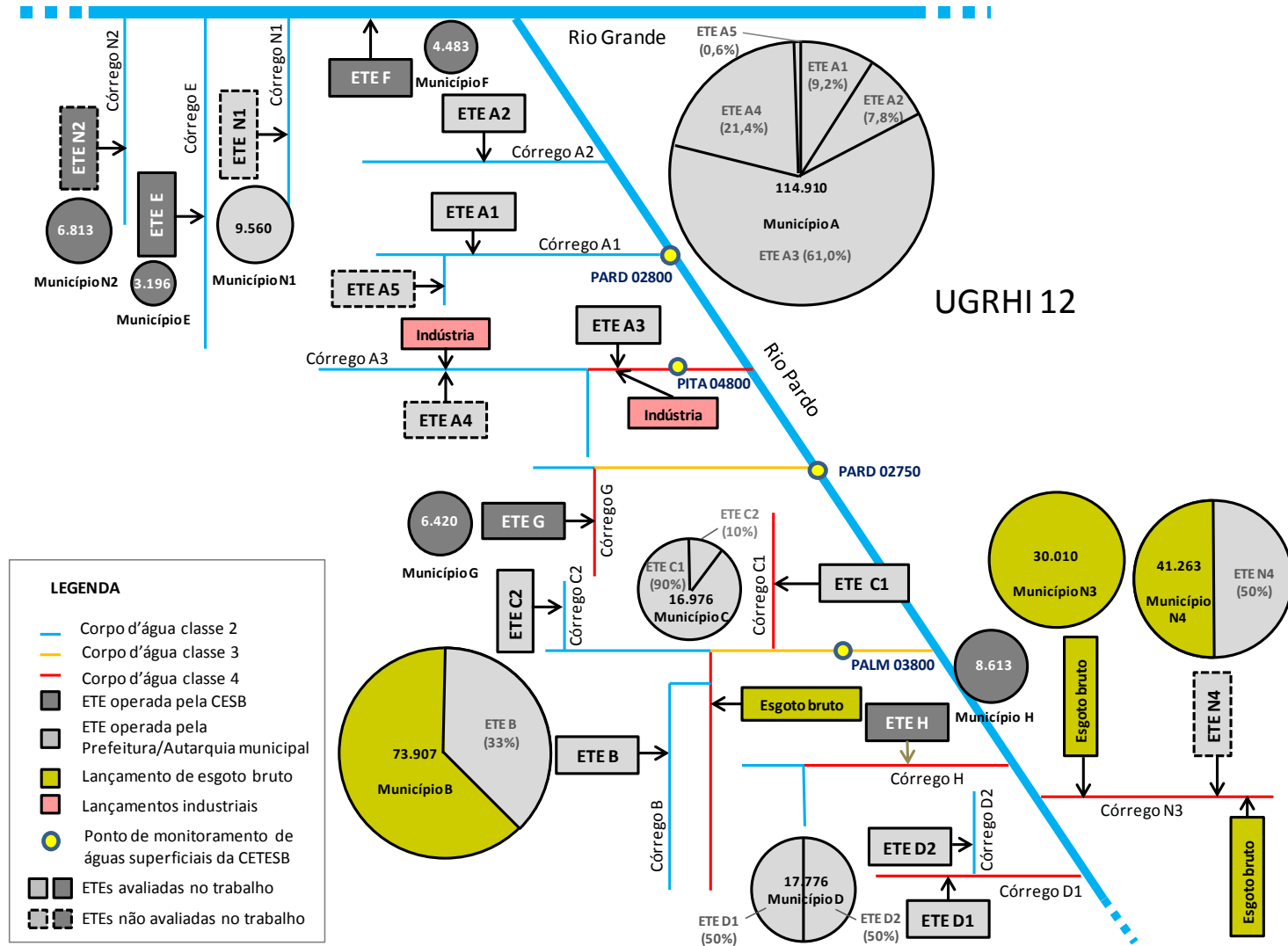


Figura 22 - Diagrama unifilar dos corpos d'água receptores de esgotos domésticos da UGRHI 12, com indicação da população urbana de cada município estimada por CETESB (2014)

NOTA: A população urbana contribuinte a cada ETE do município A foi extraída dos estudos constantes dos processos de licenciamento ambiental.

Após a seleção dos sistemas objeto de estudo, foram obtidas as séries históricas de dados de automonitoramento das ETEs com os respectivos prestadores de serviço (vide Tabela 9), que, após contato por e-mail, telefone ou pessoalmente, forneceram os dados disponíveis sob a forma de planilha eletrônica ou laudos laboratoriais impressos, cujos resultados foram reunidos, organizados em ordem cronológica e transferidos para o formato digital, conforme o caso. Todos os órgãos que forneceram os dados concordaram com a utilização das informações no presente trabalho. O órgão responsável pelas ETEs do município A não disponibilizou seus dados de automonitoramento para divulgação.

Nas ETEs operadas pela CESB, foi possível obter também os resultados do automonitoramento no corpo receptor, a montante (100 m) e a jusante (500 m) dos lançamentos. Nas ETEs sob responsabilidade das Autarquias Municipais ou Prefeituras, não havia rotina de monitoramento do corpo d'água.

Definiu-se um período de 10 anos para a avaliação dos resultados, variando de janeiro de 2005 a dezembro de 2014. Dessa forma, dentre a massa de dados disponibilizada, foram utilizados apenas aqueles incluídos no período de abrangência do estudo.

Cabe destacar que algumas ETEs não possuíam dados de monitoramento em todos os anos do período estudado. Outra dificuldade encontrada foi a variabilidade da frequência de amostragem em algumas ETEs, fazendo com que os resultados do monitoramento apresentassem uma periodicidade variável nos anos avaliados.

De acordo com von Sperling (2005), os principais parâmetros relativos a esgotos predominantemente domésticos que merecem destaque diante da sua importância são: sólidos, indicadores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e indicadores de contaminação fecal. Sendo assim, foram selecionados como parâmetros de interesse para o presente trabalho as seguintes variáveis: DBO, DQO, coliformes totais, *Escherichia coli*, sólidos sedimentáveis, nitrogênio amoniacal e fósforo total, cuja escolha se baseou também na disponibilidade dos dados, conforme comentado a seguir.

Nos dados fornecidos pela CESB, observou-se que os parâmetros DBO, DQO, coliformes totais (no efluente), *Escherichia coli* (no efluente), sólidos sedimentáveis (no efluente) e amônia (no efluente) estavam presentes em praticamente todas as amostragens efetuadas, permitindo caracterizar a matéria orgânica carbonácea (DBO e DQO), microorganismos indicadores de contaminação fecal (coliformes totais e *E. coli*), sólidos (sólidos sedimentáveis) e nitrogênio (amônia). Quanto ao fósforo, houve número de dados suficiente para análise apenas nas ETEs F e H (no efluente) e nas ETEs C1 e C2 (no afluente).

Já nas ETEs operadas pelos prestadores municipais, apenas os parâmetros DBO e DQO estavam presentes em todas as amostragens. Em algumas ETEs, houve o monitoramento de sólidos sedimentáveis, nitrogênio amoniacal e *E. coli*.

Quando houve dados em quantidade suficiente no afluente e no efluente, o que aconteceu somente para os parâmetros DBO, DQO e fósforo total (este apenas na ETE F), a eficiência de remoção do constituinte foi calculada.

Com relação aos dados do corpo receptor, disponíveis somente para as ETEs operadas pela CESB, foram selecionados para análise os seguintes parâmetros: DBO, DQO, coliformes totais, *Escherichia coli*, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

A caracterização inicial dos dados de cada ETE, em termos de número de dados, frequência de amostragem e parâmetros monitorados, é apresentada no item 5.1.2.1, sendo comentadas também as dificuldades encontradas na sistematização e interpretação dos dados.

4.3 AVALIAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

4.3.1 Avaliação dos projetos

A primeira etapa do diagnóstico das ETEs foi o levantamento dos projetos apresentados por ocasião do licenciamento na CETESB, constantes dos respectivos processos administrativos, por meio dos quais foi possível obter informações acerca do dimensionamento dos sistemas de tratamento.

O acesso a tais informações foi amparado pela Lei Federal nº 12.527/2011, regulamentada no Estado de São Paulo pelo Decreto Estadual nº 58.052/2012 (SÃO PAULO, 2012), que assegura o direito de acesso a documentos, informações e dados públicos custodiados por órgãos da Administração Pública Estadual.

Os projetos consultados foram elaborados ou pelo corpo técnico do próprio prestador de serviços ou por técnicos de instituições e empresas contratadas. Quando os dados não estavam disponíveis no projeto, foram consultados os pareceres técnicos elaborados pela CETESB, que, por vezes, possuíam informações mais detalhadas.

Os seguintes dados foram obtidos:

- Parâmetros gerais de projeto:
 - Horizonte de projeto
 - População de projeto (Pop)
 - Geração per capita de esgoto adotada ($Q_{\text{per capita esg.}}$)

- Vazão de infiltração adotada (Q_{inf})
- Carga per capita de DBO afluente ($L_{per\ capita}$ - adotada ou calculada a partir da concentração adotada)
- Concentração de DBO afluente (S_0 - adotada ou calculada a partir da carga adotada)
- Vazão média de projeto (Q_m)
- Parâmetros de projeto das lagoas de estabilização:
 - Volume útil (V)
 - Área superficial (A_s)
 - Tempo de detenção hidráulico (T)
 - Taxa de aplicação volumétrica (L_v)
 - Taxa de aplicação superficial (L_s)
 - Dimensões (comprimento - L, profundidade - H e largura - B)

Cabe mencionar que algumas ETEs já eram existentes antes de iniciar o licenciamento na CETESB, tendo passado por modificações ao longo do tempo.

Para o cálculo dos parâmetros de projeto a partir dos dados disponíveis, foram utilizadas as seguintes expressões (Equações 1 a 5):

$$Q_m = \frac{Pop \times Q_{per\ capita\ proj}}{86.400} + Q_{inf} \quad (1)$$

Em que:

Q_m	= vazão média de projeto (L/s)
Q_{inf}	= vazão de infiltração (L/s)
Pop	= população de projeto (hab)
$Q_{percapita\ esg.\ proj}$	= geração per capita de esgoto de projeto (L/hab.dia)
86.400	= número de segundos por dia (s/d)

$$S_0 = \frac{Pop \times L_{per\ capita\ proj}}{Q_m} \times \frac{10^3\ (mg/g)}{86.400\ (s/d)} \quad (2)$$

Em que:

S_0	= concentração de DBO afluente (mg/L)
Pop	= população de projeto (hab)
$L_{percapita\ proj}$	= carga per capita DBO afluente (g/hab.dia)

Q_m	= vazão média de projeto (L/s)
10^3	= número de miligramas por grama (mg/g)
86.400	= número de segundos por dia (s/d)

$$T = \frac{V}{Q_m} \times \frac{10^3}{86.400} \quad (3)$$

Em que:

T	= tempo de detenção hidráulico (d)
V	= volume útil (m ³)
Q_m	= vazão média de projeto (L/s)
10^3	= número de litros por metro cúbico (L/m ³)
86.400	= número de segundos por dia (s/d)

$$L_{v\text{proj}} = \frac{Q_m \times S_0}{V} \times \frac{86.400}{10^3} \quad (4)$$

Em que:

$L_{v\text{proj}}$	= taxa de aplicação volumétrica de projeto (g DBO/m ³ .d)
Q_m	= vazão média de projeto (L/s)
S_0	= concentração de DBO afluente (mg/L)
V	= volume útil (m ³)
10^3	= número de miligramas por grama (mg/g)
86.400	= número de segundos por dia (s/dia)

$$L_{s\text{proj}} = \frac{Q_m \times S_0}{A_s} \times \frac{86.400}{10^6} \times 10^4 \quad (5)$$

Em que:

$L_{s\text{proj}}$	= taxa de aplicação superficial de projeto (kg DBO/ha.dia)
Q_m	= vazão média de projeto (L/s)
S_0	= concentração de DBO afluente (mg/L)
A_s	= área superficial (m ²)
10^6	= número de miligramas por quilograma (mg/kg)
10^4	= número de metros quadrados por hectare (m ² /ha)
86.400	= número de segundos por dia (s/dia)

Após a compilação e organização dos dados de projeto de cada ETE, foi possível conduzir as seguintes análises:

I) Verificação do alcance do horizonte de projeto.

II) Verificação do alcance da população de projeto, comparando-a com a população atendida com esgotamento sanitário no ano de 2013 (informação ES001¹⁹ do SNIS).

III) Verificação do alcance da vazão de projeto, comparando-a com o volume de esgoto tratado no ano de 2013 (informação ES006²⁰ do SNIS), convertido em L/s.

A partir dessa avaliação inicial, pôde-se verificar o alcance da capacidade de atendimento de cada ETE em termos quantitativos, em relação ao inicialmente previsto no projeto.

Posteriormente, foram verificados os valores assumidos para a geração per capita de esgoto, comparando os valores de projeto com os valores calculados a partir das informações do SNIS de 2013. A seguinte expressão foi utilizada (Equação 6):

$$Q_{\text{per capita esg. calc}} = \frac{V_{\text{esg. colet. [ES005]}}^{21}}{\text{População [ES001]}} \times \frac{10^3}{365} \quad (6)$$

Em que:

$Q_{\text{per capita esg. calc}}$	= geração per capita de esgoto calculada (L/hab.dia)
População	= população total atendida com esgotamento sanitário (hab)
$V_{\text{esg. colet.}}$	= volume anual de esgoto coletado em 2013 (m ³ /ano)
10 ³	= número de litros por metro cúbico (L/m ³)
365	= número de dias por ano (d/ano)

Para a avaliação das lagoas de estabilização, os valores extraídos dos projetos (profundidade) ou calculados com base nos parâmetros de projeto (tempo de detenção hidráulico, taxa de aplicação volumétrica, taxa de aplicação superficial e relação L/B) foram

¹⁹ **ES 001 - População total atendida com esgotamento sanitário:** valor da população total atendida com esgotamento sanitário pelo prestador de serviço no ano de referência, correspondente à população urbana que é efetivamente atendida com os serviços acrescida de outras populações atendidas em áreas não consideradas urbanas. Para maiores informações, vide Brasil (2014).

²⁰ **ES 006 - Volume de esgoto tratado:** volume anual de esgoto coletado na área de atuação do prestador de serviço e que foi submetido a tratamento, médio ou estimado na entrada da ETE. Para maiores informações, vide Brasil (2014).

²¹ **ES 005 - Volume de esgoto coletado:** volume anual de esgoto lançado na rede coletora. Em geral, é considerado como sendo de 80% a 85% do volume de água consumido na mesma economia. Para maiores informações, vide Brasil (2014).

comparados aos valores típicos reportados na literatura, os quais foram apresentados na Tabela 8.

A fim de se verificar o alcance da capacidade de tratamento das lagoas em termos qualitativos, foram calculadas as taxas de aplicação volumétrica (para lagoas anaeróbias) e superficial (para lagoas facultativas) com base nas informações do SNIS e na mediana das concentrações afluentes de DBO referentes ao ano de 2013. A utilização da mediana ao invés da média aritmética deveu-se ao fato de a mediana ser menos sensível a dados extremos, situação que facilmente ocorre com dados de monitoramento de ETEs.

As taxas de aplicação calculadas (Equações 7 e 8) foram comparadas aos valores assumidos no projeto, bem como aos valores de referência extraídos da literatura (Tabela 8).

$$L_{v\text{ calc}} = \frac{V_{\text{esg. trat. [ES006]}} \times \text{Med}[\text{DBO}_5 \text{ afl.}]}{V \text{ (m}^3\text{)}} \times \frac{1}{365} \quad (7)$$

Em que:

$L_{v\text{ calc}}$	= taxa de aplicação volumétrica calculada (g DBO/m ³ .d)
$V_{\text{esg. trat.}}$	= volume anual de esgoto tratado em 2013 (m ³ /ano)
$\text{Med} [\text{DBO}_5 \text{ afl.}]$	= mediana das concentrações afluentes de DBO referentes a 2013 (mg/L)
V	= volume útil (m ³)
365	= número de dias por ano (d/ano)

$$L_{s\text{ calc}} \text{ (kg DBO/ha. d)} = \frac{V_{\text{esg. trat. [ES006]}} \text{ (m}^3\text{/ano)} \times \text{Med}[\text{DBO}_5 \text{ afl.}] \text{ (mg/L)}}{A_s \text{ (m}^2\text{)}} \times \frac{10^4 \text{ (m}^2\text{/ha)}}{365 \text{ (d/ano)} \times 10^6 \text{ (mg/kg)}} \quad (8)$$

Em que:

$L_{s\text{ calc}}$	= taxa de aplicação superficial calculada (kg DBO/ha.dia)
$V_{\text{esg. trat.}}$	= volume anual de esgoto tratado em 2013 (m ³ /ano)
$\text{Med}[\text{DBO}_5 \text{ afl.}]$	= mediana das concentrações afluentes de DBO referentes a 2013 (mg/L)
A_s	= área superficial (m ²)
10^6	= número de miligramas por quilograma (mg/kg)
10^4	= número de metros quadrados por hectare (m ² /ha)
365	= número de dias por ano (d/ano)

Para complementar o diagnóstico dos sistemas de tratamento avaliados, foram levantados os orçamentos das ETEs, também extraídos dos processos de licenciamento, a fim de compará-los aos custos de implantação apontados na literatura (Tabela 6).

A Norma NBR 9648 da ABNT, que trata dos estudos de concepção de sistemas de esgoto sanitário, define o valor de investimento como a soma dos valores necessários à implantação do sistema, compreendendo custos de estudos, projetos, obras, equipamentos, serviços e supervisão (ABNT, 1986).

Cabe mencionar que nem todos os projetos continham estimativas de custos e que o nível de detalhes dos orçamentos variou bastante entre as ETEs. Para aquelas operadas pela CESB, por exemplo, foram fornecidos orçamentos bastante detalhados, sendo especificados os custos individuais de cada item do projeto. Já naquelas mantidas pelas Autarquias Municipais ou Prefeituras, os orçamentos foram mais simplificados, sendo apresentados os custos agrupados por itens mais genéricos. Quando possível, foram excluídos os custos envolvidos na execução de emissários e estações elevatórias; no entanto, em alguns orçamentos, estes custos estavam agrupados com os da ETE propriamente dita, impossibilitando tal separação.

De modo a permitir a comparação dos custos de implantação de cada ETE avaliada, os dados dos orçamentos, elaborados em datas distintas, foram atualizados para dezembro de 2015, utilizando-se o Índice Geral de Preços do Mercado (IGP-M). A correção dos valores foi feita por meio da "calculadora do cidadão", ferramenta disponibilizada pelo Banco Central do Brasil em sua página eletrônica (BCB, 2016).

O IGP é um indicador macroeconômico que representa a evolução do nível de preços, utilizado como referência para correção de preços e valores contratuais, sendo calculado por meio da média aritmética ponderada de três outros índices de preços: o Índice de Preços ao Produto Amplo (IPA), o Índice de Preços ao Consumidor (IPC) e o Índice Nacional de Custo da Construção (INCC). O IGP apresenta-se em três versões que se diferenciam pelo período de coleta das informações utilizadas no cálculo do índice; para o IGP-M, a coleta é feita entre os dias 21 do mês anterior e 20 do mês de referência (FGV, 2016).

Por fim, foram quantificadas as áreas ocupadas por cada sistema de lagoas de estabilização, utilizando-se de ferramenta disponibilizada pelo software Google Earth Pro™. A área dos sistemas foi delimitada na imagem de satélite traçando-se um polígono ao redor do perímetro das lagoas (área delimitada em amarelo na Tabela 11), incluindo a área ocupada pelo tratamento preliminar, estações elevatórias e outras edificações eventualmente existentes.

Posteriormente, as áreas obtidas foram comparadas aos valores de referência apontados na literatura.

4.3.2 Caracterização dos dados de monitoramento

Após a análise dos projetos, buscou-se caracterizar os dados de monitoramento das ETEs por meio de estatísticas básicas e de posicionamento relativo, que permitiram conhecer o comportamento do universo de dados experimentais disponíveis.

Dessa forma, para cada parâmetro de interesse, foram calculadas as seguintes estatísticas descritivas: número de dados, média aritmética, média geométrica (para coliformes e *E. coli*), mediana, valor mínimo, valor máximo, desvio padrão, coeficiente de variação (desvio padrão / média aritmética) e percentis (10%, 25%, 75% e 90%).

As estatísticas descritivas foram apresentadas em tabelas (Apêndice D) e também sob a forma de gráficos "*Box e Whisker*", facilitando a visualização e comparação dos dados entre as ETEs. As medidas de tendência central (média aritmética e mediana) e os percentis foram calculados apenas para os conjuntos de dados com mais de 10 observações.

As concentrações dos constituintes dos esgotos brutos foram comparadas às características típicas dos esgotos sanitários encontradas na literatura, de modo a verificar o comportamento dos afluentes dos sistemas estudados diante das faixas usuais que são utilizadas como referência nos projetos. Os dados efluentes e de eficiência de remoção também foram comparados aos valores usuais da literatura, considerando o desempenho esperado para a respectiva modalidade de lagoa de estabilização.

Com o intuito de verificar a existência de relação entre as concentrações efluentes dos parâmetros de interesse e o tempo de operação da ETE, ou seja, se haveria tendência de aumento ou diminuição das concentrações dos constituintes ao longo do tempo, foi realizada análise de regressão utilizando o software "*Statistica 7*".

Para tanto, primeiramente, foi construído um gráfico de dispersão (*scatterplot*) da variável de interesse versus o tempo de operação. Em seguida, foi ajustado um modelo linear simples às duas variáveis (*linear fit*), definindo um nível de confiança de 95%, que corresponde a um nível de significância (*p*) de 5%. Foram apresentados os gráficos produzidos pelo programa, com indicação da equação da reta ajustada e do coeficiente de correlação (*r*). A opção pelo modelo linear se deu pela simplicidade da análise e da interpretação dos resultados, apesar do seu alcance ser limitado para dados ambientais.

Outra análise conduzida por meio do "*Statistica 7*" foi a comparação das concentrações afluentes e efluentes nos períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março), a fim

de identificar uma eventual influência da época do ano nas características dos esgotos brutos e no desempenho das ETEs. O teste não-paramétrico de Mann-Whitney (*Mann-Whitney U Test*) foi utilizado para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as medianas dos dois grupos, considerando um nível de confiança de 95%. A escolha por um teste não-paramétrico decorreu do fato de os dados afluentes e efluentes de ETEs não seguirem, na maioria das vezes, uma distribuição normal, conforme comentado no item 3.5, condição que deve ser satisfeita para a aplicação de um teste paramétrico.

Os dados de monitoramento dos corpos receptores, a montante e a jusante dos lançamentos, também foram caracterizados por meio de estatísticas descritivas básicas, apresentadas em tabelas e gráficos "*Box e Whisker*".

A fim de avaliar o impacto do lançamento do esgoto tratado na qualidade do corpo receptor, aplicou-se o teste de Mann-Whitney (*Mann-Whitney U Test*), disponível no "*Statistica 7*", para identificação da existência de diferenças estatisticamente significativas entre os dados de montante e jusante, a um nível de confiança de 95%. Trata-se também de um teste não-paramétrico, uma vez que não foi testada previamente a normalidade dos dados.

4.3.3 Avaliação do atendimento aos padrões de lançamento e de qualidade

A última etapa da análise dos sistemas de tratamento de esgotos em operação na UGRHI 12 foi a avaliação do desempenho operacional das ETEs diante da legislação ambiental, considerando o atendimento tanto aos padrões de lançamento como aos padrões de qualidade no corpo receptor.

Foram considerados os padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/11 e pelo Decreto Estadual nº 8468/76, conforme apresentado na Tabela 5. Dos parâmetros avaliados no presente trabalho, existem limites de emissão em ambas as legislações apenas para a DBO e sólidos sedimentáveis, sendo o padrão de lançamento de DBO mais restritivo na legislação estadual do que na federal.

Para cada dado individual de DBO de todas as ETEs estudadas, foi verificada a conformidade tanto com a legislação estadual como com a federal, segundo os seguintes critérios:

- Decreto Estadual 8468/76: concentração efluente de DBO igual ou inferior a 60 mg/L **ou** eficiência de remoção igual ou superior a 80%.
- Resolução CONAMA 430/11: concentração efluente de DBO igual ou inferior a 120 mg/L **ou** eficiência de remoção igual ou superior a 60%.

O mesmo foi feito para os sólidos sedimentáveis, considerando o limite máximo de 1,0 mL/L estabelecido em ambas as legislações.

Cabe destacar que, de acordo com a Resolução CONAMA 430/11, em sistemas de tratamento com lagoas de estabilização, a amostra do efluente deverá ser filtrada para a determinação da eficiência de remoção de carga poluidora em termos de $DBO_{5,20}$. Isso se deve ao fato de o efluente final de lagoas conter células de algas em suspensão, conforme comentado no item 3.4, que exercem demanda de oxigênio na análise da $DBO_{5,20}$, contribuindo para o aumento da concentração resultante no teste. No entanto, no corpo receptor, caso não morram, as algas podem não exercer demanda de oxigênio, podendo até mesmo produzir oxigênio se continuarem a se multiplicar (VON SPERLING, 2002).

Como na grande maioria dos dados fornecidos para o presente trabalho não foi feita distinção entre as formas de DBO, entendeu-se que os resultados tratavam da DBO total (solúvel + particulada), sendo, portanto, avaliada a conformidade com base em valores maiores do que os previstos pela legislação federal.

Após a verificação do atendimento de cada resultado à legislação ambiental, a porcentagem de conformidade para cada ETE foi calculada dividindo-se o número de resultados conformes pelo número total de dados válidos.

A fim de se ter uma ideia da distribuição das concentrações efluentes de DBO com base nos critérios de concentração das legislações supracitadas, foi calculada a porcentagem de resultados dentro das faixas de valores definidas pelos limites máximos estabelecidos por ambas as legislações (menor ou igual a 60 mg/L, entre 60 e 120 mg/L, e maior do que 120 mg/L). O mesmo foi feito para as eficiências de remoção, considerando as faixas definidas pelos padrões das duas legislações (menor que 60%, entre 60 e 80%, e maior ou igual a 80%).

Para a avaliação do atendimento aos padrões de qualidade nos corpos receptores (apenas das ETes E, F, G e H), foram considerados os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 para as respectivas classes de qualidade. Para cada parâmetro, foram calculadas as porcentagens de resultados, a montante e a jusante, dentro das faixas de valores definidas pelos limites estabelecidos para cada classe (1, 2, 3 e 4), apresentados na Tabela 4. Dessa forma, pôde-se avaliar a porcentagem de tempo em que a qualidade da água no corpo receptor, a montante e a jusante do lançamento, esteve em desacordo com a respectiva classe do enquadramento, segundo cada variável analisada.

4.4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUA

Depois de efetuada a avaliação individual das ETes em operação na UGRHI 12, bem como dos respectivos corpos receptores, dentro das possibilidades oferecidas pelos dados disponíveis, procurou-se ampliar a escala espacial do trabalho, por meio da avaliação da qualidade da água dos principais corpos hídricos da bacia.

Para tanto, foram utilizados os resultados do monitoramento da CETESB realizado regularmente nos quatro pontos de amostragem da UGRHI 12, localizados no Rio Pardo (PARD 02750 e PARD 02800), Ribeirão das Palmeiras (PALM 03800) e Ribeirão das Pitangueiras (PITA 04800), cujas características foram apresentadas na Tabela 10.

Dentre as variáveis monitoradas, foram selecionadas aquelas mais diretamente relacionadas à poluição causada pelo lançamento de esgotos domésticos: DBO, oxigênio dissolvido, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total, turbidez, condutividade, clorofila *a* e *E. coli*. Além desses parâmetros, foram avaliados dois indicadores ambientais calculados pela CETESB: o IQA - Índice de Qualidade das Águas e IET - Índice de Estado Trófico.

O IQA é utilizado pela CETESB desde 1975, funcionando como uma ferramenta de comunicação com o público em geral e de gerenciamento ambiental das 22 UGRHIs do estado de São Paulo. O índice incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas (coliformes fecais²², pH, DBO, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido), considerando sua utilização para abastecimento público (CETESB, 2015).

Para cada parâmetro, existe uma curva de variação que relaciona a sua concentração ou medida com um valor de qualidade adimensional (q), que varia de 0 a 100. Para cada variável, também é fixada uma ponderação (w), atribuída em função da sua importância para a conformação global da qualidade. Após a multiplicação de cada valor de q pelo w correspondente, tais valores são somados para a obtenção do IQA, que varia numa escala de 0 a 100 (CETESB, 2015).

Já o IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, utilizando-se, para tanto, de duas variáveis - fósforo total e clorofila *a* - que refletem, respectivamente, a causa e o efeito do processo de eutrofização. Os índices referentes a cada

²² Atualmente denominados coliformes termotolerantes.

variável são calculados separadamente por meio das fórmulas propostas por Lamparelli (2004²³ apud CETESB, 2015). O resultado final do IET é a média aritmética dos dois valores.

Na Tabela 12, são apresentadas as faixas de valores que definem cada categoria do IQA e do IET.

Tabela 12 - Classificação do IQA e do IET, de acordo com a CETESB

IQA		IET	
Categoria	Ponderação	Categoria (rios)	Ponderação
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$	ULTRAOLIGOTRÓFICO	$IET \leq 47$
BOA	$51 < IQA \leq 79$	OLIGOTRÓFICO	$47 < IET \leq 52$
REGULAR	$36 < IQA \leq 51$	MESOTRÓFICO	$52 < IET \leq 59$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$	EUTRÓFICO	$59 < IET \leq 63$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$	SUPEREUTRÓFICO	$63 < IET \leq 67$
		HIPEREUTRÓFICO	$IET > 67$

A seleção do período de avaliação levou em conta o início do monitoramento dos pontos da rede da CETESB (vide Tabela 10). Para os pontos PARD 02750 e PARD 02800, foram utilizados os resultados referentes ao período de abril de 2009 a dezembro de 2014, compreendendo todos os dados do ponto PARD 02750 disponibilizados até o momento. Embora houvesse dados do ponto PARD 02800 anteriores a 2009, optou-se por utilizar o mesmo intervalo de tempo do ponto PARD 02750, permitindo a realização de análises comparativas. Já para os pontos PALM 03800 e PITA 04800, o período de dados disponíveis foi de janeiro de 2010 a dezembro de 2014.

Os resultados utilizados no presente trabalho podem ser encontrados nos relatórios de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo divulgados anualmente pela CETESB em sua página eletrônica (CETESB, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015).

Depois de selecionados os dados, as estatísticas descritivas básicas para cada ponto de monitoramento foram calculadas, incluindo: número de dados, média aritmética, média geométrica (para coliformes e *E. coli*), mediana, valor mínimo, valor máximo, desvio padrão, coeficiente de variação (desvio padrão / média aritmética) e percentis (10%, 25%, 75% e 90%). As estatísticas descritivas foram apresentadas em tabelas (Apêndice D) e também sob a forma de gráficos "*Box e Whisker*".

Também foram calculadas, para cada variável em cada ponto de monitoramento, as porcentagens de resultados dentro das faixas de valores definidas pelos limites estabelecidos para cada classe de qualidade (1, 2, 3 e 4), apresentados na Tabela 4. Com isso, foi possível avaliar a porcentagem de tempo em que a qualidade da água esteve em desacordo com a

²³ LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. 235 p. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

respectiva classe do enquadramento, bem como a representatividade dos resultados em conformidade com classes mais restritivas do que aquela em que o corpo d'água está enquadrado, a fim de subsidiar eventuais estudos de reenquadramento.

Com o intuito de verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre a qualidade da água nos dois pontos situados no Rio Pardo (PARD 02750 e PARD 02800), foi aplicado o teste de Mann-Whitney (*Mann-Whitney U Test*), disponível no software "*Statistica 7*", para cada variável de interesse cujos valores não resultaram abaixo do limite de detecção. Com isso, pôde-se avaliar se a contribuição do Ribeirão das Pitangueiras, que recebe grande parte dos esgotos tratados do município A, exerce alguma influência sobre a qualidade da água do Rio Pardo (vide Figura 21).

Também foram comparadas as concentrações medianas dos parâmetros de qualidade nos períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março), identificando as variáveis e índices que se apresentaram significativamente diferentes de acordo com a época do ano, em cada ponto de monitoramento da rede da CETESB. Para tanto, foi empregado o teste não paramétrico de Mann-Whitney (*Mann-Whitney U Test*), também disponível no "*Statistica 7*", uma vez que não foi avaliada a aderência dos dados a uma distribuição de frequência previamente à aplicação do teste de hipóteses.

Para a aplicação da análise do teste de Mann-Whitney, optou-se por excluir os dados de 2014, devido ao fato de, nesse ano, ter ocorrido uma estiagem atípica no estado de São Paulo, que prejudicou sobremaneira a qualidade dos corpos d'água. Para se ter uma ideia da intensidade desse evento, 2014 foi o ano mais seco desde 1995. Todas as UGRHIs registraram volume de chuva anual inferior à média histórica, destacando-se a UGRHI 12 com o maior déficit de chuvas do estado (52% menor do que a média histórica) (CETESB, 2015).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 AVALIAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

5.1.1 Avaliação dos projetos

A configuração do sistema de tratamento de cada ETE avaliada e os respectivos parâmetros de projeto referentes às características quantitativas e qualitativas do esgoto constam da Tabela A1 do Apêndice A. Já a Tabela A2 do mesmo apêndice exhibe os parâmetros de projeto das lagoas de estabilização, adotados ou calculados conforme metodologia descrita no item 4.3.1.

Cabe aqui destacar uma especificidade com relação à ETE A2 do município A. Esse sistema de tratamento recebe a contribuição dos esgotos gerados em um evento anual de grandes proporções, com duração de 10 dias e capacidade diária de público de até 50.000 pessoas.

Sendo assim, o acréscimo populacional proveniente dessa população flutuante não pôde ser desprezado no dimensionamento da ETE, motivo pelo qual o projeto desse sistema considera dois cenários distintos: a população fixa contribuinte durante a maior parte do ano, que equivale a uma parcela da população urbana do município A, e a demanda adicional gerada pela população de fora que frequenta o evento.

Outra particularidade dessa ETE é que seu projeto foi revisto em 2015, estendendo o final de plano, previsto originalmente para 2010, em 20 anos, ou seja, até 2035. Isso foi possível, principalmente, devido à elevada vazão de infiltração considerada no projeto original (26,7 L/s), muito além dos valores observados na prática, o que resultou em uma vazão de projeto que não foi alcançada em 2010, permitindo ampliar o horizonte de projeto da ETE. Dessa forma, os dados apresentados na Tabela A1 e na Tabela A2 para a ETE A2 referem-se ao projeto revisto em 2015.

Na Tabela 13, são indicados, para cada ETE, o período restante para atingir o fim de plano previsto no projeto, bem como as porcentagens de alcance da população e da vazão de projeto, com base em informações do SNIS de 2013.

Tabela 13 - Comparação dos parâmetros de projeto de cada ETE (horizonte temporal, população e vazão) com informações do SNIS 2013

Município	Identificação da ETE	Fim de plano	Tempo para alcance do horizonte de projeto (anos)	Pop (hab)	Informação ES 001 do SNIS - 2013 (hab) ^(a)	% da população de projeto	Q _m (L/s)	Informação ES 006 do SNIS-2013 (m ³ /ano convertido em L/s) ^(b)	% da vazão de projeto
A	ETE A1	SI	SI	17.000	10.537 ^(c)	62	43,7	25,9	60
	ETE A2 (pop. fixa)	2035	20	15.074	8.890 ^(c)	59	30,9	22,0	71
	ETE A3	2018	2	75.000	69.492 ^(c)	93	255,3	172,0	67
B	ETE B	2015	Superado	26.460	25.538	97	61,3	62,8	103
C	ETE C1	2021	5	15.294	16.296	107	42,4	26,9	63
	ETE C2	2015	Superado	4.165	1.811	43	7,7	3,0	39
D	ETE D1	SI	SI	10.000	8.678	87	22,9	25,4	111
	ETE D2	2021	5	11.500	8.678	75	26,6	25,4	95
E	F	2018	2	3.118	3.056	98	5,1	4,3	85
F	E	2020	4	7.776	4.546	58	13,1	8,3	63
G	G	SI	SI	7.300	6.580	90	10,5	8,8	84
H	H	2015	Superado	13.104	8.549	65	18,1	12,3	68

A > 90% **A** 80 a 90%

NOTAS: Pop = População de projeto; Q_m = vazão média de projeto; ES 001 = População total atendida com esgotamento sanitário; ES 006 = Volume anual de esgoto tratado; SI = sem informação

(a) Para os municípios com mais de uma ETE, foi multiplicada a porcentagem de atendimento da ETE (vide Tabela 9) pela informação ES 001.

(b) Para os municípios com mais de uma ETE, foi multiplicada a porcentagem de atendimento da ETE (vide Tabela 9) pela informação ES 006.

(c) A população atendida com esgotamento sanitário foi extraída de estudo apresentado em 2015 pelo órgão responsável pelas ETES do município A.

Analisando, primeiramente, o alcance do horizonte de projeto, verificou-se que as ETES C2, H e B já ultrapassaram o final de plano previsto no projeto. No entanto, as duas primeiras ainda operam com folga no que se refere à população contribuinte (43% e 65%, respectivamente) e à vazão recebida (39% e 68%, respectivamente). Já na ETE B, a população atendida praticamente atingiu o valor de projeto (97%) e o volume de esgoto tratado já ultrapassou a vazão média de final de plano (103%). Além da ETE B, as ETES A3, C1, E e G já estão atendendo a uma população maior do que 90% do valor fixado no projeto.

Com relação à vazão afluente, as ETES E e G já recebem 85% e 84% da vazão de projeto, respectivamente. Nas ETES A3 e C1, apesar da proximidade do alcance da população de projeto, ainda há uma razoável distância em relação à vazão que pode ser admitida. Por outro lado, as duas ETES do município D, apesar de não terem atingido o horizonte de projeto (na ETE D1, o final de plano não foi informado), já trabalham no limite ou acima da sua capacidade.

Com base nessa análise inicial, foi possível verificar que, para as ETES estudadas, a proximidade ou mesmo a superação do horizonte de projeto não foi acompanhada, necessariamente, pelo esgotamento da capacidade de atendimento da ETE em termos quantitativos, o que está relacionado às incertezas envolvidas nas estimativas de população e

vazões no momento do projeto. As projeções de crescimento populacional realizadas no momento do projeto, por exemplo, podem não se confirmar ao longo do horizonte de operação da ETE. Como comentado no item 4.1, no período de 2002 a 2012, a maioria dos municípios da UGRHI 12 registraram taxas de crescimento inferiores ao índice do estado.

Isso reforça a importância de o prestador de serviço acompanhar de perto a evolução do número de ligações e, conseqüentemente, da população contribuinte à ETE ao longo do tempo, bem como monitorar a variação das vazões recebidas, de modo a antecipar eventuais obras de ampliação do sistema, antes que este apresente sinais de ineficiência.

Essa avaliação, aliada ao monitoramento da eficiência do sistema, poderia ser utilizada também para subsidiar a expansão do final de plano das ETEs cujas capacidades de tratamento não foram atingidas, permitindo que operem com a mesma configuração além do período originalmente previsto, o que evitaria investimentos desnecessários.

Em síntese, respeitadas as limitações da análise comparativa aqui apresentada, principalmente com relação à utilização de um indicador anual do SNIS (em m³/ano) para comparação com a vazão média de projeto (em L/s), essa informação é um indicativo de que as ETEs B, D1 e D2 devem ter prioridade de receber investimentos para expansão do sistema, que devem ser voltados, em um segundo momento, para as ETEs E e G.

Prosseguindo na análise dos projetos, foram comparados os valores de geração per capita de esgotos adotados no dimensionamento dos sistemas com os valores calculados a partir das informações do SNIS referentes ao ano de 2013 (Tabela 14).

Tabela 14 - Comparação dos valores de geração per capita de esgotos utilizados nos projetos de cada ETE com valores calculados com base em informações do SNIS referentes ao ano de 2013

Município	Identificação da ETE	Consumo per capita de água (L/hab.dia)	Coefficiente de retorno	Q _{per capita esg. proj} (L/hab.dia)	Q _{per capita esg. calc} (L/hab.dia) [Eq. 6]
A	ETE A1	217	0,8	174	220
	ETE A2 (pop. fixa)	195	0,8	156	
	ETE A3	SI	SI	223	
B	ETE B	200	0,8	160	213
C	ETE C1	200	0,8	160	143
	ETE C2	150	0,8	120	
D	ETE D1	200	0,8	160	253
	ETE D2	200	0,8	160	
E	ETE E	185	0,7	130	122
F	ETE F	176	0,8	141	157
G	ETE G	SI	SI	124 ^(a)	116
H	ETE H	150	0,7	105	125

A Q_{per capita esg. proj} > Q_{per capita esg. calc}

A Q_{per capita esg. proj} < Q_{per capita esg. calc}

NOTAS: Q_{per capita esg. proj} = vazão per capita de esgoto projetada; Q_{per capita esg. calc} = vazão per capita de esgoto calculada; SI = sem informação

(a) Calculado com base na vazão de projeto

Observou-se, primeiramente, que os valores de consumo per capita de água adotados nos projetos variaram de 150 (ETE H) a 217 L/hab.dia (ETE A1), dentro da faixa típica reportada na literatura para cidades pequenas²⁴ (110 a 180 L/hab.dia) e médias²⁵ (120 a 220 L/hab.dia) (VON SPERLING, 2005).

Comparando com os valores apontados por Rodríguez, Bocardo e Fernández (2007) (Tabela 15), houve equivalência com os consumos típicos de cidades entre 1.000 e 50.000 habitantes. Cabe destacar que os municípios avaliados no presente estudo possuem entre 3.000 e 115.000 habitantes.

Tabela 15 - Consumo per capita de água para diversos usos, de acordo com a faixa de população

Población (habitantes)	Consumos urbanos en l/hab.d, según usos				
	Doméstico	Industrial	Servicios municipales	Fugas de redes y varios	TOTAL
Hasta 1.000	60	5	10	25	100
1.000 – 6.000	70	30	25	25	150
6.000 – 12.000	90	50	35	25	200
12.000 – 50.000	110	70	45	25	250
50.000 – 250.000	125	100	50	25	300
Más de 250.000	165	150	60	25	400

Fonte: Rodríguez, Bocardo e Fernández (2007)

Notou-se ainda que os valores mais baixos (150, 176 e 185 L/hab.dia) corresponderam aos municípios menores (H, F e E, respectivamente), o que é coerente com a influência do porte da comunidade sobre o consumo, uma vez que, nas cidades menores, os habitantes tendem a possuir menor poder aquisitivo e os usos industriais são menos frequentes, o que resulta em um menor consumo de água. Também foi adotado um consumo baixo (150 L/hab.dia) para a ETE C2, que foi construída para atender somente dois bairros periféricos do município C.

Calculada a partir da multiplicação do consumo per capita de água pelo coeficiente de retorno, a geração per capita de esgotos variou de 105 (ETE H) a 223 L/hab.dia (ETE A3). Comparando os valores adotados nos projetos com aqueles calculados a partir de dados reais (utilizando a Equação 6), notou-se que, na maioria das ETES, o valor adotado foi inferior ao calculado. Nas ETES em que os valores de projeto superaram os calculados, a diferença entre ambos foi pequena, chegando a no máximo 11% na ETE C1.

²⁴ 10.000 a 50.000 habitantes

²⁵ 50.000 a 250.000 habitantes

Destacaram-se os municípios D, A e B com as maiores gerações per capita de esgotos (253, 220 e 213 L/hab.dia, respectivamente). Cabe mencionar que esses valores são compatíveis com a faixa típica de cidades grandes²⁶, quando se aplica um coeficiente de retorno de 0,8 aos valores reportados por von Sperling (2005) (120 a 240 L/hab.dia).

A fim de dirimir a suspeita de que tais valores elevados fossem números atípicos, não correspondendo à série histórica do município, foram levantados os dados disponíveis de consumo per capita de água por meio da ferramenta "Série Histórica do SNIS" (SNIS, 2015), selecionando-se o indicador IN022²⁷ no período de 2005 a 2013. De acordo com os números levantados, verificou-se que os valores de 2013 em todos os municípios estão bem próximos à média do período, permitindo descartar essa possibilidade (vide Apêndice B).

Avaliando as demais informações do SNIS do ano de 2013, percebeu-se que os volumes de esgoto tratados informados pelos municípios de D, A e B eram idênticos ou muito próximos dos volumes de água consumidos, resultando em coeficientes de retorno superiores a 90%. Isso indica que pode ter havido um equívoco no preenchimento dessa informação pelo prestador de serviço, ou que existem ligações pluviais clandestinas e contribuições parasitárias significativas, embora, diante dos valores encontrados, a primeira hipótese pareça mais provável.

É oportuno destacar que existem limitações associadas a essa análise, uma vez que está baseada em informações fornecidas pelos prestadores de serviços ao SNIS, as quais não são, necessariamente, validadas. Uma avaliação mais precisa teria que ser conduzida caso a caso, com base em informações confiáveis provenientes do monitoramento das vazões e concentrações afluentes a cada ETE, abrangendo várias amostras coletadas ao longo do dia. De qualquer forma, estes resultados reforçam a importância de se avaliar as características quantitativas e qualitativas dos esgotos quando da elaboração dos projetos, utilizando valores baseados em condições reais, e não somente em referências extraídas da literatura.

Partindo para a avaliação das lagoas de estabilização, são apresentados, na Tabela 16, os parâmetros de projeto de todos os sistemas estudados, indicando-se o posicionamento dos valores em relação às faixas típicas da literatura (dentro ou fora da faixa recomendada). Para a definição dessas faixas, foram utilizados os parâmetros reportados por von Sperling (2002) e Jordão e Pessoa (2011), abrangendo o intervalo mais amplo resultante da combinação dos valores citados pelos autores.

²⁶ Mais que 250.000 habitantes

²⁷ **IN 022 - Consumo médio per capita de água** = (Volume de Água Consumido - Volume de Água Tratada Exportado)/População Total Atendida com Abastecimento de Água

Tabela 16 - Comparação dos parâmetros de projeto das lagoas de estabilização com valores típicos reportados na literatura

Município	Identificação da ETE	LAN				LAF			LF 1				LF 2						
		T (dia) [Eq. 3]	L _{vproj} (g DBO/m ³ .dia) [Eq. 4]	H (m)	L/B	T (dia) [Eq. 3]	H (m)	L/B	T (dia) [Eq. 3]	L _{sproj} (kg DBO/ha .dia) [Eq. 5]	H (m)	L/B	T (dia) [Eq. 3]	L _{sproj} (kg DBO/ha. dia) [Eq. 5]	H (m)	L/B			
A	ETE A1	3,1	78	3,00	1,1	NA	NA	NA	(c)	(c)	1,40	1,2	6,2	254 ^(a)	1,40	0,5			
B	ETE B	6,5	46	4,30	2,1	NA	NA	NA	8,7	270 ^(d)	1,95	FI	11,9	197 ^(d)	1,95	FI			
C	ETE C1	2,7	109	4,00	1,2	NA	NA	NA	15,2	151 ^(d)	2,00	2,0	NA	NA	NA	NA			
	ETE C2	4,0	84	3,50	1,0	NA	NA	NA	21,3	81 ^(a)	1,10	1,5	NA	NA	NA	NA			
D	ETE D1	1,9	107	3,50	FI	NA	NA	NA	8,3	170 ^(a)	1,50	FI	NA	NA	NA	NA			
	ETE D2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	31,6	232	3,00	4,2	NA	NA	NA	NA			
E	ETE E	3,4	83	3,00	FI	NA	NA	NA	7,3	212 ^(a)	1,45	8,0 ^(b)	NA	NA	NA	NA			
G	ETE G	NA	NA	NA	NA	4,3	3,00	1,0	10,3	270 ^(e)	1,50	2,1	NA	NA	NA	NA			
Município	Identificação da ETE	LAN				LF 1				LF 2				LM 1			LM 2		
		T (dia) [Eq. 3]	L _{vproj} (g DBO/m ³ .dia) [Eq. 4]	H (m)	L/B	T (dia) [Eq. 3]	L _{sproj} (kg DBO/ha. dia) [Eq. 5]	H (m)	L/B	T (dia) [Eq. 3]	L _{sproj} (kg DBO/ha .dia) [Eq. 5]	H (m)	L/B	T (dia) [Eq. 3]	H (m)	L/B	T (dia) [Eq. 3]	H (m)	L/B
A	ETE A2 (pop. fixa)	9,1	34	3,50	1,0	8,7	276 ^(a)	1,50	1,7	NA	NA	NA	NA	4,9	1,15	1,4	4,9	1,15	1,4
	ETE A2 (pop. flutuante)	5,2	96			5,0	786 ^(a)	NA		NA	NA	NA	2,8	2,8					
	ETE III	3,1	96	3,50	1,1	12,3	139 ^(d)	1,50	3,4	12,4	141 ^(d)	1,50	3,8	4,7	1,40	FI	4,8	1,40	2,7
F	ETE F	NA	NA	NA	NA	19,6	240	1,50	2,8	NA	NA	NA	NA	9,5	1,50	1,4	NA	NA	NA
H	ETE H	NA	NA	NA	NA	19,3	385	2,00	FI	NA	NA	NA	NA	SI	1,50	3,8	NA	NA	NA

A Dentro da faixa recomendada

A Fora da faixa recomendada

NOTAS: LF = Lagoa facultativa; LAN = Lagoa anaeróbia; LAF = Lagoa aerada facultativa; LM = Lagoa de maturação; T = tempo de detenção; L_{vproj} = taxa de aplicação volumétrica de projeto; L_{sproj} = taxa de aplicação superficial de projeto; H = profundidade; L = comprimento; B = largura; FI = formato irregular; NA = não se aplica

(a) Considerando 50% de remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia

(b) Lagoa com 07 chicanas: o comprimento total refere-se à soma da largura das chicanas

(c) Parâmetros calculados considerando o conjunto de lagoas facultativas (em série)

(d) Considerando 60% de remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia

(e) Considerando 75% de remoção de carga orgânica na lagoa aerada facultativa

Faixas típicas de acordo com von Sperling (2002) e Jordão e Pessoa (2011):

LAN: T (dia) = 2 a 6; L_v (g DBO/m³.dia) = 100 a 400; H (m) = 3,0 a 5,0; L/B = 1 a 3

LAF: T (dia) = 4 a 12; H = 2,5 a 5,0; L/B: 2 a 4

LF: T (dia): 15 a 45; L_s (kg DBO/ha.dia) = 100 a 350; H (m) = 1,2 a 2,0; L/B = 2 a 5

LM: T (dia) = mínimo de 3; H (m) = 0,6 a 1,5; L/B = 3

Analisando, inicialmente, as ETEs que possuem LAN, verificou-se que a grande maioria foi projetada com carga orgânica volumétrica abaixo de 100 g DBO/m³.dia, que é o valor mínimo da faixa recomendada. Nas demais, o valor esteve bem próximo de 100 g DBO/m³.dia.

Apesar dessa recomendação, Jordão e Pessôa (2011) comentam que existem várias lagoas no Brasil operando bem com cargas orgânicas da ordem de 50 g DBO/m³.dia, o que é um indicativo de que as lagoas anaeróbias, na prática, conseguem manter eficiência adequada mesmo quando recebem uma carga de DBO relativamente baixa.

Rodríguez, Bocado e Martín (2007), ao analisar as características construtivas de 25 sistemas de lagoas de estabilização localizados na região da Andaluzia, na Espanha, encontraram taxas de aplicação volumétricas nas lagoas anaeróbias variando de 58 a 242 g DBO/m³.dia, com valor médio de 119 g DBO/m³.dia, valores maiores do que os obtidos no presente trabalho (34 a 109 g DBO/m³.dia). No entanto, as taxas de aplicação reais dessas ETEs, verificadas em campo, foram menores do que os valores de projeto (média de 77 g DBO/m³.dia), sem que houvesse prejuízo na remoção de matéria orgânica e nutrientes, uma vez que as eficiências de remoção desses constituintes alcançaram os valores esperados. Tais resultados corroboram com a afirmação de Jordão e Pessôa (2011) de que é possível o funcionamento adequado de lagoas anaeróbias com cargas orgânicas inferiores a 100 g DBO/m³.dia.

Com relação aos demais parâmetros (tempo de detenção hidráulico, profundidade e relação L/B), notou-se que, no geral, os valores assumidos nos projetos estiveram dentro do intervalo recomendado. O valor que mais se afastou da faixa recomendada foi o tempo de detenção na ETE A2, considerando somente a população fixa (9,1 dias), que resultou em um valor acima do máximo usual (6 dias), uma vez que a mesma foi dimensionada para comportar a contribuição de um grande evento festivo. Nessas condições, a lagoa anaeróbia poderia se comportar eventualmente como uma lagoa facultativa, o que é indesejável para a atividade das bactérias metanogênicas, pois a presença de oxigênio é fatal para esse grupo de micro-organismos (VON SPERLING, 2002).

Comparando os valores obtidos no presente estudo com os parâmetros levantados por Rodríguez, Bocado e Martín (2007) nas lagoas anaeróbias da região de Andaluzia, na Espanha, observou-se que a faixa de variação do tempo de detenção (1,9 a 9,1 dia) foi semelhante à encontrada pelos autores espanhóis (1,4 a 10,2 dia). Quanto à profundidade, as lagoas avaliadas neste trabalho (H variando de 3,0 a 4,3 m) foram, no geral, mais profundas do que aquelas estudadas pelos autores supracitados (2,2 a 4,0 m), que apontaram a tendência

atual de se construir lagoas com cerca de 4 m de profundidade, prevendo um volume adicional para a acumulação do lodo.

A modalidade de LAF esteve presente somente na ETE G, como lagoa primária. Nesse caso, somente o valor da relação L/B (1,0) esteve abaixo da faixa recomendada (2 a 4).

Nas LF secundárias, o tempo de detenção hidráulico variou de 5,0 dias (ETE A2, considerando a população flutuante) a 21,3 dias (ETE C2). Nas lagoas secundárias, o tempo de detenção pode ser inferior aos valores recomendados para lagoas primárias (15 a 45 dias), devido à prévia remoção de DBO na lagoa anaeróbia. No entanto, valores muito baixos, como o observado na ETE A2, podem não ser suficientes para a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias, reduzindo a eficiência do tratamento.

Rodríguez, Bocado e Martín (2007) encontraram valores de projeto mais elevados nas lagoas facultativas em operação na região da Andaluzia, na Espanha, variando de 6,5 a 48,0 dia. Quando considerados os valores reais de operação, os tempos de detenção foram ainda mais altos, variando de 12,0 a 113,0 dia.

No que se refere à taxa de aplicação superficial, os valores de projeto, à exceção da ETE C2 (81 kg DBO/ha.dia) e da ETE A2, considerando a população flutuante (786 kg DBO/ha.dia), situaram-se dentro do intervalo usual (100 a 350 kg DBO/ha.dia). Na ETE A2, o valor elevado da taxa de aplicação superficial resultante da contribuição da população flutuante poderia gerar condições anaeróbias na lagoa facultativa, com a possibilidade de liberação de maus odores no período do evento.

A faixa de valores encontrada neste trabalho nas LF secundárias (81 a 276 kg DBO/ha.dia), excetuando a taxa de aplicação na ETE A2 para a população flutuante, foi parecida com a levantada por Rodríguez, Bocado e Martín (2007) nas LF da região da Andaluzia, na Espanha (31 a 248 kg DBO/ha.dia), apresentando, contudo, um limite inferior mais alto.

A profundidade na maioria das LF secundárias esteve dentro da faixa indicada (1,20 a 2,00 m), com exceção da ETE C2 (1,10 m). Os valores encontrados neste estudo também foram semelhantes aos obtidos por Rodríguez, Bocado e Martín (2007) nas LF da região da Andaluzia, na Espanha (1,3 a 2,0 m). Já a relação L/B apresentou-se inferior ao mínimo usual (2) nas LF da ETE A1 (1,2 e 0,5), C2 (1,5) e A3 (1,7), condição que induz ao regime de mistura completa, menos eficiente do que o regime de fluxo em pistão para a remoção de matéria orgânica (VON SPERLING, 2002). No entanto, cabe destacar que o regime de mistura completa é mais indicado para despejos com grande variação de carga orgânica,

evitando a ocorrência de elevada demanda de oxigênio logo na entrada da lagoa, o que poderia acarretar em condições anaeróbias neste ponto do sistema (VON SPERLING, 2002).

Nas LF primárias, a taxa de aplicação superficial resultou em um valor maior do que o recomendado somente na ETE H (385 kg DBO/ha.dia). O tempo de detenção hidráulico e a relação L/B nas três LF primárias estiveram dentro da faixa usual. Com relação à profundidade, foi adotado um valor maior do que o indicado somente na ETE D2 (3,00 m).

Nas ETEs que possuem LM (ETEs A2, A3 e F), o tempo de detenção foi inferior ao valor mínimo recomendado (3 dias) apenas na ETE A2 considerando a população flutuante. Quanto às profundidades adotadas, os valores ficaram dentro da faixa indicada. Já a relação L/B na maioria das LM foi inferior a 3, valor mínimo indicado por Jordão e Pessôa (2011). Cabe destacar que os autores consultados recomendam a implantação de pelo menos três LM em série, condição que não foi satisfeita em nenhum dos sistemas estudados.

Rodríguez, Bocado e Martín (2007) também verificaram a ausência de unidades em série na maioria dos sistemas de lagoas de estabilização avaliados na Espanha, o que foi apontado como uma das causas do mau funcionamento das lagoas de maturação.

Em síntese, nos projetos avaliados, houve um maior número de parâmetros fora da faixa usual reportada na literatura para as LAN, com destaque para a adoção de taxas de aplicação volumétricas abaixo do mínimo recomendado. Já nas LF, a maioria das taxas de aplicação superficial adotadas esteve dentro da faixa típica. Com relação à geometria das LF, notou-se uma tendência à concepção de lagoas menos alongadas, com valores de L/B próximos ou menores do que 2, afastando-se, dessa forma, do regime de fluxo pistonado. Nas LM, não foi seguida a recomendação de se prever mais de três lagoas em série, o que poderia resultar em baixas eficiências de remoção de coliformes. Foi notada ainda a influência negativa da contribuição do evento festivo na ETE A2, principalmente com relação à taxa de aplicação superficial na LF e no tempo de detenção hidráulico nas LM.

Na Tabela 17, foram comparadas as taxas de aplicação previstas nos projetos (L_{vproj} e L_{sproj}) com aquelas calculadas utilizando informações reais de vazão e concentração, extraídas do SNIS e dos dados de automonitoramento das ETEs (L_{vcalc} e $L_{scalcalc}$).

Notou-se que, para as LAN, as taxas de aplicação volumétricas calculadas não se afastaram muito dos valores de projeto, mantendo-se a maioria ainda abaixo de 100 g DBO/m³.dia. Nas LF, as taxas de aplicação superficiais calculadas com base em dados reais também resultaram próximas aos valores de projeto. A ETE E destacou-se pelo aumento das taxas de aplicação tanto na LAN como na LF, chegando a exceder, nesta última, o limite

máximo recomendado. Já na ETE C2, foi verificado o inverso, havendo uma diminuição das taxas de aplicação na LAN e na LF.

É válido ressaltar que as taxas de aplicação calculadas para os municípios de A e B podem estar superestimadas, devido aos valores elevados de volume anual de esgoto tratado informado no SNIS (informação ES 006), conforme comentado anteriormente.

Tabela 17 - Comparação das taxas de aplicação volumétrica e superficial assumidas no projeto com as calculadas com base em informações do SNIS e dados do automonitoramento referentes ao ano de 2013, bem como com valores típicos reportados na literatura

Município	Identificação da ETE	LAN		LF 1		LF 2	
		$L_{v\text{ proj}}$ (g DBO/m ³ .dia) [Eq. 4]	$L_{v\text{ calc}}$ (g DBO/m ³ .dia) [Eq. 8]	$L_{s\text{ proj}}$ (kg DBO/ha.dia) [Eq. 5]	$L_{s\text{ calc}}$ (kg DBO/ha.dia) [Eq. 9]	$L_{s\text{ proj}}$ (kg DBO/ha.dia) [Eq. 5]	$L_{s\text{ calc}}$ (kg DBO/ha.dia) [Eq. 9]
A	ETE A1	78	85	(b)	(b)	254 ^(a)	232 ^(a)
	ETE A2 (pop. fixa)	34	33	276 ^(a)	271 ^(a)	NA	NA
	ETE A2 (pop. flutuante)	96		786 ^(a)		NA	NA
	ETE A3	96	117	139 ^(c)	169 ^(c)	141 ^(c)	172 ^(c)
B	ETE B	46	48	270 ^(c)	281 ^(c)	197 ^(c)	205 ^(c)
C	ETE C1	109	94	151 ^(c)	129 ^(c)	NA	NA
	ETE C2	84	56	81 ^(a)	54 ^(a)	NA	NA
D	ETE D1	107	(e)	170 ^(a)	(e)	NA	NA
	ETE D2	NA	(e)	232	(e)	NA	NA
E	ETE E	83	145	212 ^(a)	370 ^(a)	NA	NA
F	ETE F	NA	NA	240	194	NA	NA
G	ETE G	NA	NA	135 ^(d)	179 ^(d)	NA	NA
H	ETE H	NA	NA	385	294	NA	NA

A Dentro da faixa recomendada

A Fora da faixa recomendada

NOTAS: LF = Lagoa facultativa; LAN = Lagoa anaeróbia; T = tempo de detenção hidráulico; $L_{v\text{ proj}}$ = taxa de aplicação volumétrica projetada; $L_{s\text{ proj}}$ = taxa de aplicação superficial projetada; H = profundidade; L = comprimento; B = largura; NA = não se aplica

(a) Considerando 50% de remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia

(b) Parâmetros calculados considerando o conjunto de lagoas facultativas (em série)

(c) Considerando 60% de remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia

(d) Considerando 75% de remoção de carga orgânica na lagoa aerada facultativa

(e) Número de dados insuficiente para o cálculo da mediana da concentração de DBO

Faixas típicas de acordo com von Sperling (2002) e Jordão e Pessoa (2011):

LAN: T (dia) = 2 a 6; L_v (g DBO/m³.dia) = 100 a 400; H (m) = 3,0 a 5,0; L/B = 1 a 3

LF: T (dia): 15 a 45; L_s (kg DBO/ha.dia) = 100 a 350; H (m) = 1,2 a 2,0; L/B = 2 a 5

LAF: T (dia) = 4 a 12; H = 2,5 a 5,0; L/B: 2 a 4

LM: T (dia) = mínimo de 3; H (m) = 0,6 a 1,5; L/B = 3

Na Tabela 18, são apresentados os custos de implantação de cada sistema de tratamento, atualizados para dezembro de 2015, os quais se basearam nos orçamentos ou declarações fornecidos pelo prestador de serviços nos processos de licenciamento (os orçamentos completos são mostrados no Apêndice C). Os custos per capita foram comparados com os valores típicos reportados por von Sperling (2005), atualizados para dezembro de 2015.

Percebeu-se que a maioria dos custos por habitante ficou fora do intervalo usual da literatura, com valores tanto abaixo como acima dos limites das faixas típicas. A maior parte

dos custos per capita resultou abaixo de R\$ 80,00 por habitante. Somente os custos das ETEs F, D1 e D2 estiveram dentro da faixa usual para as respectivas modalidades de tratamento.

Cabe ressaltar que não foi encontrada uma correspondência exata para o sistema de tratamento da ETE F (LF + LM), tendo sido feita a comparação com os custos da modalidade LAN + LF + LM.

Tabela 18 - Custos de implantação (R\$ e R\$/hab) das ETEs e comparação com valores típicos reportados na literatura

Município	Identificação da ETE	Sistema de tratamento	População de projeto (hab)	Custo de implantação (R\$) em dez/15	Custo de implantação per capita (R\$/hab) em dez/15
A	ETE A1	1 LAN + 2 LF (em série)	17.000	831.807,46 ^(c)	48,93
	ETE A2 (pop. fixa)	1 LAN + 1 LF + 2 LM (em série)	15.074	640.548,06 ^(c)	50,72
	ETE A2 (pop. flutuante)		50.000		
	ETE A3	3 LAN + 3 LF + 3 LM (em paralelo)+Escada de aeração	75.000	SI	SI
B	ETE B	1 LAN + 2 LF (em paralelo) + Tanque de contato (com aplicação de cloro) + Escada de aeração	26.460	924.603,57	34,94
C	ETE C1	1 LAN + 1 LF	15.294	802.997,56	52,50
	ETE C2	1 LAN + 1 LF	4.165	214.957,99	51,61
D	ETE D1	1 LAN + 1 LF	10.000	811.414,89 ^(f)	81,14 ^(h)
	ETE D2	1 LF	11.500	1.513.209,49	131,58
E	ETE E	1 LAN + 1 LF (com chicanas)	3.118	814.445,38 ^(b)	261,21
F	ETE F	2 LF + 2 LM (em paralelo)	7.776	1.511.113,30 ^(d)	194,33 ^(g)
G	ETE G	1 LAF + 1 LF	7.300	SI	SI
H	ETE H	2 LF + 2 LM (em paralelo) ^(a)	13.104	1.011.561,37 ^(e)	77,19
	A	Dentro da faixa típica	A	Fora da faixa típica	

NOTAS: LF = Lagoa facultativa; LAN = Lagoa anaeróbia; LAF = Lagoa aerada facultativa; LM = Lagoa de maturação

(a) As lagoas de maturação (2 LM) não foram implantadas

(b) Inclui lagoas, depósito, emissário e extravasor da lagoa

(c) Declaração do prestador de serviços

(d) Inclui somente estação de tratamento de esgotos

(e) Inclui lagoas, estação elevatória e linha de recalque

(f) Declaração do prestador de serviços (inclui lagoas, estação elevatória e emissário)

(g) Comparação efetuada com a modalidade LAN + LF + LM

(h) Comparação efetuada com a modalidade LF

Faixa típica de acordo com von Sperling (2005) atualizada para dez/15 utilizando o índice IGP-M: LF = R\$ 78,50 a R\$ 157,00; LAN + LF = R\$ 59,00 a R\$ 147,00; LAN + LF + LM = R\$ 98,00 a R\$ 196,00

Referências de custos de implantação de lagoas de estabilização foram encontradas também em Jordão e Pessoa (2011), que indicaram uma faixa de R\$ 92,00 a R\$ 221,00²⁸ por habitante para lagoas em série (LAN + LF) e apenas facultativas. Comparando os custos das ETEs das modalidades LAN+LF e LF, tem-se que somente os valores obtidos para a ETE D2

²⁸ Valores atualizados para dez/15 utilizando o índice IGP-M.

estiveram dentro dessa faixa usual, com a grande maioria possuindo custos inferiores ao valor mínimo informado pelos autores.

Como pode ser visto na Figura 23, não foi possível estabelecer uma relação entre os custos de implantação e a população de projeto, ao contrário do que era esperado. Uma possível explicação é a grande variabilidade no nível de detalhes dos orçamentos fornecidos: enquanto alguns eram compostos por até 18 itens, com seus respectivos subitens, outros consistiram apenas de uma declaração do prestador de serviços (vide Apêndice C). Essa variação na metodologia de elaboração dos orçamentos dificultou a avaliação simultânea e a comparação entre os custos.

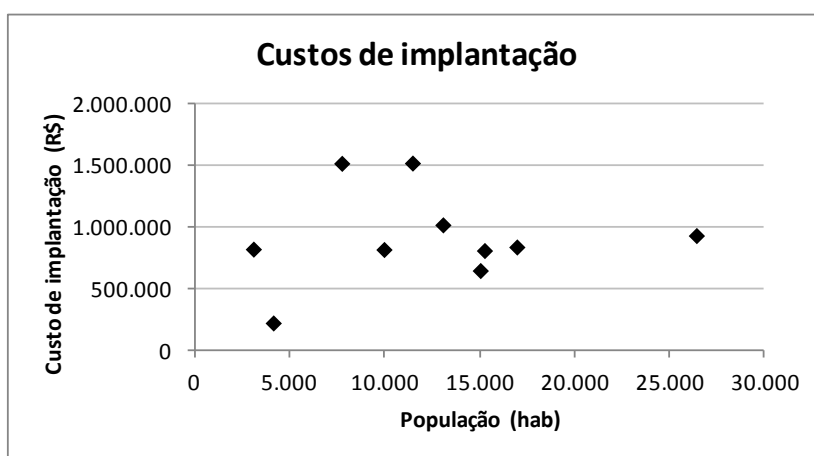


Figura 23 - Custos de implantação das ETEs, de acordo com a população de projeto

Outro fator que influenciou na estimativa de custos, provocando distorções na análise comparativa, foi a inclusão, em alguns orçamentos, dos gastos envolvidos na execução de estações elevatórias e emissários; nos orçamentos onde esses elementos não foram diretamente apontados, não ficou claro se o mesmo se restringia apenas à ETE propriamente dita ou se incluía outros elementos.

Independentemente das variações nos orçamentos, notou-se que os gastos relacionados à movimentação de terra (escavação e aterro) representaram grande parte dos custos de implantação na maioria das lagoas de estabilização, variando de 37,5% do custo total na ETE E até 62,9% na ETE C2. Exceção ocorreu na ETE H, onde a categoria "fundações e estruturas" representou a maior parte dos custos (29,5%), e na ETE B, onde foi destaque a categoria "terraplenagem e impermeabilização" (53,9%). Nas ETEs operadas pela CESB, também se destacou a categoria "fundações e estruturas", que compreende, principalmente, as tubulações, peças e acessórios utilizados na construção de emissários (vide Tabela C1 do Apêndice C).

Finalmente, comparando a demanda de área com os valores típicos indicados por von Sperling (2005) (Tabela 19), observou-se que as áreas da maioria dos sistemas estudados estiveram dentro do intervalo usual para as respectivas modalidades de tratamento.

Tabela 19 - Área (m²) e demanda de área (m²/hab e m²/L.s⁻¹) das ETEs e comparação com valores típicos reportados na literatura

Município	Identificação da ETE	Sistema de tratamento	Área (m ²)	Demanda de área (m ² /hab)	Demanda de área (m ² /L.s ⁻¹)
A	ETE A1	1 LAN + 2 LF (em série)	42.578	2,5	975
	ETE A2	1 LAN + 1 LF + 2 LM (em série)	81.818	6,5	2.651
	ETE A3	3 LAN + 3 LF + 3 LM (em paralelo) + Escada de aeração ^(a)	306.152	4,1	1.199
B	ETE B	1 LAN + 2 LF (em paralelo) + Tanque de contato (com aplicação de cloro) + Escada de aeração	64.261	2,4	1.049
C	ETE C1	1 LAN + 1 LF	51.333	3,4	1.210
	ETE C2	1 LAN + 1 LF	23.640	5,7	3.052
D	ETE D1	1 LAN + 1 LF	20.076	2,0	876
	ETE D2	1 LF	37.588	3,3	1.411
E	ETE E	1 LAN + 1 LF (com chicanas)	6.984	2,2	1.374
F	ETE F	2 LF + 2 LM (em paralelo)	51.073	6,6 ^(c)	3.910
G	ETE G	1 LAF + 1 LF	13.697	1,9 ^(d)	1.711
H	ETE H	2 LF + 2 LM (em paralelo) ^(b)	31.004	2,4 ^(e)	1.304

A Dentro da faixa típica

A Fora da faixa típica

NOTAS: Lagoa facultativa; LAN = Lagoa anaeróbica; LAF = Lagoa aerada facultativa; LM = Lagoa de maturação

(a) Uma linha do tratamento (1 LAN + 1 LF + 1 LM) não foi implantada

(b) As lagoas de maturação (2 LM) não foram implantadas

(c) Comparação efetuada com a modalidade LAN + LF + LM

(d) Comparação efetuada com a modalidade LAN + LF

(e) Comparação efetuada com a modalidade LF

Faixa típica indicada por von Sperling (2005): LF = 2,0 a 4,0 m²/hab; LAN + LF = 1,5 a 3,0 m²/hab; LAF = 0,24 a 0,5 m²/hab; LAN + LF + LM = 3,0 a 5,0 m²/hab

Para os sistemas constituídos por LAN + LF, a demanda de área variou de 2,0 m²/hab (ETE D1) a 5,7 m²/hab (ETE C2). Dentro dessa modalidade, as duas ETEs do município C destacaram-se por apresentar demanda de área superior ao valor máximo da faixa típica (3,0 m²/hab). No que se refere à ETE C2, conforme apresentado na Tabela 16, houve um superdimensionamento do sistema, resultando em taxas de aplicação volumétrica e superficial abaixo dos valores mínimos recomendados.

Para as ETEs que possuem LM, a demanda de área ficou entre 4,1 m²/hab na ETE A3 e 6,6 m²/hab na ETE F. Os valores encontrados na ETE A2 e na ETE F ultrapassaram o valor máximo do intervalo usual para essa modalidade (5,0 m²/hab). Com relação à ETE A2, a maior demanda de área pode ser atribuída ao atendimento da população flutuante do evento festivo que ocorre no município A, que exigiu maiores dimensões das lagoas. Nas duas ETEs constituídas somente por LF (ETE H e ETE D2), as demandas de área (2,4 m²/hab e 3,3 m²/hab, respectivamente) ficaram dentro do intervalo usual.

Muga e Mihelcic (2008), comparando a sustentabilidade de diversas tecnologias de tratamento de esgotos para atendimento de pequenas comunidades (até $18,9 \times 10^3$ m³/dia ou 218,75 L/s), apontaram a grande diferença de requisito de área entre um sistema de tratamento mecanizado (lodos ativados convencional), que demanda apenas 37 m²/L.s⁻¹, e um sistema de lagoa de estabilização (lagoa facultativa), que pode requerer de 4.532 m²/L.s⁻¹ até 14.814 m²/L.s⁻¹. Segundo os autores, apesar de as tecnologias com baixa demanda de área serem vantajosas notadamente em áreas urbanas, onde há uma disputa pelo uso do terreno, existem benefícios associados à ocupação de áreas mais extensas pelos sistemas de tratamento simplificados (lagoas e disposição no solo), como, por exemplo, a integração do local à paisagem por meio da criação de espaços verdes públicos, que podem ser utilizados para atividades educativas ou recreacionais.

Os requisitos de área encontrados nas ETEs avaliadas no presente trabalho, que variaram de 876 m²/L.s⁻¹ a 3.910 m²/L.s⁻¹, foram bastante inferiores aos valores indicados pelos autores supracitados para lagoas facultativas (4.532 m²/L.s⁻¹ até 14.814 m²/L.s⁻¹). Por se tratarem de valores de referência para países de clima temperado, espera-se que sejam maiores do que os requisitos de área em países tropicais, onde as temperaturas mais altas permitem a aplicação de maiores cargas orgânicas, reduzindo, conseqüente, a área ocupada pelo sistema de tratamento.

Com essa análise, foi possível confirmar a aplicabilidade dos valores de referência de área reportados na literatura, cuja utilização na fase de pré-projeto de uma ETE pode auxiliar na decisão sobre a implantação de lagoas de estabilização, em face da disponibilidade de área no local.

5.1.2 Caracterização dos dados de monitoramento

5.1.2.1 Sistematização dos dados, limitações e dificuldades encontradas

Na Tabela 20, exibe-se o número de dados dos constituintes de interesse em cada ETE avaliada, bem como a frequência de amostragem dos resultados fornecidos pelos prestadores de serviço. No total, foram disponibilizados 1.451 dados, sendo a maior parte referente aos parâmetros DBO (376 dados) e DQO (354 dados), que foram os únicos presentes tanto no afluente como no efluente de todas as ETEs avaliadas.

Nas ETEs operadas pela CESB (ETEs E, F, G e H) e nas duas ETEs do município C (ETEs C1 e C2), houve monitoramento do nitrogênio, sob a forma de nitrogênio amoniacal, em grande parte das coletas, predominantemente no efluente. Já a avaliação do fósforo total

foi efetuada somente nas ETES C1, C2, F e H, em algumas das amostras. Nas duas ETES do município C, o fósforo total foi determinado somente no afluente na maioria das coletas. Nas demais ETES, o monitoramento de nitrogênio e fósforo no esgoto não foi praticado.

Tabela 20 - Número de dados e frequência de amostragem do afluente e efluente das ETES, para cada parâmetro de interesse

Identificação da ETE	Número de dados - afluente e efluente														Total	Frequência de amostragem
	DBO		DQO		CT		<i>E. coli</i>		SS		N-amoniacoal		P-total			
	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E		
ETE B	17	17	17	17	0	0	0	8	15	16	0	0	0	0	107	Não definida
ETE C1	13	13	12	12	0	0	0	0	0	13	1	10	13	4	93	Não definida
ETE C2	14	14	14	14	0	0	0	0	1	14	1	9	13	4	98	Não definida
ETE D1	4	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	Não definida
ETE D2	5	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	Não definida
ETE E	34	34	34	34	0	34	0	34	0	34	0	34	0	0	272	Trimestral
ETE F	33	33	27	27	0	33	0	33	3	33	3	33	18	18	294	Trimestral
ETE G	34	34	34	34	0	34	0	34	0	34	0	34	0	0	272	Trimestral
ETE H	34	34	30	30	0	34	0	34	2	34	2	34	2	11	281	Trimestral
TOTAL	188	188	177	177	0	135	0	143	21	178	7	154	46	37	1.451	

NOTA: A = afluente; E = efluente; CT = coliformes totais; SS = sólidos sedimentáveis; N-amoniacoal = nitrogênio amoniacoal; P-total = fósforo total

A avaliação dos indicadores de contaminação fecal (coliformes totais e *E. coli*) também esteve ausente do monitoramento da maioria dos sistemas estudados. Tais parâmetros foram monitorados somente no efluente das ETES operadas pela CESB e no efluente da ETE B.

Nas duas ETES do município D, a reduzida quantidade de dados impossibilitou o cálculo das estatísticas descritivas básicas e a aplicação dos demais testes e análises estatísticas.

A Tabela 21 apresenta o número de dados e a frequência de amostragem no corpo receptor para aquelas ETES onde foi realizado o monitoramento do curso d'água a montante e a jusante do lançamento, totalizando 1.662 dados referentes aos parâmetros DBO, DQO, coliformes totais, *E. coli*, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacoal e fósforo total, este último avaliado somente no corpo receptor das ETES F e H em algumas das coletas.

Nessa etapa de levantamento dos dados junto aos prestadores de serviço, pôde-se identificar uma série de limitações existentes no automonitoramento das ETES, que serão comentadas a seguir.

- Nas ETES operadas pelas autarquias municipais ou prefeituras, salvo poucas exceções, foram priorizados os parâmetros DBO e DQO, havendo poucos dados de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e parâmetros microbiológicos (coliformes ou *E. coli*).

- Nas ETEs operadas pelas autarquias municipais ou prefeituras, não houve uma periodicidade definida das amostragens.
- Somente a DBO e a DQO foram monitoradas no afluente e no efluente de todas as ETEs estudadas; os demais parâmetros, salvo poucas exceções, foram avaliados apenas no afluente ou no efluente, impossibilitando o cálculo das eficiências de remoção.
- O monitoramento do corpo receptor foi praticado somente nas ETEs operadas pela CESB.

Tabela 21 - Número de dados e frequência de amostragem no corpo receptor das ETEs, para cada parâmetro de qualidade

Identificação da ETE	Número de dados - corpo receptor														Total	Frequência de amostragem
	DBO		DQO		CT		<i>E. coli</i>		OD		N-amoniaco		P-total			
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J		
ETE E	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	0	0	408	Trimestral
ETE F	33	33	27	27	33	33	33	33	33	33	33	33	18	18	420	Trimestral
ETE G	34	34	34	34	34	34	33	33	34	34	34	34	0	0	406	Trimestral
ETE H	34	34	30	30	34	34	34	34	34	34	33	33	15	15	428	Trimestral
TOTAL	135	135	125	125	135	135	134	134	135	135	134	134	33	33	1.662	

NOTA: M = montante; J = jusante; CT = coliformes totais; OD = oxigênio dissolvido; N-amoniaco = nitrogênio amoniaco; P-total = fósforo total

Tais limitações, aliadas à ausência de uma rotina de amostragem bem definida, implicaram em algumas dificuldades no tratamento e na interpretação dos dados, tais como:

- A existência de poucos resultados em algumas ETEs resultou em um conjunto de dados mais heterogêneo, cujas estatísticas descritivas ficaram mais sensíveis a valores extremos, aumentando a amplitude das faixas observadas.
- A grande variação na frequência de amostragem e no período monitorado entre as ETEs acarretou em limitações na análise comparativa dos sistemas de tratamento, já que as amostras possuíam número de dados razoavelmente diferentes e periodicidades de coleta distintas.
- A existência de amostras muito pequenas (menos de 10 dados) restringiu a aplicação de algumas análises estatísticas.
- Foi verificada a presença de valores extremos tanto abaixo como acima das faixas usuais dos dados, que poderiam ser caracterizados como "*outliers*", caso fosse aplicada alguma regra para identificação de valores atípicos; no entanto, optou-se por não removê-los do conjunto de dados, com o intuito de evidenciar a grande amplitude dos resultados de monitoramento das ETEs.

Dificuldades semelhantes foram encontradas por Oliveira (2006) na análise de desempenho de ETEs em operação nos estados de São Paulo e Minas Gerais. A autora observou que a maioria dos sistemas investigados apresentavam intermitências no monitoramento, não sendo possível identificar uma frequência de amostragem bem definida em 73,6% das ETEs. Também foi notada uma grande variação nos constituintes monitorados, o que levou à seleção de apenas seis parâmetros como indicadores de desempenho (DBO, DQO, sólidos suspensos totais, nitrogênio total Kjeldahl ou nitrogênio total, fósforo total e coliformes fecais).

Diante do exposto, percebe-se que o automonitoramento das estações de tratamento de esgotos no país, principalmente dos sistemas de pequeno e médio porte, apresenta deficiências que dificultam sua utilização como ferramenta de gestão tanto pelo prestador de serviço como pelo órgão ambiental. Além disso, a ausência do monitoramento do corpo receptor prejudica a avaliação de desempenho da ETE, que fica incompleta sem informações sobre o atendimento dos padrões de qualidade.

5.1.2.2 Esgotos: constituintes afluentes

Nas Tabelas D1 e D2 do Apêndice D, são mostradas as estatísticas descritivas dos constituintes afluentes (DBO, DQO e fósforo total) para cada ETE avaliada e para o conjunto geral de dados. Essas informações também foram apresentadas sob a forma de gráficos "Box e Whisker" para visualização da tendência central e da variabilidade dos dados, com identificação da mediana, dos percentis 25% e 75% e dos valores mínimos e máximos (Figura 24 a 26).

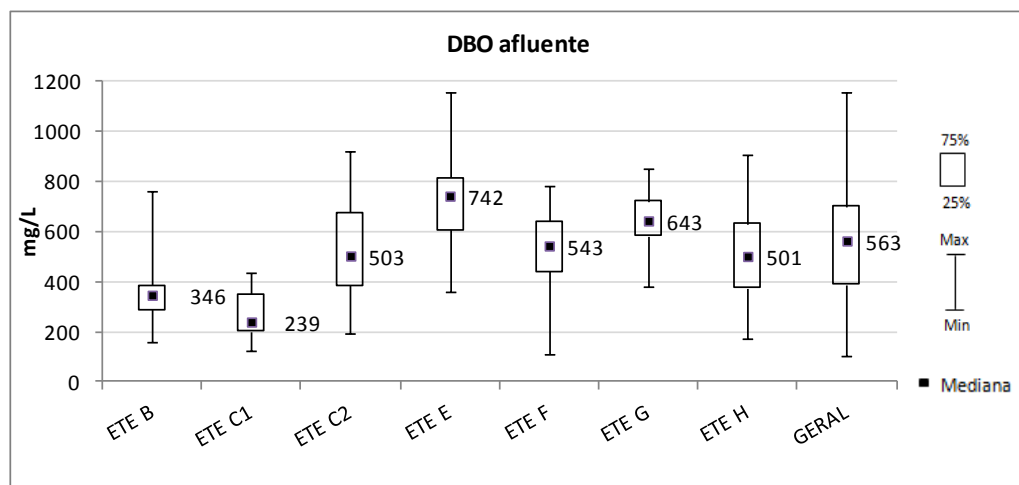


Figura 24 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações afluentes de DBO para cada ETE e para o conjunto geral de dados

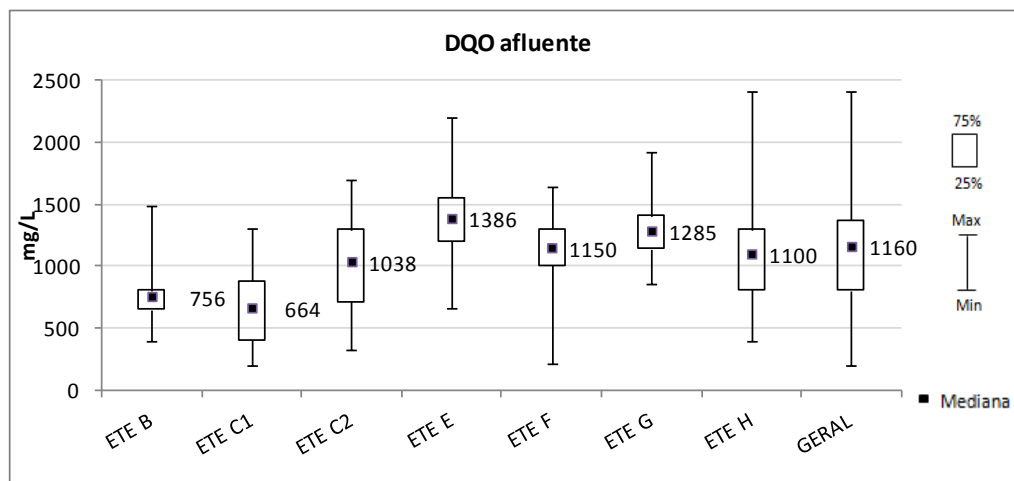


Figura 25 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações afluentes de DQO para cada ETE e para o conjunto geral de dados

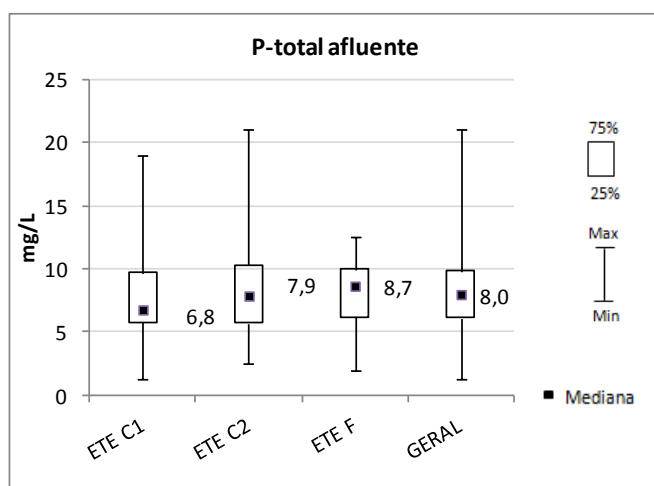


Figura 26 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações afluentes de fósforo total para as ETE C1, C2 e F, e para o conjunto geral de dados

As maiores concentrações afluentes tanto de DBO como de DQO foram encontradas nas ETEs E (742 e 1386 mg/L), G (643 e 1285 mg/L) e F (543 e 1150 mg/L). Os municípios E e G, comparados com os demais, tiveram os menores consumos médios per capita de água durante o período de estudo (155,2 e 161,8 L/hab.dia, respectivamente). No município F, o valor do consumo médio per capita (180,1 L/hab.dia) foi o quarto mais baixo dentre os municípios avaliados (vide Tabela B1 - Apêndice B).

Dessa forma, percebe-se que o baixo consumo de água, que acarreta em baixos valores de geração per capita de esgotos, está associado a concentrações mais elevadas dos parâmetros de qualidade no afluente das ETEs.

Com relação ao fósforo total, houve número de dados suficiente para o cálculo das estatísticas básicas somente nas ETEs do município C (ETEs C1 e C2) e na ETE F. Nesses

sistemas, as medianas das concentrações afluentes variaram de 6,8 (ETE C1) a 8,7 mg/L (ETE F), com valor médio geral de 8,0 mg/L.

As faixas de valores de DBO, DQO e P-total afluentes para cada ETE, compostas pelos percentis 10% - 90% e pela mediana dos dados, foram comparadas aos valores típicos reportados na literatura (Figura 27 a 29). Para a definição das concentrações usuais, foram adotadas as faixas utilizadas por Oliveira (2006), que, por sua vez, foram adaptadas de von Sperling (2005).

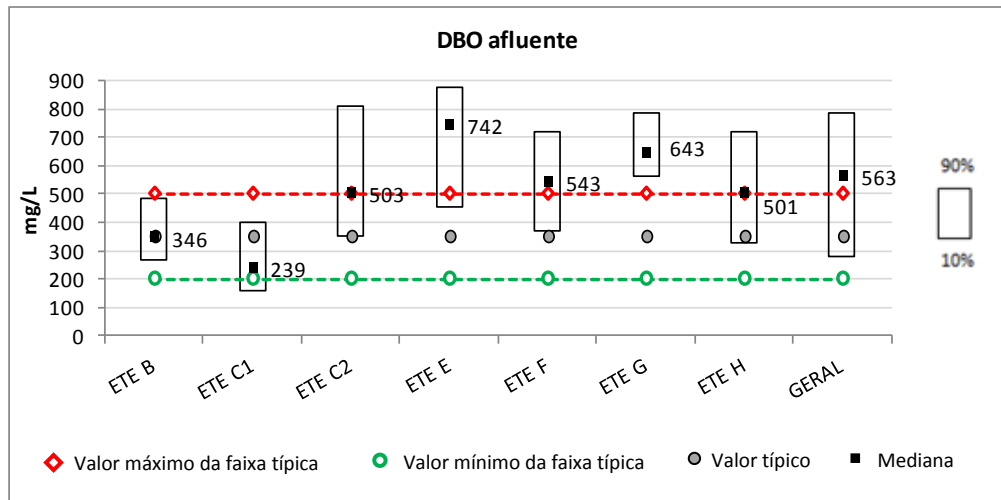


Figura 27 - Comparação das concentrações afluentes de DBO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados
 NOTA: Faixa típica = 200 – 500 mg/L; Valor típico = 350 mg/L (de acordo com Oliveira, 2006)

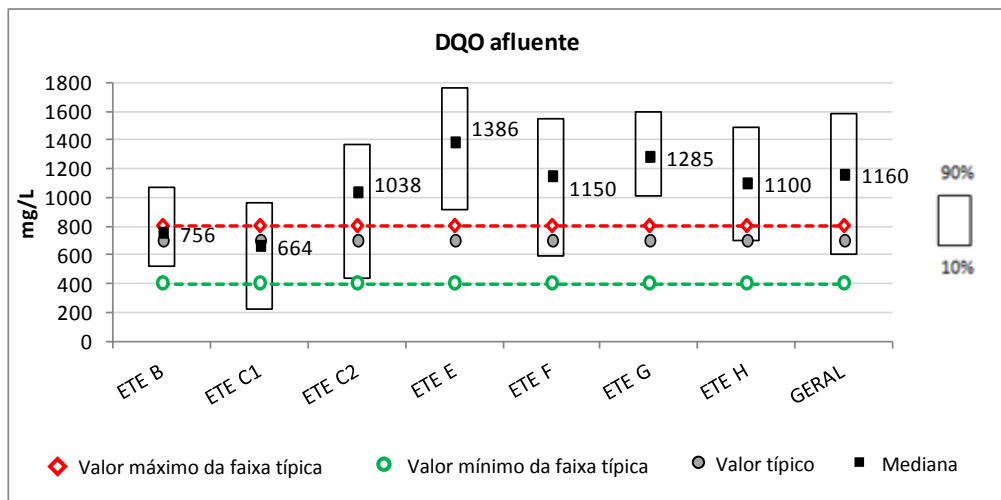


Figura 28 - Comparação das concentrações afluentes de DQO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados
 NOTA: Faixa típica = 400 - 800 mg/L; Valor típico = 700 mg/L (de acordo com Oliveira, 2006)

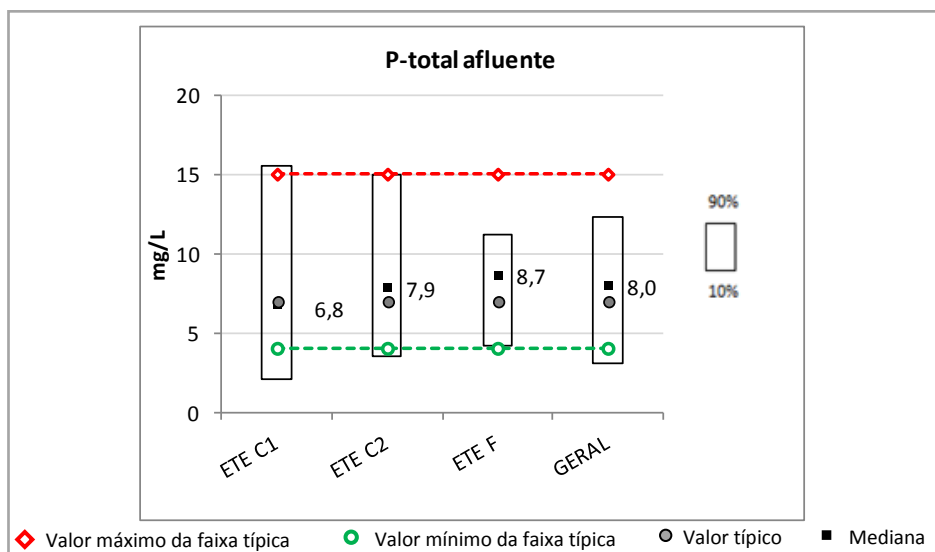


Figura 29 - Comparação das concentrações afluentes de fósforo total com os valores típicos reportados na literatura, para a ETEs C1, C2 e F, e para o conjunto geral de dados
 NOTA: Faixa típica = 4 – 15 mg/L; Valor típico = 7 mg/L (de acordo com Oliveira, 2006)

Com exceção da ETE C1, os esgotos afluentes de todos os sistemas avaliados apresentaram concentrações medianas de DBO e DQO superiores aos valores típicos extraídos da literatura (350 mg/L e 700 mg/L, respectivamente). Em algumas ETEs, até mesmo os valores mínimos das faixas observadas (percentis 10%) foram maiores do que as concentrações típicas usuais, como foi o caso da ETE E (DBO e DQO), ETE C2 (DBO), ETE F (DBO) e ETE G (DBO e DQO).

Considerando o conjunto de dados, a mediana da DBO e da DQO afluentes (563 mg/L e 1160 mg/L, respectivamente) excederam os valores máximos das faixas usuais (500 mg/L e 800 mg/L, respectivamente).

Para o fósforo total, avaliado somente nas ETEs C1, C2 e F, as concentrações medianas nas duas últimas foram maiores do que o valor típico expresso na literatura (7,0 mg/L). Já na ETE C1, a mediana dos dados foi ligeiramente inferior ao valor típico. Em todas as ETEs, as faixas observadas, bem como as concentrações medianas, não se afastaram muito dos valores usuais.

Comparando as concentrações de DBO e DQO obtidas no presente trabalho com a classificação proposta por MetCalf & Eddy (2003) (Tabela 22), verificou-se que os esgotos da maioria das ETEs avaliadas seriam enquadrados como fortes, apresentando concentrações medianas de DBO e DQO superiores a 350 e 800 mg/L, respectivamente. Já com relação ao fósforo total, os esgotos afluentes aos sistemas avaliados seriam classificados como médios.

Tabela 22 - Composição típica dos esgotos domésticos brutos

Constituinte	Unidade	Concentração		
		Fraco	Médio	Forte
DBO _{5,20}	mg/L	110	190	350
DQO	mg/L	250	430	800
Fósforo total	mg/L	4	7	12

Fonte: MetCalf & Eddy (2003)

Das 208 ETEs investigadas por Oliveira (2006) em São Paulo e Minas Gerais, 82% e 87% apresentaram concentrações médias afluentes de DBO e DQO, respectivamente, acima dos valores típicos para esgotos sanitários. Para o fósforo total, esse percentual foi menor, chegando a 68% das ETEs avaliadas. A autora levantou algumas possíveis explicações para essa situação, como a existência de contribuições industriais não relatadas pelas ETEs, o tipo de amostragem praticado (amostragem simples) e baixos consumos per capita de água.

Para o conjunto geral dos dados, a autora obteve medianas de DBO, DQO e P-total afluentes iguais a 488 mg/L, 1073 mg/L e 8 mg/L, respectivamente. Considerando apenas as lagoas de estabilização, das modalidades LF e LAN + LF, as concentrações medianas afluentes de DBO foram de 520 e 502 mg/L, respectivamente; para a DQO, foram de 1100 mg/L e 1083 mg/L, respectivamente, valores próximos aos encontrados no presente estudo. Já para o P-total, as concentrações medianas afluentes obtidas pela autora para as modalidades LF e LAN+LF (4 e 5 mg/L, respectivamente) foram inferiores ao encontrado nas ETEs com resultados disponíveis.

Monteiro (2009), avaliando as concentrações dos constituintes afluentes de 56 ETEs no Ceará, encontrou valores médios mais baixos de DQO, com mediana de 785 mg/L. Os resultados obtidos por Filho (2007), em uma avaliação individual de 72 ETEs no Rio Grande Norte, também ficaram abaixo do observado no presente trabalho, sendo encontradas concentrações médias afluentes de DBO e DQO iguais a 410 mg/L e 658 mg/L, respectivamente.

Com o intuito de elucidar os motivos das elevadas concentrações afluentes de DBO e DQO, foram levantados os horários de algumas amostragens que possuíam essa informação, totalizando 86 dados²⁹, equivalentes a 45,7% das amostragens disponibilizadas.

Como todos os resultados das ETEs estudadas foram obtidos a partir de amostras simples, buscou-se identificar os horários mais frequentes de coleta, de modo a compará-los aos horários de pico de concentração, com base em informações extraídas da literatura.

²⁹ No total, houve 188 amostragens.

No gráfico da Figura 30, é possível observar que a maioria das coletas (58%) foi realizada entre 10:00 e 12:00, sendo 88% das amostras colhidas no período da manhã (entre 08:00 e 12:00).

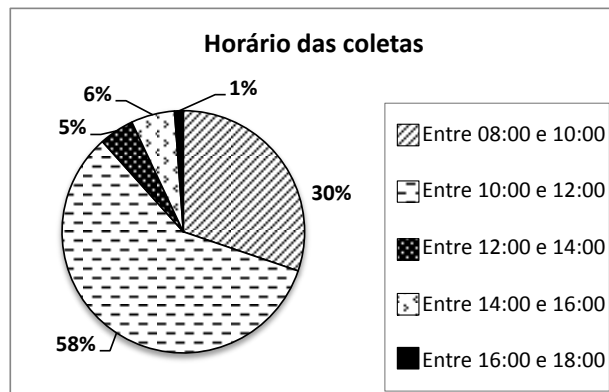


Figura 30 - Distribuição dos horários de algumas das coletas realizadas nas ETEs avaliadas

MetCalf & Eddy (2003) comentam que as concentrações dos constituintes afluentes a uma ETE podem variar significativamente ao longo do dia, e as variações da DBO normalmente acompanham as flutuações da vazão, conforme mostrado na Figura 31. Percebe-se que o pico da DBO geralmente ocorre à noite, por volta das 20:00. Existe ainda um pico ligeiramente mais baixo em torno das 11:00.

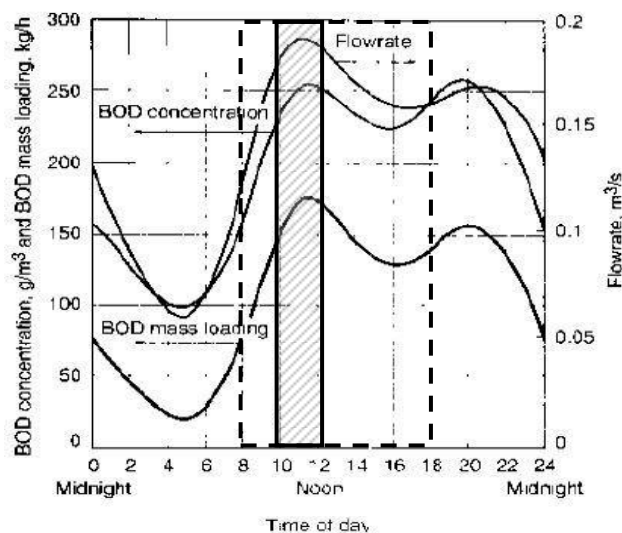


Figura 31 - Variação horária típica da vazão, concentração e carga de DBO dos esgotos domésticos

Fonte: MetCalf & Eddy (2003)

NOTA: O traço pontilhado delimita os horários de amostragem das ETEs avaliadas e o polígono hachurado indica a faixa de horário com maior número de coletas, de acordo com a Figura 30.

Em estudo realizado pela CETESB entre 1977 e 1978 em sete lagoas de estabilização no estado de São Paulo, verificou-se que as variações horárias da DBO apresentaram, na maioria

das lagoas estudadas, curvas com dois picos de concentração: o mais elevado em torno de meio dia e um mais baixo no período entre 18:00 e 22:00 (CETESB, 1994).

Rodríguez, Bocardo e Fernández (2007) apontam que, quanto menor o núcleo populacional, mais fortes são as oscilações de vazão dos esgotos sanitários gerados, com picos mínimos e máximos mais pronunciados ao longo do dia.

Com base nas referências supracitadas, verificou-se que a maioria das coletas não foi efetuada exatamente nos horários de pico de concentração. No entanto, houve um número razoável de amostragens entre 10:00 e 12:00, que é um dos períodos de pico reportados na literatura.

Dessa forma, concluiu-se que o horário das coletas poderia explicar, em parte, as concentrações elevadas de matéria orgânica observadas nas ETEs estudadas, uma vez que todos os resultados foram obtidos a partir de amostras simples. Também foi possível descartar a influência de contribuições industriais no aumento da DBO e da DQO dos sistemas avaliados, já que, nas ETEs onde foram encontradas as maiores concentrações afluentes, não há atividades industriais com geração significativa de efluentes líquidos.

Apesar de a maior parte das coletas ter sido realizada em períodos do dia em que os esgotos estão mais concentrados, esse fator pode não ser o único responsável pelas elevadas concentrações de DBO e DQO encontradas, haja vista a considerável distância entre os valores observados na maioria das ETEs e os valores típicos reportados na literatura. Conforme comentado anteriormente, valores baixos de consumo per capita de água e, conseqüentemente, de geração per capita de esgotos, situação que ocorre em municípios pequenos, também contribuem para a geração de esgotos mais concentrados.

Esses resultados apontam para a necessidade de se investigar mais profundamente a composição dos esgotos gerados em municípios menores, obtendo-se as concentrações dos constituintes afluentes a partir de amostras compostas, o que embasaria o estabelecimento de faixas típicas de acordo com o número de habitantes.

Para as ETEs que possuíam número suficiente de dados (mais de 10 resultados), foi investigada a influência da época do ano nas concentrações afluentes dos parâmetros avaliados, aplicando-se o teste não-paramétrico de Mann-Whitney para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as medianas das concentrações nos períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os resultados obtidos são mostrados na Tabela 23.

Tabela 23 - Mediana das concentrações afluentes de DBO, DQO e P-total nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney

Identificação da ETE	DBO (mg/L)			DQO (mg/L)			P-total (mg/L)		
	S	C	p	S	C	p	S	C	p
ETE B	383	322	0,0702	791	701	0,2295	ND	ND	ND
ETE C1	292	201	0,0513	883	628	0,0732	7,5	4,4	0,0221 ^(*)
ETE C2	434	568	0,7546	1176	732	0,1419	8,9	7,4	0,2343
ETE E	744	724	0,3940	1450	1350	0,1704	ND	ND	ND
ETE F	582	472	0,4023	1212	1118	0,6500	8,7	8,6	0,8633
ETE G	663	603	0,0054*	1380	1211	0,0487*	ND	ND	ND
ETE H	523	442	0,0789	1190	940	0,0367*	ND	ND	ND

NOTAS: S = seco; C = chuvoso; ND = dados não disponíveis

- Os campos marcados com asterisco indicam diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os períodos seco e chuvoso
- Foi utilizado o teste estatístico bilateral

Observando a Tabela 23, notou-se que, com exceção da DBO na ETE C2, as concentrações medianas afluentes de DBO e de DQO em todos os sistemas avaliados foram, aparentemente, maiores no período seco do que no período chuvoso. Entretanto, foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre os dois períodos somente no afluente das ETEs G (DBO e DQO) e H (DQO).

Com relação ao fósforo total, a concentração média no período seco na ETE C1 foi significativamente maior do que no período chuvoso, de acordo com o teste estatístico.

Os meses de abril a setembro, além de se caracterizarem como a época seca na região de estudo, correspondem ao período de temperaturas mais baixas, como pode ser visto na Figura 32, elaborada a partir de dados de uma estação do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas - CIIAGRO localizada no município de Bebedouro. Por outro lado, no período chuvoso, que vai de março a outubro, são registradas as temperaturas mais elevadas.

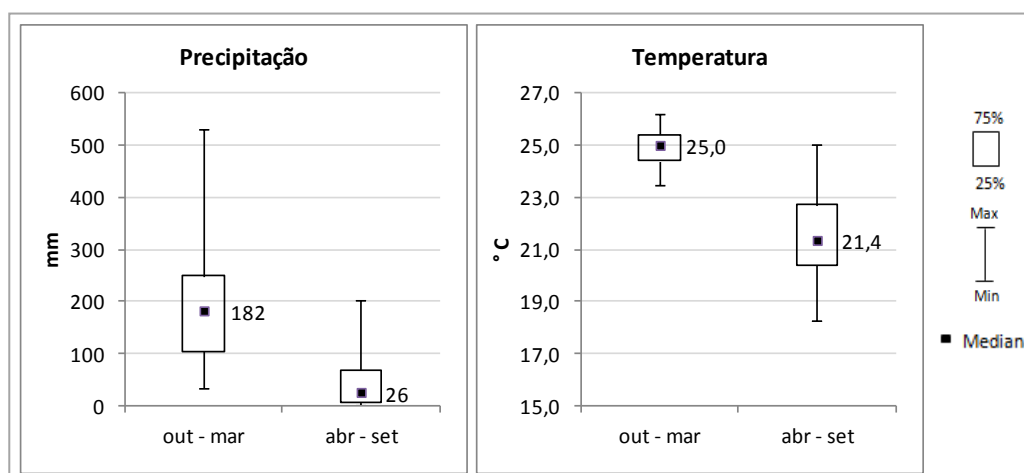


Figura 32 - Precipitação total mensal e temperatura média diária nos meses de maior (outubro a março) e menor (abril a setembro) precipitação, no período de janeiro de 2005 a dezembro de 2013 na estação meteorológica do CIIAGRO de Bebedouro.

Fonte: Elaborado a partir de dados de CIIAGRO (<http://www.ciiagro.sp.gov.br/>)

Conforme destacado por Tsutiya (2006), normalmente o consumo de água é maior no verão, quando as pessoas utilizam mais água para o banho e rega de jardins. As temperaturas mais elevadas também levam a um maior consumo. Dessa forma, a ocorrência de temperaturas mais altas nos meses de outubro a março, aliada a uma maior disponibilidade hídrica, provavelmente induzem a um maior consumo de água nessa época do ano, resultando na geração de esgotos mais diluídos.

Oliveira (2006) realizou uma investigação semelhante em 24 ETEs dos estados de São Paulo e Minas Gerais, cujos resultados indicaram que um percentual reduzido de ETEs apresentou concentrações médias dos esgotos brutos consideradas estatisticamente diferentes entre os dois períodos.

Já Hoepfner (2007), avaliando dois sistemas de lagoas de estabilização localizados no Vale do Ribeira (SP), observou a existência de variação sazonal na qualidade do afluente de ambas as ETEs. Os resultados referentes ao mês de julho, época de baixas precipitações e com menores temperaturas, foram agrupados separadamente dos demais, utilizando análise de componentes principais (PCA). Diante desses resultados, a autora concluiu que as condições climáticas parecem ter influência sobre a qualidade do afluente, destacando a importância de se considerar a escala sazonal na avaliação de desempenho de lagoas de estabilização.

No presente trabalho, os testes estatísticos apontaram diferença em apenas três das oito ETEs avaliadas; no entanto, foi observada uma tendência geral de esgotos mais concentrados no período seco, que deveria ser investigada mais a fundo para confirmação da hipótese aqui levantada.

5.1.2.3 Esgotos: constituintes efluentes e eficiências de remoção

As estatísticas descritivas dos constituintes efluentes (DBO, DQO, coliformes totais, *Escherichia coli*, sólidos sedimentáveis, nitrogênio amoniacal e fósforo total), bem como das eficiências de remoção de DBO, DQO e fósforo total, para cada ETE avaliada e para o conjunto geral de dados, constam das Tabelas D3 e D4 do Apêndice D. As informações também foram mostradas sob a forma de gráficos "Box e Whisker", permitindo a visualização da tendência central e da variabilidade dos dados, com identificação da mediana, dos percentis 25% e 75% e dos valores mínimos e máximos (Figura 33 a 41).

Tratando, primeiramente, da DBO, que, junto com a DQO, foram os únicos parâmetros monitorados em todas as ETEs, os valores médios variaram de 50 mg/L (ETE F) a 103 mg/L (ETE G). Considerando o conjunto de dados, a mediana da DBO efluente foi de 80 mg/L

(Figura 33). Quanto à eficiência de remoção de DBO, o valor médio geral foi de 84%, variando de 73% (ETE B) a 91% (ETE F) (Figura 34).

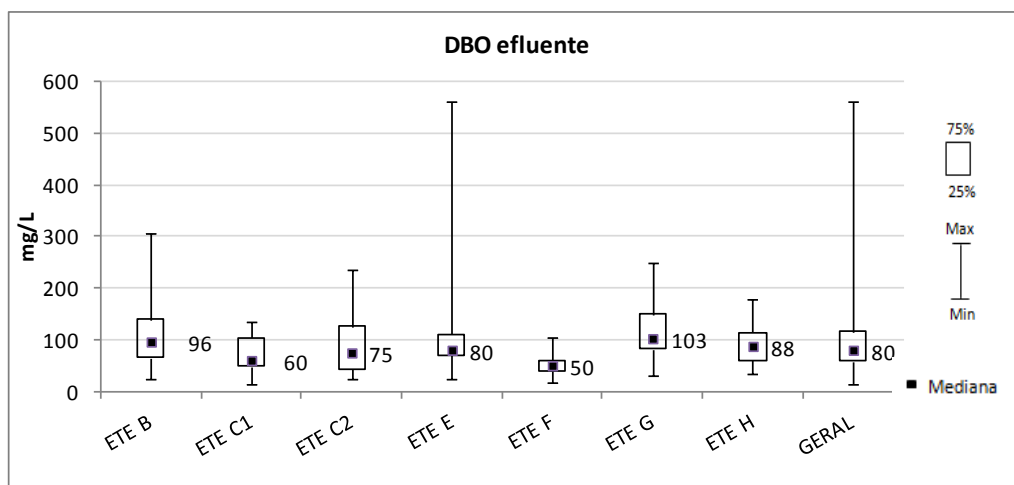


Figura 33 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

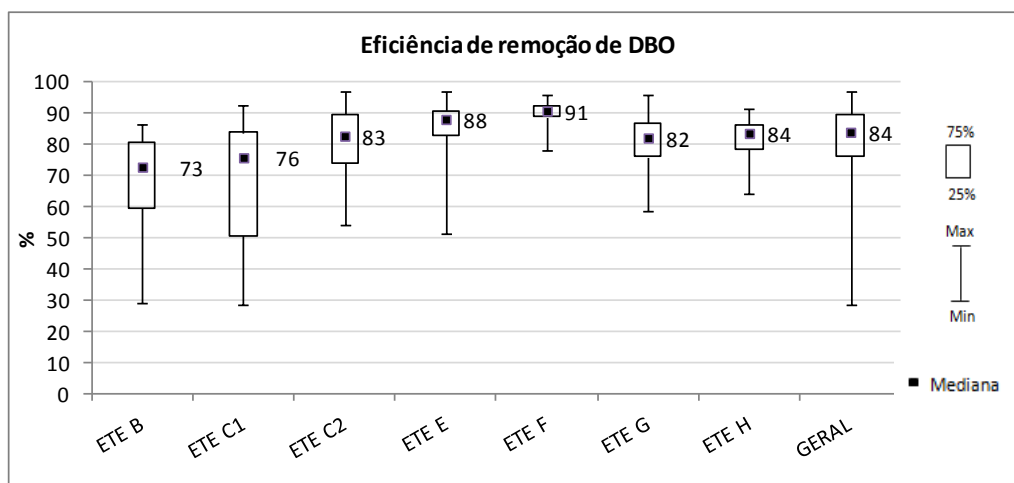


Figura 34 - Estatísticas descritivas básicas das eficiências de remoção de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

As concentrações medianas efluentes de DQO nos sistemas avaliados ficaram entre 194 mg/L (ETE C1) e 372 mg/L (ETE G), com mediana de 307 mg/L para o conjunto geral de dados (Figura 35). No que se refere à eficiência de remoção de DQO, o valor médio geral foi de 71%, variando de 63% (ETE B) a 78% (ETE E) (Figura 36).

Para os sólidos sedimentáveis, não foi possível obter as estatísticas descritivas básicas, uma vez que houve um grande número de dados abaixo do limite de detecção do método (vide Tabela D3 do Apêndice D). A fim de se ter uma ideia da distribuição dos valores, em faixas de concentrações, elaborou-se o gráfico da Figura 37, que permite visualizar a porcentagem de valores em cada um dos intervalos pré-definidos.

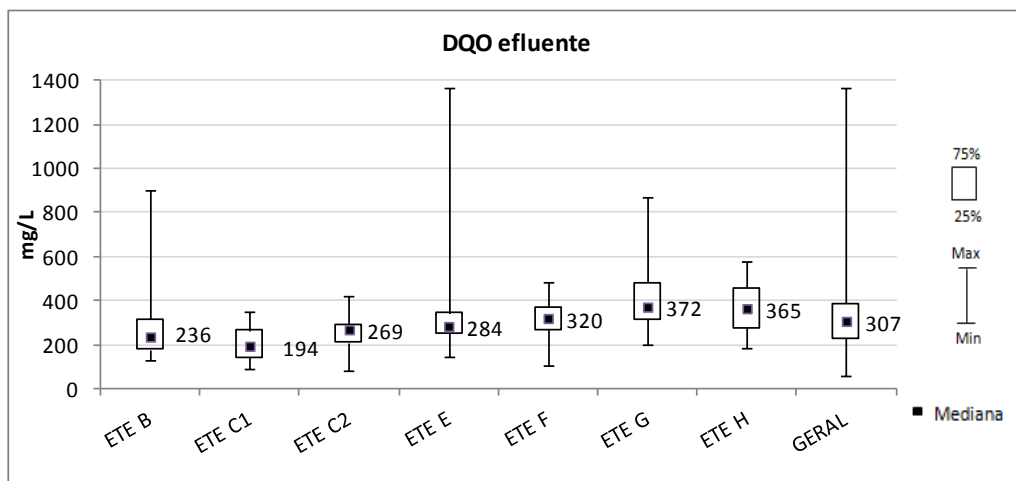


Figura 35 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de DQO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

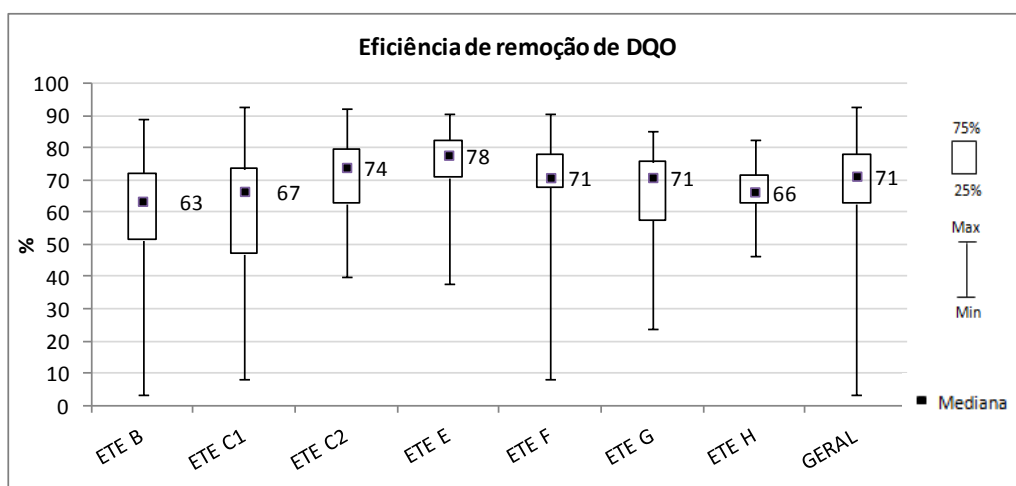


Figura 36 - Estatísticas descritivas básicas das eficiências de remoção de DQO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

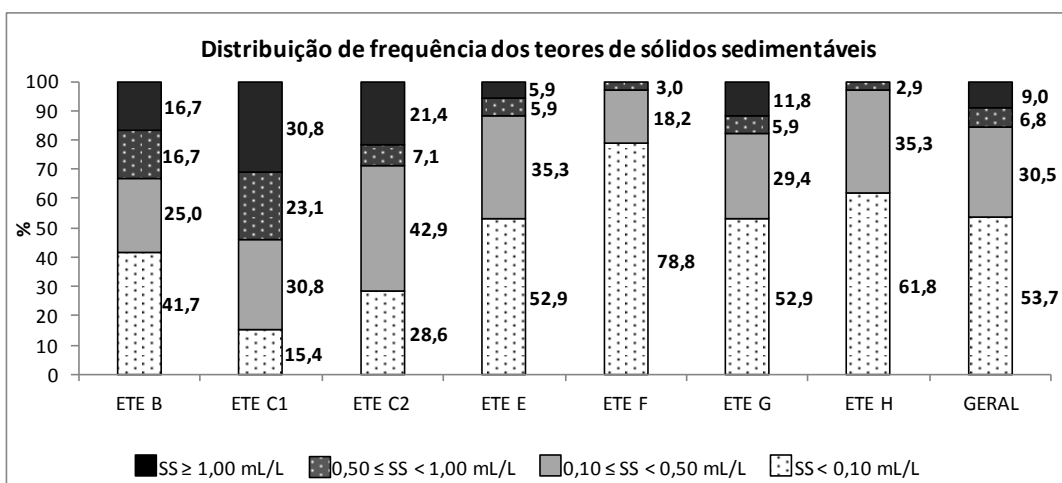


Figura 37 - Distribuição de frequência dos teores de sólidos sedimentáveis, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

Notou-se que, com exceção da ETE C1, os teores de sólidos sedimentáveis foram inferiores a 0,50 mL/L em mais de 60% dos resultados em todos os sistemas avaliados. Nas

ETEs F e H, todos os valores foram menores do que 1,00 mL/L. Considerando o conjunto de dados, 84,2% dos resultados ficaram abaixo de 0,50 mL/L.

Analisando os parâmetros microbiológicos, foram obtidas concentrações medianas efluentes para coliformes totais e *E. coli* iguais a $2,2 \times 10^6$ NMP/100 mL e $2,5 \times 10^5$ NMP/100 mL, respectivamente. O menor valor médio de CT foi encontrado na ETE E ($1,3 \times 10^6$ NMP/100 mL), e o maior na ETE G ($2,53 \times 10^6$ NMP/100 mL). Para a *E. coli*, os valores médios variaram de $3,1 \times 10^4$ NMP/100 mL (ETE F) a $6,0 \times 10^5$ NMP/100 mL (ETE H) (Figura 38 e Figura 39).

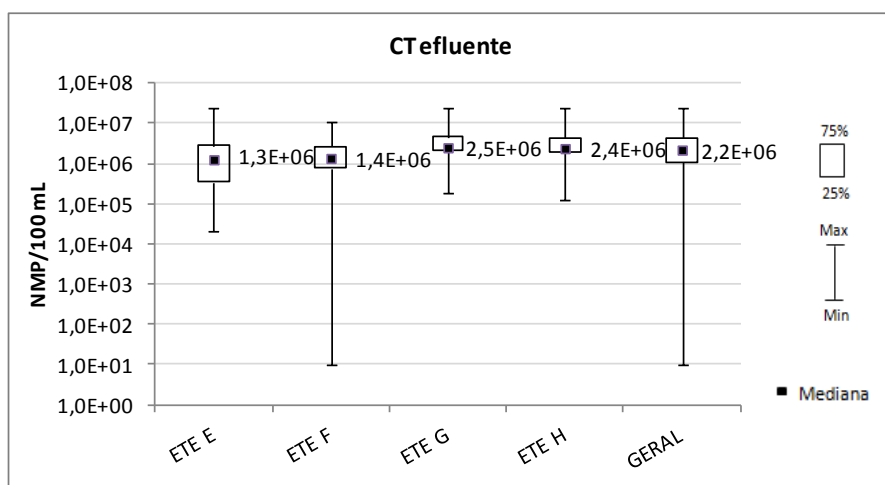


Figura 38 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de coliformes totais, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTA: Eixo y em escala logarítmica

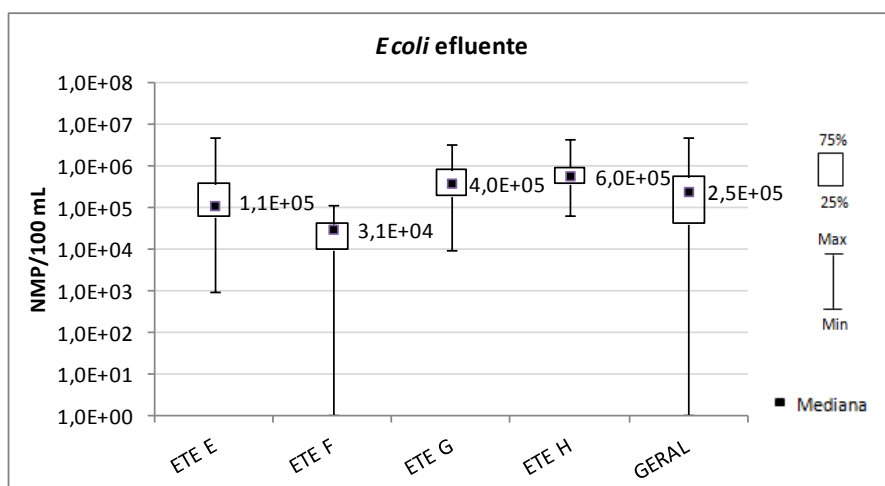


Figura 39 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de *E. coli*, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTA: Eixo y em escala logarítmica

Para o nitrogênio amoniacal, a concentração mediana efluente geral foi de 28,5 mg/L, variando de 14,3 mg/L (ETE F) a 49,0 mg/L (ETE E). O fósforo total apresentou uma concentração média efluente de 5,8 mg/L, considerando todos os dados (Figura 40). Por fim, a

eficiência de remoção de fósforo total, calculada apenas para a ETE F, apresentou mediana de 36% (Figura 41).

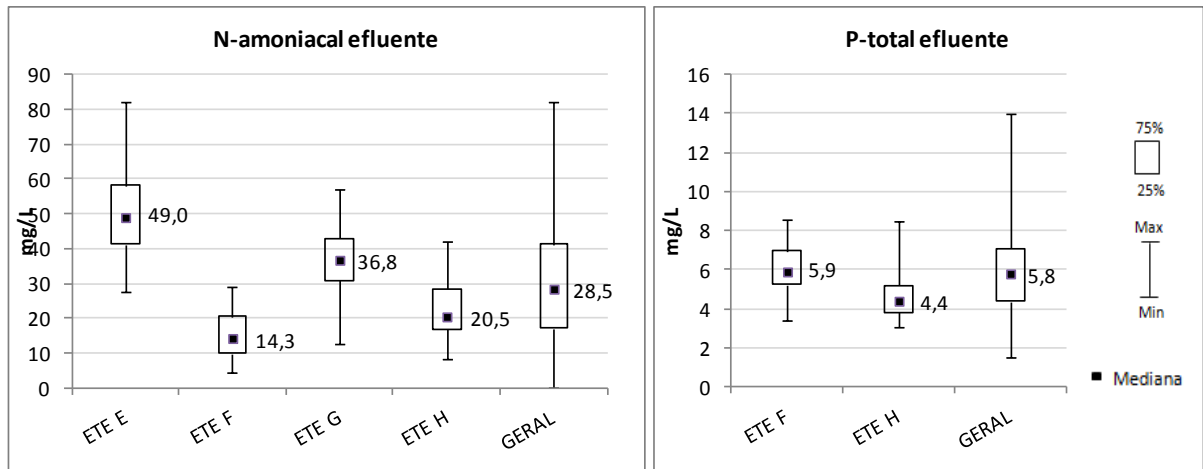


Figura 40 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações efluentes de N-amoniaco e P-total, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

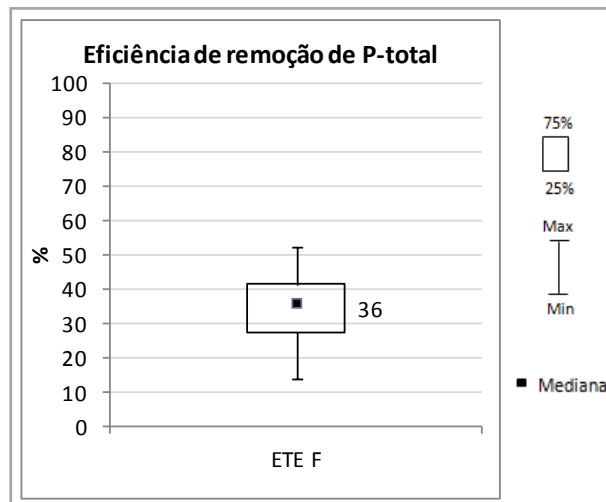


Figura 41 - Estatísticas descritivas básicas das eficiências de remoção de fósforo total para a ETE F

A fim de verificar o comportamento dos parâmetros efluentes dos sistemas estudados diante do esperado para as respectivas modalidades de tratamento, foram comparadas as faixas observadas, compostas pelos percentis 10% - 90%, com os valores típicos apontados na literatura, extraídos de von Sperling (2005) (vide Tabela 6). Para a ETE F, constituída de 2 LF + 2 LM, foram considerados os valores típicos da modalidade LAN + LF + LM. Para a ETE G (LAF + LF), foram utilizados os valores usuais da modalidade LAF.

De maneira geral, as concentrações efluentes de DBO e DQO mostraram-se mais elevadas do que o esperado para as lagoas de estabilização, o que pode ser consequência da existência de concentrações acima dos valores típicos já no afluente das ETES, conforme comentado no item anterior.

Quanto à DBO, somente as medianas nas ETEs C1, C2 e F situaram-se dentro do intervalo típico. Nas demais, as medianas das concentrações efluentes foram iguais ou superiores aos valores máximos das respectivas faixas típicas (Figura 42). Já com relação à DQO, à exceção da ETE C1, todos os valores médios superaram os limites máximos das faixas usuais (Figura 43).

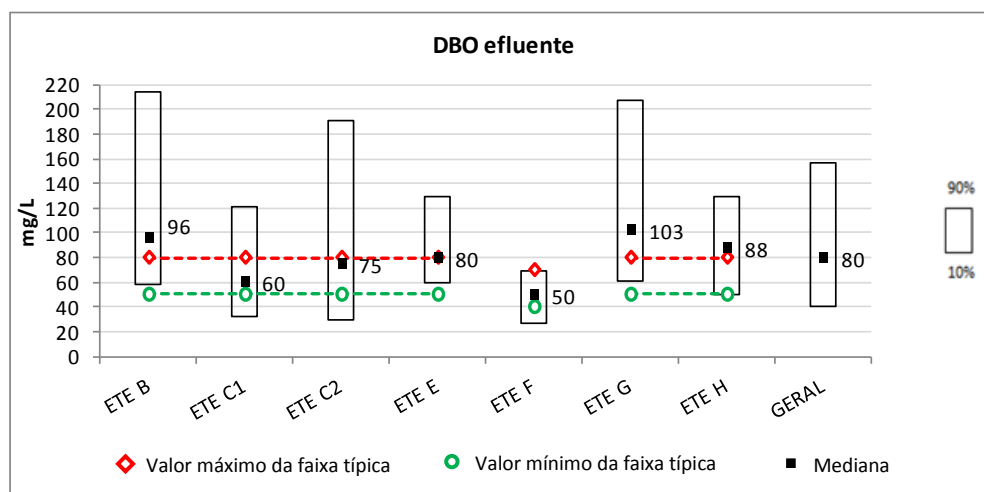


Figura 42 - Comparação das concentrações efluentes de DBO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTA: Faixas típicas: LF = 50 a 80 mg/L; LAN + LF = 50 a 80 mg/L; LAF = 50 a 80 mg/L; LAN + LF + LM = 40 a 70 mg/L (de acordo com von Sperling, 2005)

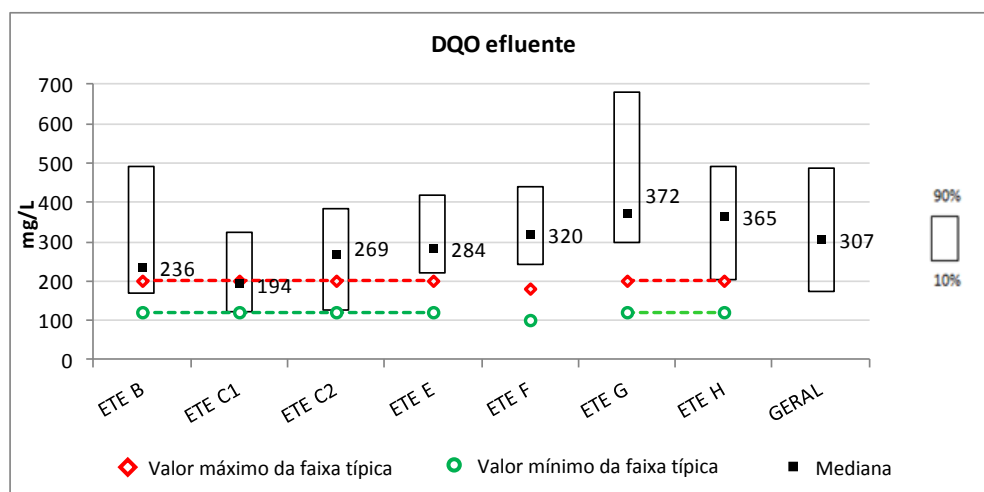


Figura 43 - Comparação das concentrações efluentes de DQO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTA: Faixas típicas: LF = 120 a 200 mg/L; LAN + LF = 120 a 200 mg/L; LAF = 120 a 200 mg/L; LAN + LF + LM = 100 a 180 mg/L (de acordo com von Sperling, 2005)

Observou-se também que, de modo geral, as faixas observadas de DQO efluente ficaram mais distantes dos intervalos usuais do que os valores de DBO efluente. Em algumas ETEs, até mesmo os valores mínimos das faixas observadas foram superiores às concentrações máximas dos intervalos típicos, como aconteceu nas ETEs E, F, G e H.

Já com relação às eficiências de remoção, tanto de DBO como de DQO, houve uma maior proximidade entre os valores observados e os esperados para cada modalidade de lagoa de estabilização. Somente na ETE B, os valores médios foram menores do que os limites mínimos das faixas típicas; em todas as demais, as eficiências medianas ficaram dentro ou acima do intervalo usual, alcançando um desempenho satisfatório em termos da remoção de DBO e DQO (Figura 44 e 45).

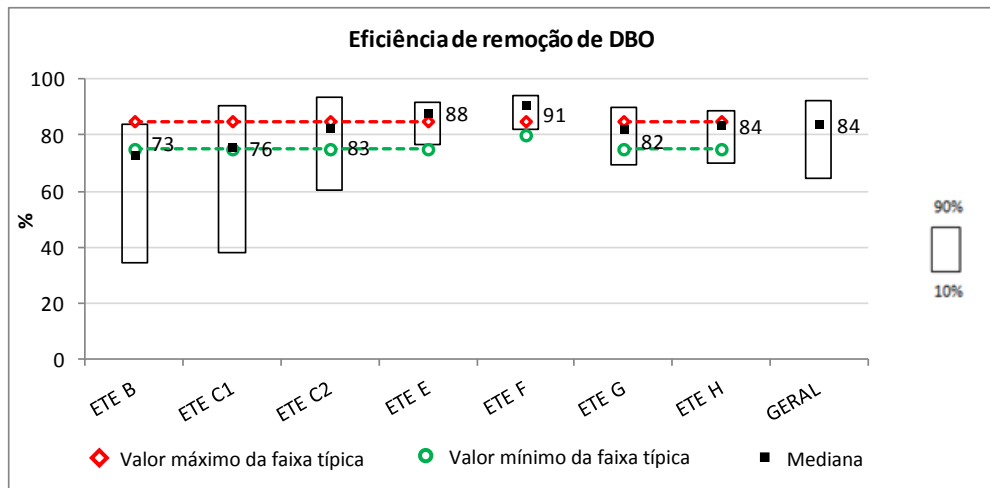


Figura 44 - Comparação das eficiências de remoção de DBO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTA: Faixas típicas: LF = 75 a 85%; LAN + LF = 75 a 85%; LAF = 75 a 85%; LAN + LF + LM = 80 a 85% (de acordo com von Sperling, 2005)

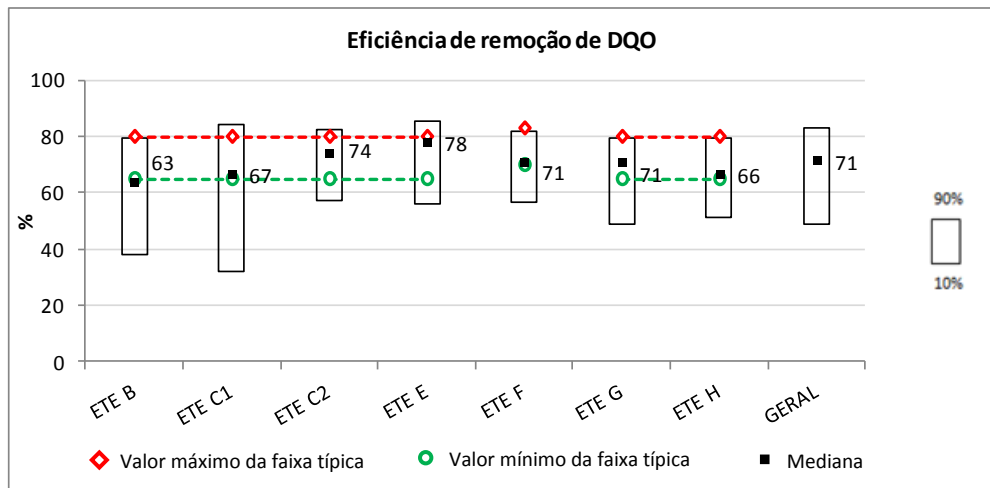


Figura 45 - Comparação das eficiências de remoção de DQO com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTA: Faixas típicas: LF = 65 a 80%; LAN + LF = 65 a 80%; LAF = 65 a 80%; LAN + LF + LM = 70 a 83% (de acordo com von Sperling, 2005)

As faixas de concentração efluente de DBO e DQO nas ETEs avaliadas no presente trabalho (41 a 157 mg/L e 172 a 486 mg/L, respectivamente, considerando o conjunto geral de dados) ficaram próximas das encontradas por Oliveira (2006) para a modalidade LAN+LF (54

a 133 mg/L para DBO e 213 a 421 mg/L para DQO), apresentando, contudo, uma amplitude maior. Cabe destacar que, dos 09 sistemas de lagoas avaliados, 05 eram do tipo LAN + LF. Analisando os gráficos produzidos pela autora, notou-se que as faixas observadas de DQO efluente, para os sistemas de lagoa de estabilização, também se afastaram mais do intervalo usual reportado na literatura do que as concentrações efluentes de DBO.

Os valores médios individuais de DBO e DQO efluentes obtidos no presente estudo (variando de 50 a 103 mg/L para DBO e de 194 a 372 mg/L para DQO) também ficaram próximos dos encontrados por Silveira (2011) em oito ETEs do estado de Ceará, que variaram de 60 a 213 mg/L para DBO e de 150 a 374 mg/L para DQO. A autora destacou o bom desempenho das ETEs constituídas de LAN + LF + LM, cujas concentrações efluentes tanto de DBO como de DQO estiveram, em sua maioria, dentro da faixa descrita pela literatura.

No que se refere às eficiências de remoção de DBO e DQO, as faixas observadas nesse trabalho (64 a 92% e 49 a 83%, respectivamente, considerando o conjunto geral de dados) foram mais amplas do que as obtidas por Oliveira (2006) para a modalidade LAN+LF (73 a 83% para DBO e 65 a 78% para DQO), compreendendo valores tanto abaixo como acima dos encontrados pela autora, que considerou satisfatório o desempenho das lagoas do tipo LAN + LF em termos de remoção de DBO e DQO.

Nas ETEs investigadas por Silveira (2011), as eficiências médias de remoção de DBO (67 a 88%) e de DQO (43 a 76%), de maneira geral, estiveram dentro da faixa esperada para as respectivas modalidades de lagoa de estabilização. Monteiro (2009) também encontrou eficiências satisfatórias de remoção de DQO nas lagoas avaliadas, cujos valores médios foram maiores do que 87%, superiores, portanto, aos obtidos nesse trabalho.

Rodríguez, Bocado e Martín (2007) obtiveram eficiências médias de remoção de DBO e DQO nos sistemas de lagoas implantados na região de Andaluzia, na Espanha, de 75% e 70%, respectivamente, valores considerados abaixo das faixas habituais. No presente trabalho, a eficiência média de remoção de DBO (84 %) foi maior do que o valor encontrado pelos autores. Já o valor da eficiência média de remoção de DQO (71%) ficou muito próximo do obtido nas lagoas espanholas.

Devido à falta de referências na bibliografia consultada de valores típicos para os parâmetros microbiológicos utilizados no presente trabalho (coliformes totais e *E. coli*), as concentrações de *E. coli* foram comparadas aos valores usuais estabelecidos para coliformes termotolerantes, uma vez que, em esgotos, *E. coli* é o organismo predominante no grupo de coliformes fecais/termotolerantes (VON SPERLING, 2005). No entanto, ao efetuar essa

comparação, deve-se ter em mente que as concentrações de *E. coli* são inferiores às de coliformes termotolerantes.

Observando a Figura 46, notou-se que, com exceção da ETE F, todas as demais apresentaram concentrações efluentes medianas de *E. coli* mais baixas do que os limites inferiores das faixas típicas. Cabe ressaltar que a ETE F é a única, dentre os sistemas com dados disponíveis, que possui LM, o que contribuiu para que as concentrações efluentes de *E. coli* fossem inferiores às encontradas nos demais sistemas. No entanto, era esperado que tais concentrações fossem ainda menores, devido às elevadas eficiências de remoção de coliformes que podem ser atingidas nas LM. Uma possível explicação para o desempenho aquém do esperado é o fato de não ter sido seguida a recomendação de se implantar pelo menos três lagoas em série, conforme comentado no item 5.1.1.

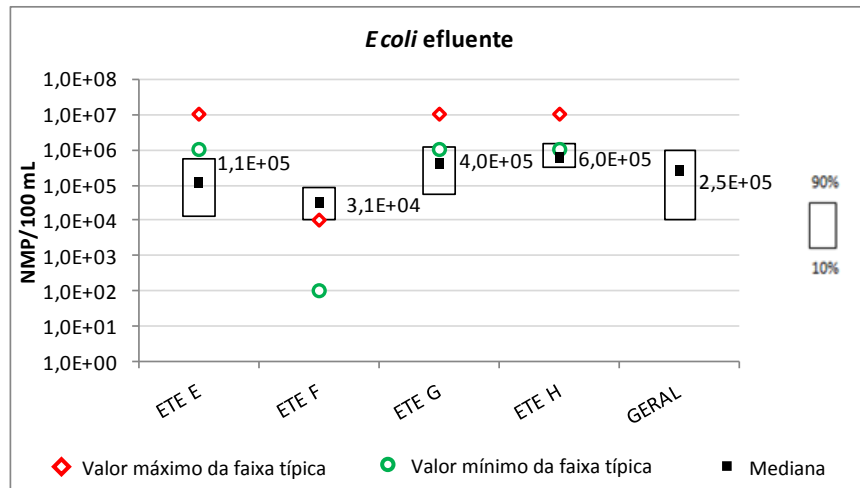


Figura 46 - Comparação das concentrações efluentes de *E. coli* com os valores típicos de coliformes termotolerantes reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTAS:

- Faixas típicas: LF = 10^6 a 10^7 NMP/100 mL; LAN + LF = 10^6 a 10^7 NMP/100 mL; LAF = 10^6 a 10^7 NMP/100 mL; LAN + LF + LM = 10^2 a 10^4 NMP/100 mL (de acordo com von Sperling, 2005)
- Eixo y em escala logarítmica

As concentrações medianas de *E. coli* obtidas no presente trabalho, para as ETEs que não contam com LM, apresentaram a mesma ordem de grandeza das concentrações de coliformes termotolerantes encontradas por Oliveira (2006) para as modalidades LF e LAN + LF ($7,1 \times 10^5$ e $2,3 \times 10^5$ NMP/100 mL, respectivamente). A autora destacou o bom desempenho dessas tipologias de lagoas na remoção de coliformes, que resultou melhor do que o reportado como usual. Silveira (2011), que avaliou ETEs com LM, obteve valores médios de *E. coli* nesses sistemas variando de $2,3 \times 10^2$ a $3,1 \times 10^4$ NMP/100 mL, sendo as menores concentrações encontradas nas ETEs com mais de uma LM.

A comparação das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal e fósforo total com os valores típicos expressos na literatura está apresentada na Figura 47.

Para o N-amoniacal, nas ETEs que não possuem LM, os valores médios, bem como os limites inferiores de quase todas as faixas observadas, ficaram acima dos valores mínimos esperados para as respectivas modalidades de lagoas. Já na ETE F, que conta com duas LM em paralelo, a concentração média ficou dentro da faixa usual. Com relação ao P-total, o menor valor da faixa observada na ETE F ultrapassou o limite máximo considerado usual para essa modalidade de lagoa. Na ETE H, a faixa observada seguiu o esperado, com valor médio ligeiramente superior à concentração típica mínima.

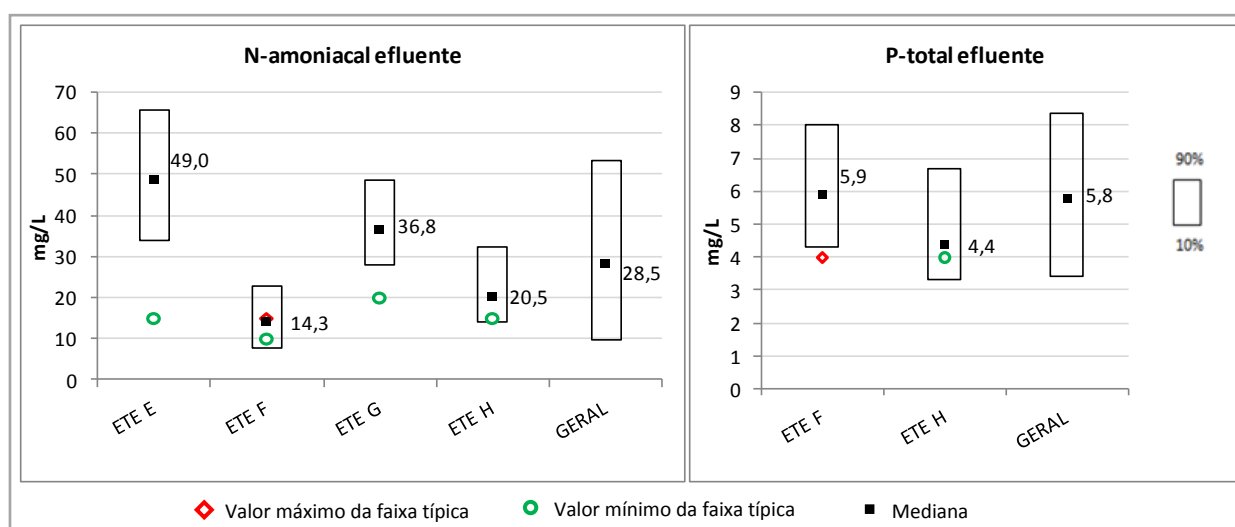


Figura 47 - Comparação das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal e fósforo total com os valores típicos reportados na literatura, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

NOTAS:

- Faixas típicas (N-amoniacal): LF = > 15 mg/L; LAN + LF = > 15 mg/L; LAF = > 20 mg/L; LAN + LF + LM = 10 a 15 mg/L (de acordo com von Sperling, 2005)
- Faixas típicas (P-total): LF = > 4 mg/L; LAN + LF = > 4 mg/L; LAF = > 4 mg/L; LAN + LF + LM = < 4 mg/L (de acordo com von Sperling, 2005)

Quanto à eficiência de remoção de fósforo (Figura 48), calculada apenas para a ETE F, os valores observados ficaram aquém do esperado, com eficiência média inferior ao valor típico mínimo.

Comparando a faixa de concentração de N-amoniacal calculada para o conjunto geral de dados (9,7 a 53,5 mg/L) com aquelas obtidas por Oliveira (2006) para nitrogênio total (25 a 48 mg/L para LF e 26 a 69 mg/L para LAN + LF), verificou-se que o intervalo encontrado no presente estudo aproximou-se das faixas observadas pela autora, apresentando, porém, um limite inferior mais baixo, devido, principalmente, à contribuição dos dados da ETE F. Cabe mencionar que as concentrações de nitrogênio amoniacal são inferiores às de nitrogênio total, que inclui, além da amônia, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato.

O intervalo observado para o parâmetro P-total (3,4 a 8,4 mg/L) também foi semelhante ao encontrado pela autora (2 a 7 mg/L para LF e 4 a 8 mg/L para LAN + LF).

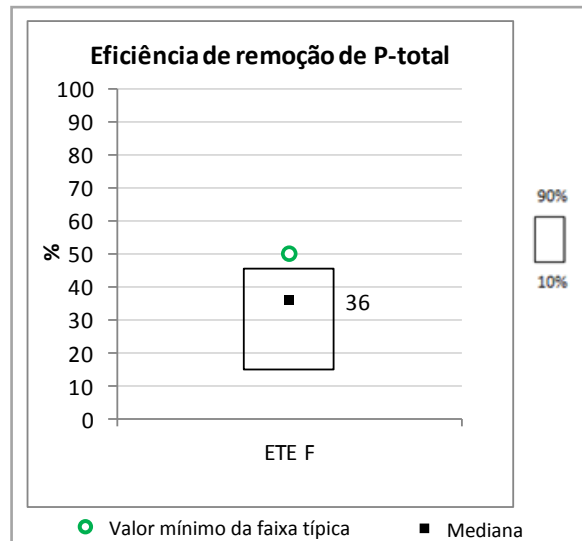


Figura 48 - Comparação das eficiências de remoção de fósforo total com os valores típicos reportados na literatura para a ETE F

- NOTA: Faixa típica: LAN + LF + LM = > 50% (de acordo com von Sperling, 2005)

Já Silveira (2011) encontrou concentrações mais baixas de nitrogênio amoniacal, cujas medianas variaram de 11,2 a 27,2 mg/L nas ETEs estudadas, que incluíam sistemas com LM. Tendo constatado concentrações menores de N-amoniacal nas ETEs com mais de uma LM, a autora destacou a importância dessa configuração no favorecimento da elevação do pH até níveis que promovam a volatilização da amônia, que é um dos principais mecanismos de remoção de nitrogênio nas lagoas de estabilização.

Nas ETEs com número suficiente de dados (mais de 10 resultados), foi investigada a existência de diferenças estatisticamente significativas nas concentrações efluentes e eficiências de remoção nos períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março), por meio da aplicação do teste não-paramétrico de Mann-Whitney. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 24 e na Tabela 25.

Assim como nos esgotos brutos, as concentrações medianas efluentes de DBO e DQO foram, aparentemente, maiores no período seco do que no período chuvoso na maioria das ETEs avaliadas. Entretanto, essa diferença só foi considerada estatisticamente significativa para a DBO na ETE F. As eficiências de remoção de DBO na ETE F também foram estatisticamente diferentes nos dois períodos. Com relação à DQO (concentração efluente e eficiência de remoção), o teste estatístico não acusou diferenças significativas.

Tabela 24 - Mediana das concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO e DQO nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney

Identificação da ETE	DBO (mg/L)			Eficiência de remoção de DBO (%)			DQO (mg/L)			Eficiência de remoção de DQO (%)		
	S	C	<i>p</i>	S	C	<i>p</i>	S	C	<i>p</i>	S	C	<i>p</i>
ETE B	139	80	0,0553	54	77	0,3638	284	212	0,1613	63	65	0,5392
ETE C1I	60	79	0,9452	82	63	0,2949	196	192	0,8763	70	49	0,2020
ETE C2	69	117	0,5728	84	77	0,6620	290	244	0,1419	77	73	0,2284
ETE E	80	100	0,3223	89	85	0,3394	267	317	0,3223	81	76	0,2451
ETE F	60	43	0,0002 ^(*)	90	92	0,0229 ^(*)	334	271	0,0543	70	73	0,3107
ETE G	140	100	0,3940	82	82	0,9188	387	352	0,3394	73	68	0,7339
ETE H	90	80	0,3057	84	82	0,8118	434	299	0,0675	67	65	0,3453

NOTAS: S = seco; C = chuvoso

- Os campos marcados com asterisco indicam diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os períodos seco e chuvoso
- Foi utilizado o teste estatístico bilateral

Tabela 25 - Mediana das concentrações efluentes de CT, *E. coli*, N-amoniacoal e P-total nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney

Identificação da ETE	CT (NMP/100 mL)			<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)			N-amoniacoal (mg/L)			P-total (mg/L)		
	S	C	<i>p</i>	S	C	<i>p</i>	S	C	<i>p</i>	S	C	<i>p</i>
ETE E	8,6x10 ⁵	1,5x10 ⁶	0,3753	1,4x10 ⁵	9,8x10 ⁴	0,5861	56,9	42,8	0,0017 ^(*)	ND	ND	ND
ETE F	1,4x10 ⁶	1,7x10 ⁶	0,8451	2,9x10 ⁴	3,1x10 ⁴	0,9292	15,0	12,8	0,1792	6,6	5,4	0,0400 ^(*)
ETE G	3,7x10 ⁶	2,5x10 ⁶	0,1932	3,9x10 ⁵	4,0x10 ⁵	0,5177	41,7	34,4	0,0085 ^(*)	ND	ND	ND
ETE H	3,3x10 ⁶	2,2x10 ⁶	0,0487 ^(*)	8,6x10 ⁵	5,2x10 ⁵	0,2897	25,4	17,8	0,0009 ^(*)	5,1	4,3	0,4286

NOTAS: S = seco; C = chuvoso; ND = dados não disponíveis

- Os campos marcados com asterisco indicam diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os períodos seco e chuvoso
- Foi utilizado o teste estatístico bilateral

No que se refere aos parâmetros microbiológicos (coliformes totais e *E. coli*), somente a ETE H apresentou concentrações efluentes de coliformes totais consideradas diferentes nos dois períodos. Já as concentrações medianas de nitrogênio amoniacoal foram estatisticamente maiores no período seco em relação ao chuvoso em todas as ETEs avaliadas, com exceção da ETE F, onde foi verificada a existência de diferença significativa para o fósforo total.

Conforme comentado anteriormente, nos esgotos brutos dos sistemas avaliados, foi identificada uma tendência de concentrações mais elevadas no período seco, o que foi confirmado em algumas ETEs pelo teste estatístico. Esse comportamento se manteve nos efluentes da maioria das ETEs, sendo constatadas diferenças estatisticamente significativas para alguns parâmetros, com destaque para o nitrogênio amoniacoal.

Além da tendência de esgotos brutos mais concentrados na época seca (abril a setembro), outros fatores podem estar contribuindo para as diferenças identificadas. Como as lagoas de estabilização são sistemas abertos, sofrem a influência das condições climáticas, sendo a principal delas a temperatura, que afeta positivamente o desempenho da lagoa.

Dessa forma, na época de temperaturas mais elevadas, que coincide com o período chuvoso (outubro a março), é esperada uma maior velocidade das reações de produção de oxigênio e de degradação da matéria orgânica. O favorecimento da atividade fotossintética

também beneficia a remoção de nitrogênio amoniacal pelo mecanismo de volatilização, que se processa em condições de pH elevado.

Situação parecida foi observada por Hoepfner (2007) em dois sistemas de lagoas no Vale do Ribeira (SP). Analisando a qualidade do efluente em épocas do ano distintas, a autora verificou que as concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, nitrato e fósforo total foram maiores no mês de julho em relação aos outros meses do ano. A análise estatística utilizada (PCA) atestou a variação sazonal dos efluentes, agrupando os resultados do mês de julho separadamente dos demais em todas as lagoas avaliadas.

A última análise conduzida neste item foi a verificação da existência de relação das concentrações efluentes e das eficiências de remoção com o tempo de operação das ETEs, de modo a identificar eventuais tendências de aumento ou diminuição ao longo do tempo. Para tanto, foram efetuadas análises de regressão linear utilizando o software "*Statistica 7*" para os conjuntos de dados com mais de 30 observações.

Na legenda dos gráficos, r é o coeficiente de correlação, r^2 é o coeficiente de determinação e p é o nível de significância da análise de regressão. O valor de r varia de -1 a +1, e quanto mais próximo de zero, pior o ajuste da reta aos dados. Já o valor de r^2 , equivalente a r elevado ao quadrado, representa a proporção da variância explicada pelo modelo proposto, variando de 0 a 1 (VON SPERLING, 2005). Estabelecendo um nível de confiança de 95% para a análise de regressão, valores de $p < 0,05$ indicam que há associação estatisticamente significativa entre o constituinte avaliado e o tempo de operação da ETE.

Na Figura 49 e na Figura 50, são apresentados os gráficos produzidos pelo programa para as concentrações efluentes de DBO e DQO, respectivamente.

Percebeu-se que, na maioria das ETEs, não houve associação estatisticamente significativa entre tais parâmetros e o tempo de operação, o que indica que as variações das concentrações efluentes de DBO e DQO não podem ser explicadas pelo tempo de funcionamento das lagoas. Uma exceção foi a ETE H, onde foi verificada tendência de diminuição das concentrações efluentes de DQO ao longo do tempo de operação. No entanto, o valor do coeficiente de determinação ($r^2 = 0,1847$) resultou distante de 1, indicando que a reta proposta não forneceu um bom ajuste aos dados observados.

Para as eficiências de remoção de DBO e DQO (Figura 51 e Figura 52), também não foi encontrada associação estatisticamente significativa com o tempo de operação, à exceção da eficiência de remoção de DBO na ETE F, que apresentou tendência de redução ao longo do tempo. Porém, o coeficiente de correlação ($r = -0,4907$) também ficou distante de -1.

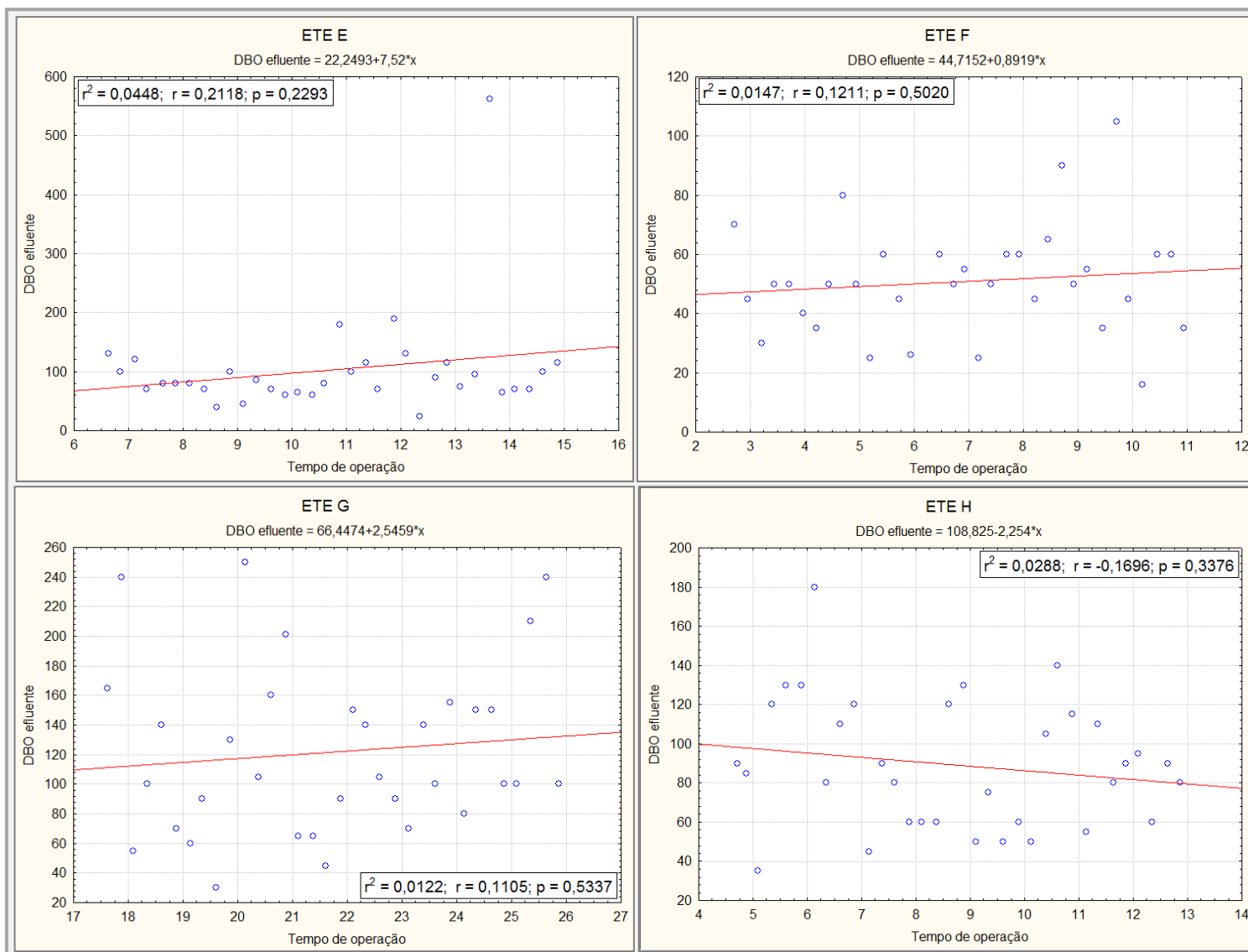


Figura 49 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de DBO e o tempo de operação das ETEs E, F, G e H

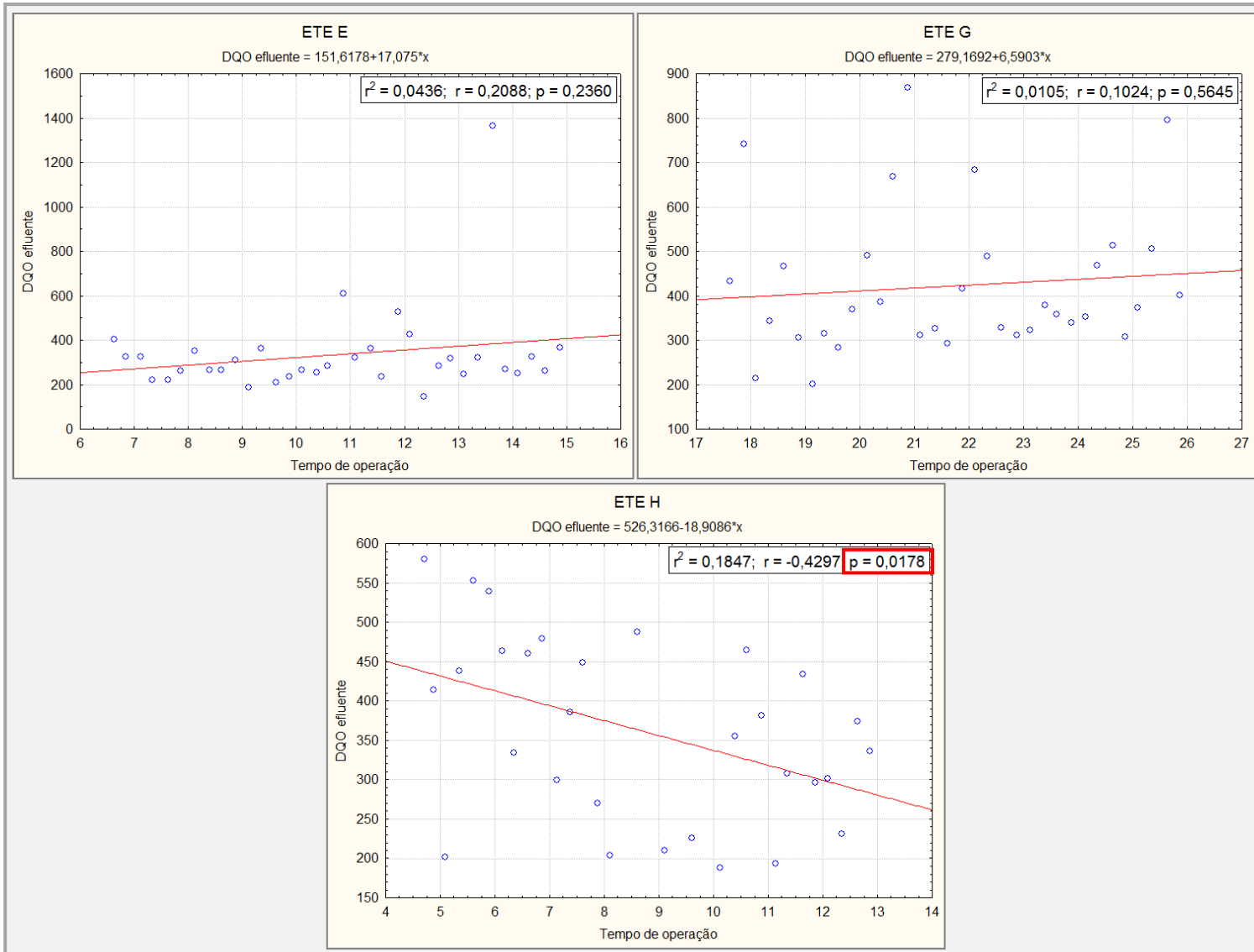


Figura 50 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de DQO e o tempo de operação das ETEs E, G e H

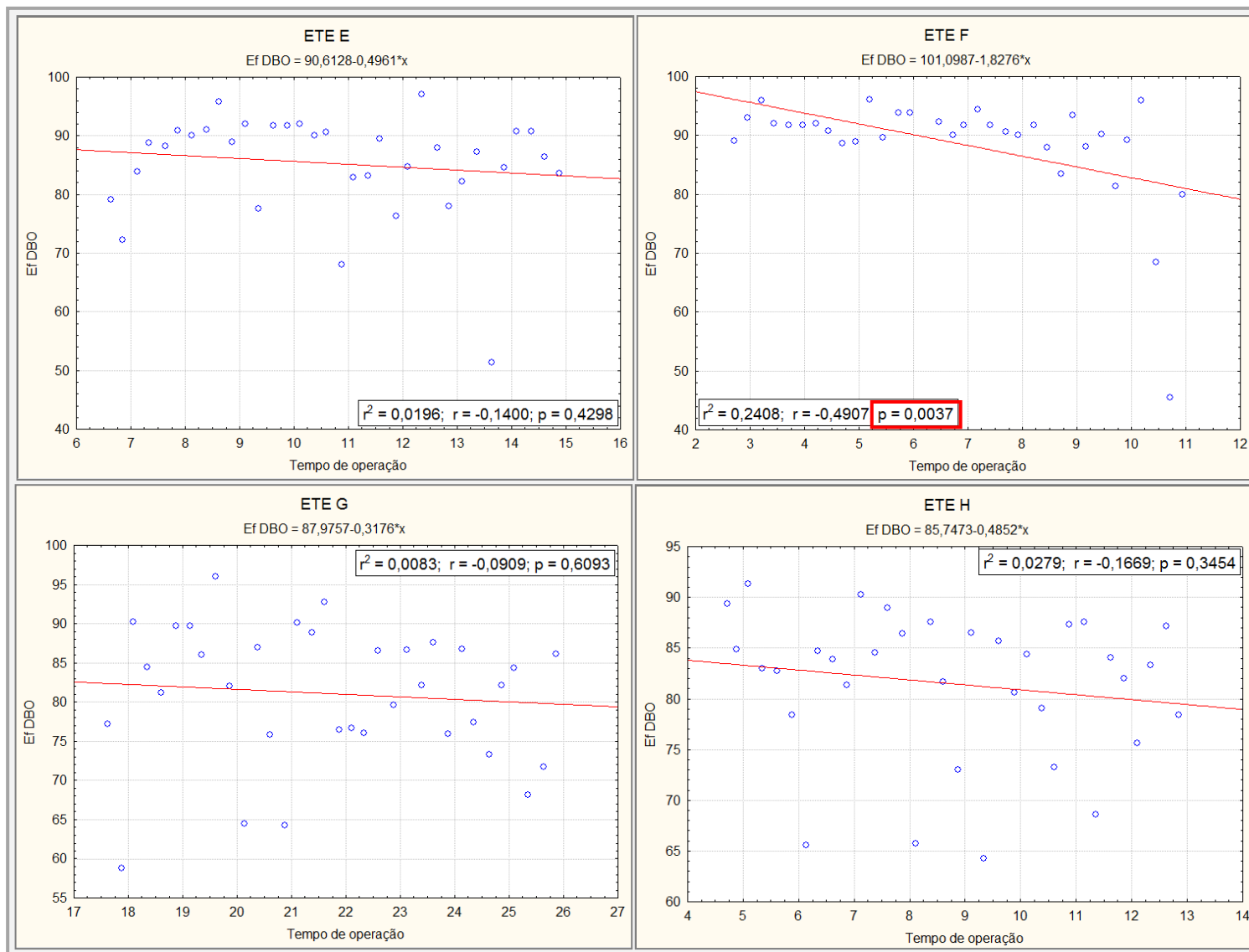


Figura 51 - Verificação da existência de relação linear entre as eficiências de remoção de DBO e o tempo de operação das ETEs E, F, G e H

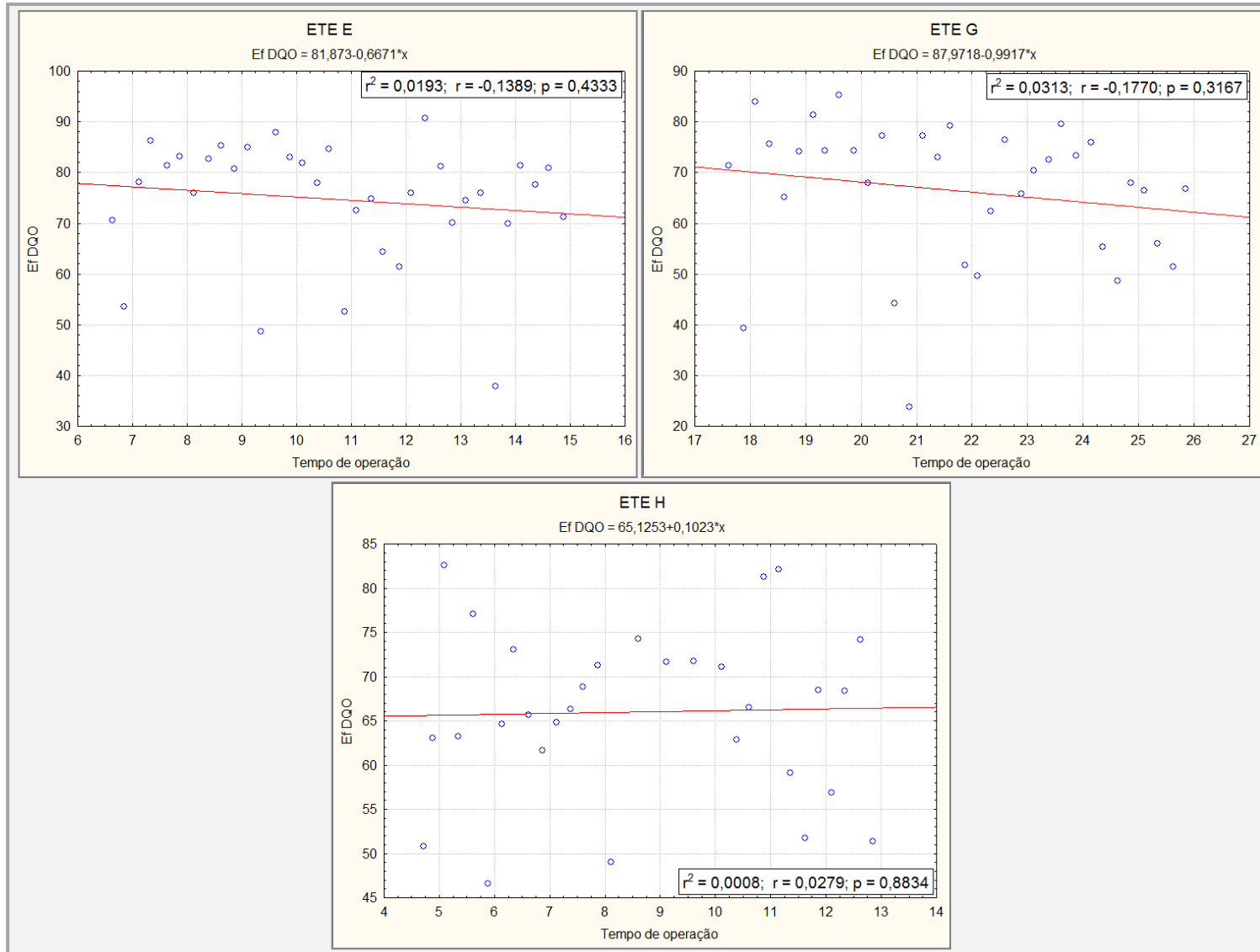


Figura 52- Verificação da existência de relação linear entre as eficiências de remoção de DQO e o tempo de operação das ETes E, G e H

Na Figura 53 e na Figura 54, são mostrados os gráficos referentes às concentrações efluentes de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente, sendo possível observar a existência de associação estatisticamente significativa com o tempo de operação para o primeiro parâmetro nas ETEs E e G, com coeficientes de correlação de 0,3708 e 0,3561, respectivamente. O fato de r ser positivo indica que houve aumento das concentrações de coliformes totais ao longo do tempo; no entanto, o ajuste fornecido pelo modelo não é satisfatório, uma vez que os valores de r estão distantes de +1.

Finalmente, para o nitrogênio amoniacal, a análise de regressão não apontou a existência de relação entre as concentrações efluentes e o tempo de operação, como pode ser observado na Figura 55.

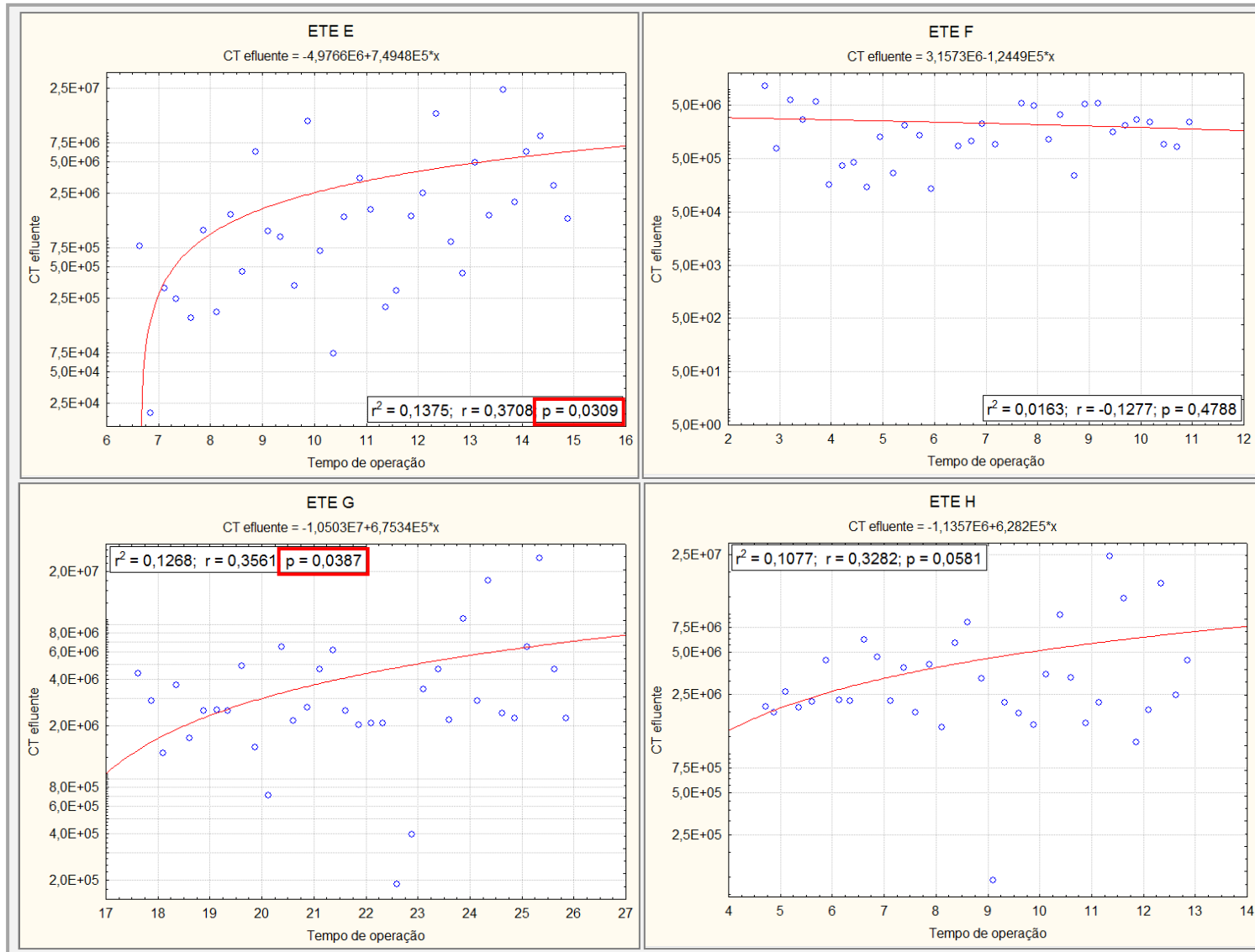


Figura 53 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de coliformes totais e o tempo de operação das ETEs E, F, G e H
 NOTA: Eixo y em escala logarítmica

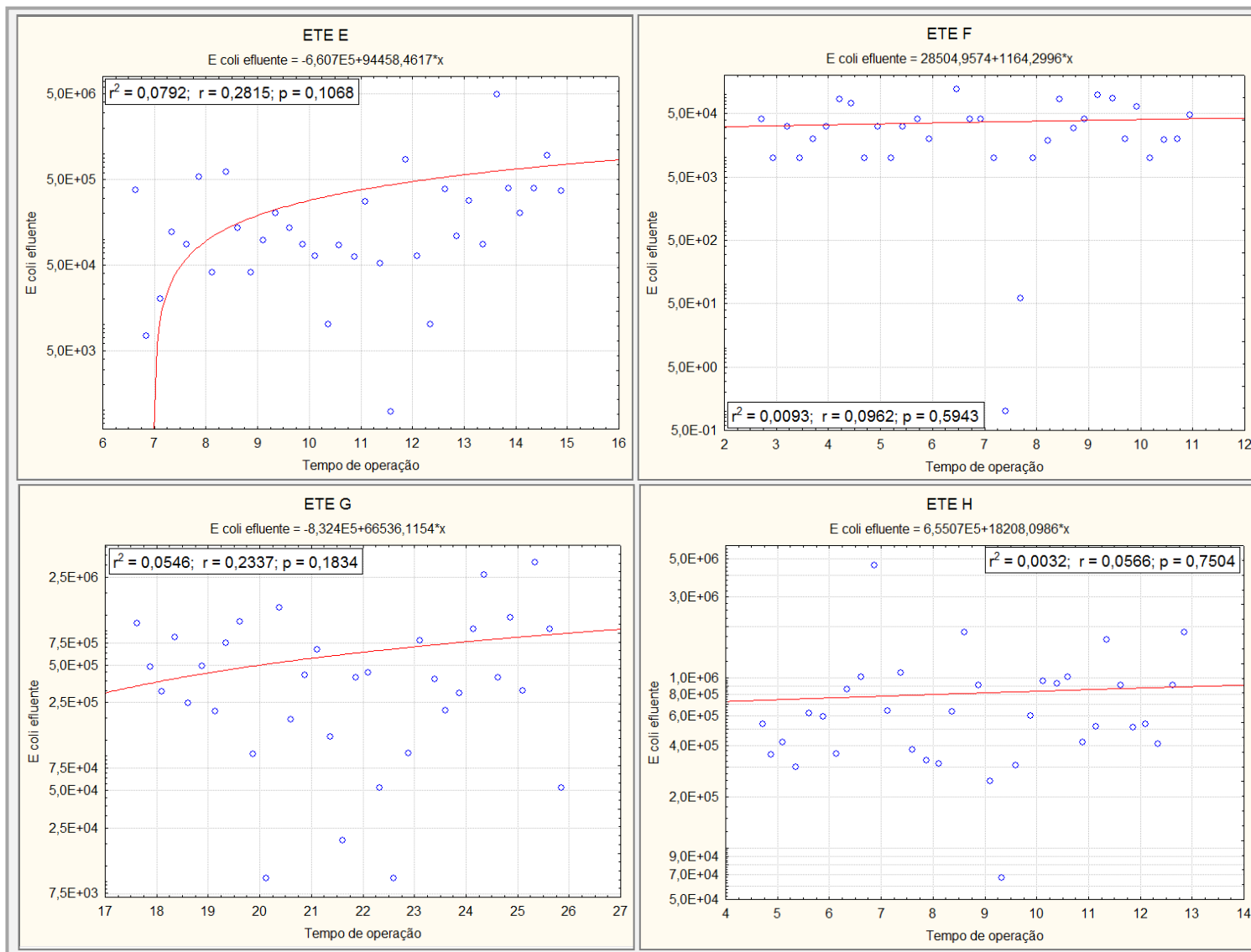


Figura 54 - Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de *E. coli* e o tempo de operação das ETEs E, F, G e H
 NOTA: Eixo y em escala logarítmica

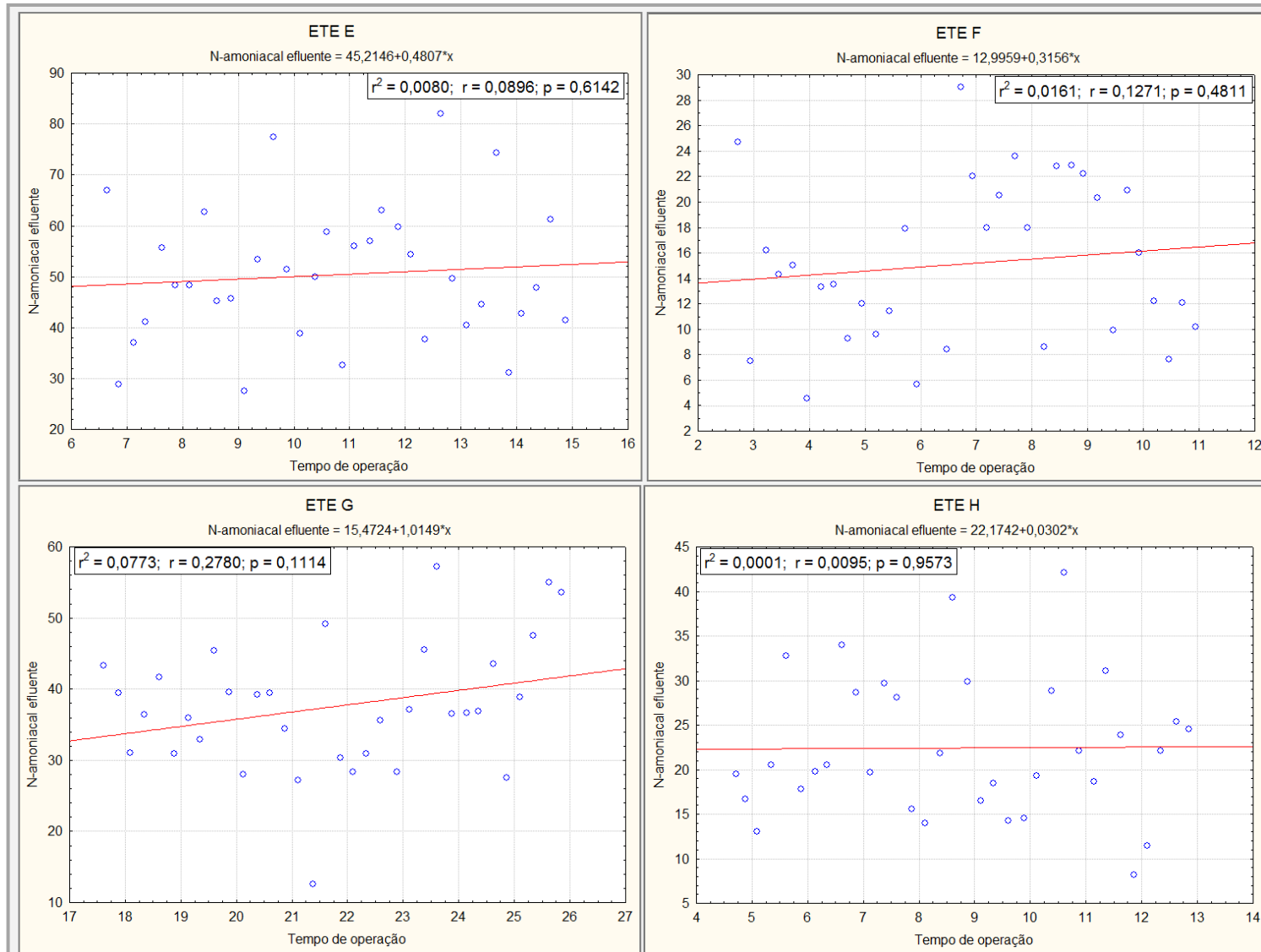


Figura 55- Verificação da existência de relação linear entre as concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal e o tempo de operação das ETEs E, F, G e H

5.1.2.4 Corpo receptor: montante e jusante

Na Tabela D5 do Apêndice D, estão apresentadas as estatísticas descritivas dos parâmetros avaliados no corpo receptor a montante e a jusante dos lançamentos das ETEs de E, F, G e H (DBO, DQO, coliformes totais, *E. coli*, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal e fósforo total). Cabe mencionar que várias análises de DBO, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total, principalmente a montante, resultaram abaixo do limite de detecção do método (4 mg/L para DBO, 8 ou 10 mg/L para DQO, 0,10 ou 0,15 mg/L para N-amoniacal e 0,05 mg/L para fósforo total). Para os conjuntos de dados com resultados abaixo do limite de detecção, as estatísticas descritivas básicas não foram calculadas; apenas os valores mínimos e máximos foram apresentados.

Buscando caracterizar os corpos d'água receptores de esgotos tratados, foram extraídas dos projetos das ETEs informações sobre as respectivas vazões de referência. Com isso, pôde-se calcular a razão de diluição do corpo receptor, de acordo com a seguinte equação, retirada de von Sperling (2005):

$$\text{Razão de diluição} = \frac{Q_{\text{rio}}(\text{L/s})}{Q_{\text{esgotos}}(\text{L/s})} \quad (9)$$

Em que:

Q_{rio} = vazão do rio (L/s)

Q_{esgotos} = vazão dos esgotos (L/s)

A razão de diluição é um cálculo prático capaz de fornecer uma estimativa rápida do impacto do lançamento dos esgotos nos cursos d'água, uma vez que a diluição tem uma grande influência na capacidade de assimilação de um corpo hídrico. Quando se deseja determinar a capacidade de diluição do corpo receptor na condição mais crítica, deve ser utilizada a vazão de referência, que é a vazão mínima calculada a partir de dados fluviométricos históricos do curso d'água (VON SPERLING, 2005).

Nos projetos das ETEs avaliadas no presente trabalho, foram fornecidas as vazões de referência $Q_{7,10}$, que correspondem às vazões mínimas de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos. No caso da vazão de esgotos (Q_{esgotos}), foram utilizadas as vazões médias de projeto (Q_m), apresentadas na Tabela A1 do Apêndice A. Os resultados das razões de diluição, calculadas por meio da Equação 9, constam da Tabela 26.

Tabela 26 - Vazões de referência ($Q_{7,10}$) e razões de diluição dos corpos receptores das ETEs

Município	Identificação da ETE	Corpo receptor	Classe	Q_{esgoto} (L/s)	$Q_{7,10}$ (L/s)	Razão de diluição
A	ETE A1	Córrego A1	2	43,7	18,7	0,4
	ETE A2	Córrego A2	2	30,9 ^(a)	263,0	8,5
	ETE A3	Córrego A3	4	255,3	392,7	1,5
B	ETE B	Córrego B	2	61,3	78,0	1,3
C	ETE C1	Córrego C1	2	42,4	48,4	6,2
	ETE C2	Córrego C2	4	7,7	50,0	1,2
D	ETE D1	Córrego D1	2	22,9	104,0	3,9
	ETE D2	Córrego D2	4	26,6	37,1	1,6
E	ETE E	Córrego E	2	5,1	10,2	2,0
F	ETE F	Córrego F	2	13,1	359.800,0	27.545,6
G	ETE G	Córrego G	4	10,5	61,1	5,8
H	ETE H	Córrego H	4	18,1	420,2	23,2

NOTAS: Q_{esgoto} = vazão média de esgotos de projeto; $Q_{7,10}$ = vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos

(a) Considerando a população fixa

Dentre os corpos d'água avaliados, o Córrego F, onde são lançados os efluentes da ETE F, possui uma razão de diluição bastante elevada (27.545,6), muito superior às demais. Os outros corpos receptores têm razões de diluição mais baixas, todas inferiores a 25. A ETE A1 possui a condição mais desfavorável de diluição, com razão inferior a 1,0, o que indica que a vazão de lançamento dos esgotos é superior à vazão do corpo d'água. Os corpos receptores das ETEs A3, B, C2 e D2 também não possuem boa capacidade de assimilação dos esgotos, apresentando razões de diluição inferiores a 2,0.

Como comentado no item 3.5, este seria o valor mínimo necessário para proporcionar o atendimento dos padrões de lançamento para oxigênio dissolvido em um corpo d'água limpo classe 2. Já o atendimento do padrão para coliformes poderia ser atingido somente na ETE F, uma vez que, na ausência de uma etapa específica para remoção de patógenos, são necessárias razões de diluição da ordem de 1000:1 (VON SPERLING, 1998).

Na Figura 56 e na Figura 57, é possível visualizar a porcentagem de resultados de DBO e DQO, a montante e a jusante dos corpos receptores, dentro de determinadas faixas de concentração. Conforme mencionado anteriormente, uma vez que houve muitos resultados abaixo do limite de detecção, optou-se por não calcular as estatísticas descritivas básicas para esses parâmetros.

Percebeu-se que há um considerável aumento das concentrações de matéria orgânica, em termos de DBO e DQO, a jusante dos lançamentos das ETEs E e G. Na primeira, as concentrações de DBO e DQO a montante do lançamento resultaram abaixo do limite de detecção (4 e 10 mg/L, respectivamente) em 100% e 94,1% das determinações, respectivamente. Já a jusante, 94,1% e 100% dos dados de DBO e DQO ficaram acima de 4 e 10 mg/L, com 29,4% e 20,6% dos resultados maiores do que 12 e 50 mg/L, respectivamente.

No corpo receptor da ETE G, o impacto do lançamento foi ainda mais expressivo, com 73,5% dos resultados de DBO e DQO a jusante acima de 12 e 50 mg/L, respectivamente.

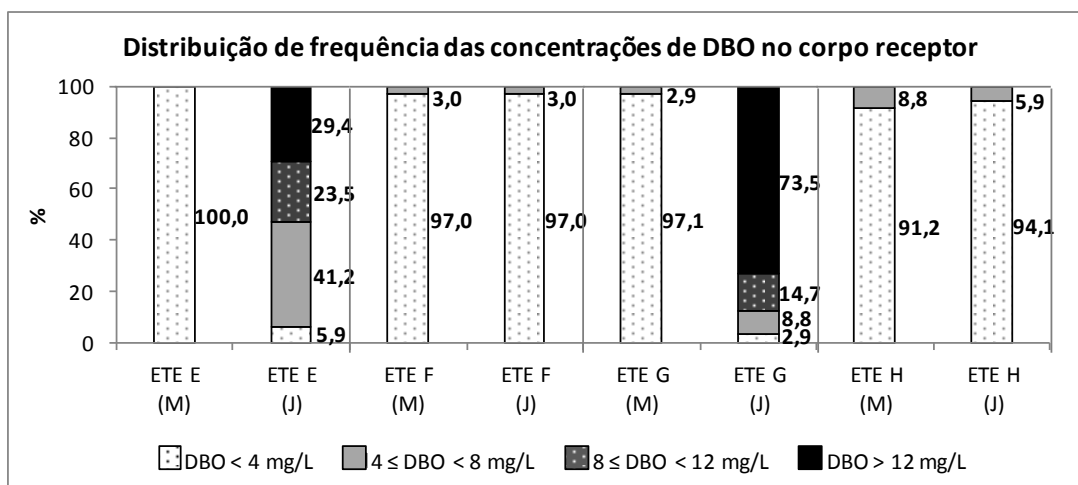


Figura 56 - Distribuição de frequência das concentrações de DBO no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos

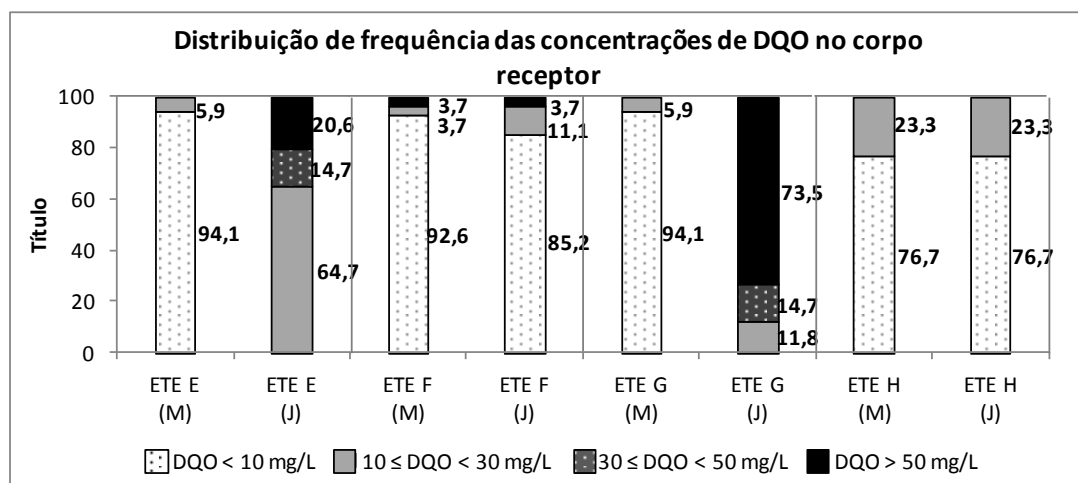


Figura 57- Distribuição de frequência das concentrações de DQO no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos

Nos corpos receptores das ETEs F e G, que possuem maiores razões de diluição, não houve alteração da qualidade da água em termos de DBO e DQO, sendo observada praticamente a mesma distribuição de valores a montante e a jusante dos lançamentos.

Para o oxigênio dissolvido, foi elaborado o gráfico "Box e Whisker" da Figura 58, no qual são indicados a mediana dos dados, os percentis 25% e 75% e os valores mínimos e máximos, tanto a montante como a jusante dos lançamentos. A fim de verificar a existência de diferença estatisticamente significativa entre os dados de montante e jusante, foi aplicado o teste estatístico de Mann-Whitney, sendo também indicados no gráfico os valores do nível de significância ($p = 0,05$) fornecido pelo teste para cada ETE.

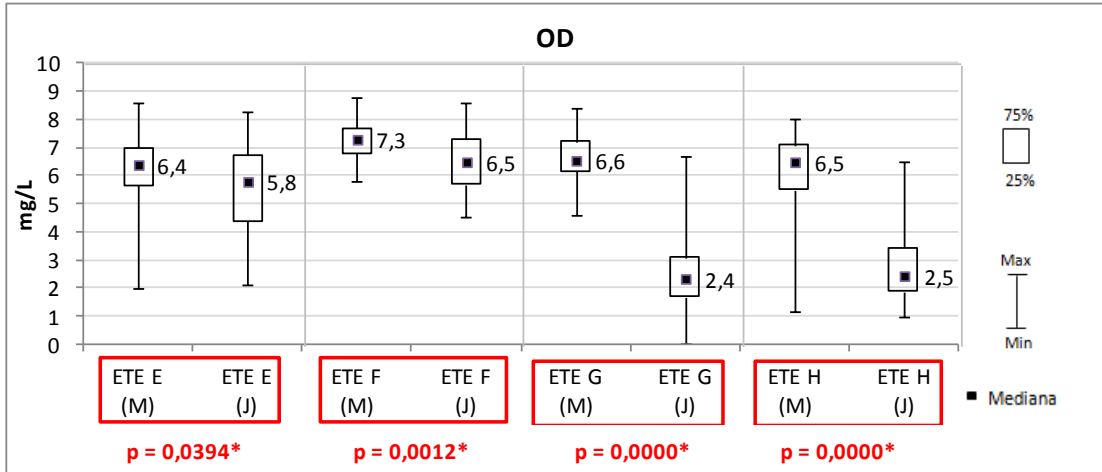


Figura 58 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de oxigênio dissolvido a montante e a jusante de cada ETE e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral)
 NOTA: Os valores de p marcados com asterisco indicam diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os dados de montante e jusante

As concentrações medianas de oxigênio dissolvido a montante dos lançamentos variaram de 6,4 mg/L (ETE E) a 7,3 mg/L (ETE F). A jusante dos lançamentos, de acordo com os resultados do teste estatístico, houve redução significativa das concentrações de oxigênio dissolvido em todos os corpos d'água avaliados, sendo o valor médio mais baixo encontrado a jusante da ETE G (2,4 mg/L).

Na Figura 59 e na Figura 60, são exibidos os gráficos "Box e Whisker" referentes a coliformes totais e *E. coli*, respectivamente, sendo possível observar que houve aumento significativo das concentrações de ambos os parâmetros após os lançamentos das ETES E e G. Por outro lado, a jusante da ETE H, houve diminuição das concentrações em relação a montante.

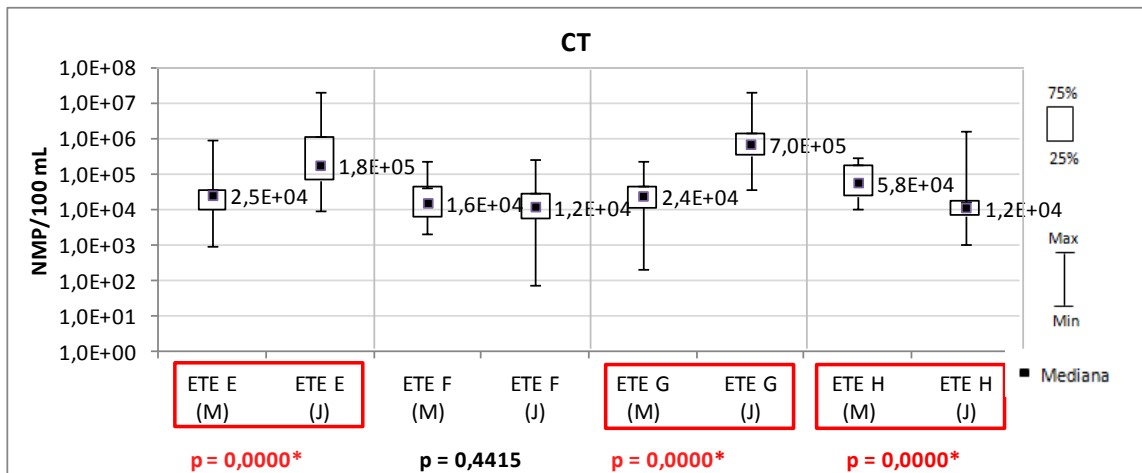


Figura 59 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de coliformes totais a montante e a jusante de cada ETE e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral)
 NOTAS:
 ■ Os valores de p marcados com asterisco indicam diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os dados de montante e jusante

- Eixo y em escala logarítmica

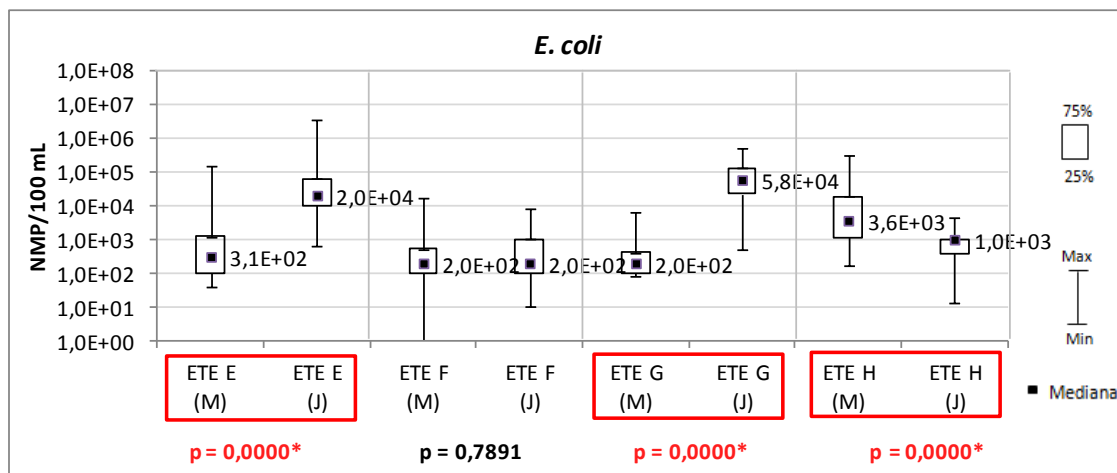


Figura 60 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de *E. coli* a montante e a jusante de cada ETE e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral)

NOTAS:

- Os valores de p marcados com asterisco indicam diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os dados de montante e jusante
- Eixo y em escala logarítmica

Com relação ao nitrogênio amoniacal e ao fósforo total, devido à existência de muitos dados abaixo dos limites de detecção, foram calculadas as porcentagens de resultados dentro de determinadas faixas de concentração, conforme feito também para DBO e DQO, comparando a distribuição dos valores a montante e a jusante dos lançamentos (Figura 61 e Figura 62).

Considerando o N-amoniacoal, assim como verificado para DBO e DQO, houve alteração considerável na qualidade da água a jusante dos lançamentos das ETES E e G. Enquanto a montante do corpo receptor dessas ETES as concentrações de N-amoniacoal ficaram abaixo de 0,15 mg/L em 88,2% e 82,4% das amostragens, respectivamente, a jusante, 100% dos valores em ambas as ETES foram superiores a 0,15 mg/L, com 23,5% e 55,9% dos resultados acima de 10 mg/L, respectivamente.

Quanto ao fósforo total, avaliado somente no corpo receptor das ETES F e H, não houve uma alteração tão evidente. A jusante da ETE F, apesar da elevada razão de diluição do corpo receptor, houve redução da porcentagem de resultados abaixo de 0,05 mg/L, bem como um maior número de valores nas demais faixas de concentração. No corpo receptor da ETE H, houve alteração na distribuição dos valores, sem uma tendência definida de aumento ou diminuição das concentrações.

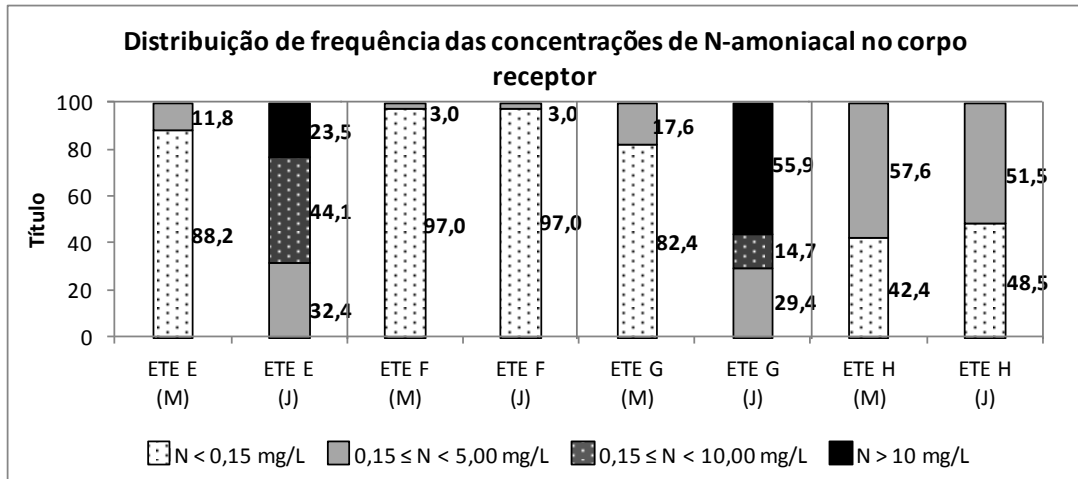


Figura 61 - Distribuição de frequência das concentrações de nitrogênio amoniaco no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos

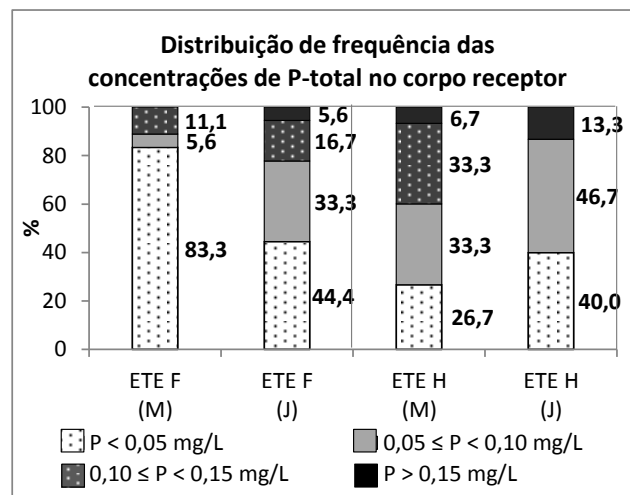


Figura 62 - Distribuição de frequência das concentrações de fósforo total no corpo receptor, a montante (M) e a jusante (J) dos lançamentos

Em suma, com base nos resultados apresentados neste item, pôde-se perceber que os corpos receptores das ETEs E e G, que possuem as menores razões de diluição, foram mais impactados pelo lançamento dos efluentes tratados, como já era esperado.

Observou-se também que o oxigênio dissolvido foi o parâmetro mais afetado pelo lançamento dos efluentes, uma vez que as concentrações a jusante foram significativamente menores do que as de montante em todos os corpos receptores avaliados. É válido mencionar que os efluentes de lagoas facultativas apresentam concentrações elevadas de OD, podendo chegar a valores próximos à saturação, devido à produção de oxigênio pelas algas (VON SPERLING, 2005). Portanto, a diminuição dos teores de OD a jusante dos lançamentos se dá pela demanda exercida pela matéria orgânica ainda presente nos esgotos tratados, podendo reduzir ainda mais dependendo das condições de autodepuração do curso d'água.

5.1.3 Avaliação do atendimento aos padrões de lançamento e de qualidade

As porcentagens de resultados de DBO conformes e não conformes com a legislação estadual (Decreto Estadual 8468/76), considerando os critérios mencionados no item 4.3.3, foram apresentadas na forma de gráficos de barras, para cada ETE e para o conjunto geral de dados (Figura 63).

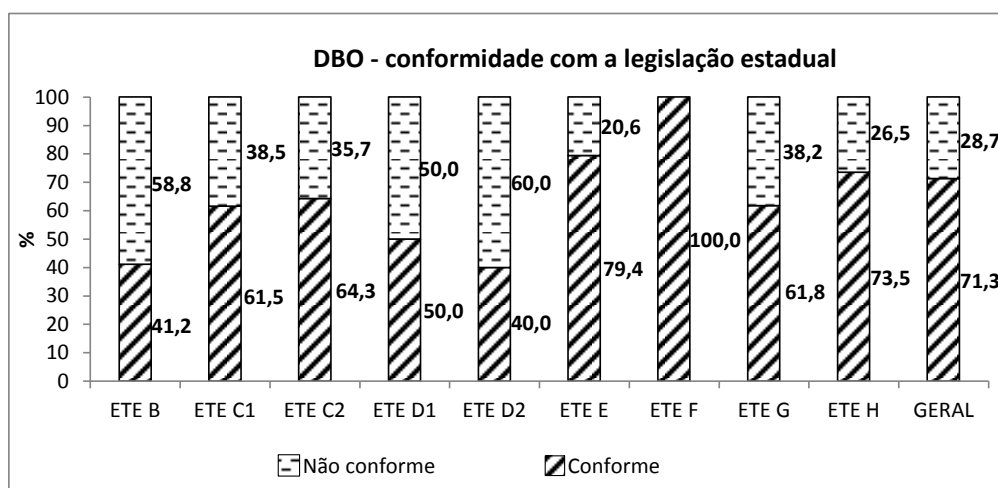


Figura 63 - Porcentagem de dados conformes e não conformes de DBO efluente, segundo a legislação estadual (Decreto Estadual 8468/76), para cada ETE e para o conjunto geral de dados

Considerando os dados de todas as ETEs, o percentual de conformidade com o padrão de lançamento da legislação estadual foi de 71,3%. O melhor resultado foi obtido na ETE F (100% de conformidade), e o pior na ETE D2 (40% de conformidade). É importante lembrar que as duas ETEs do município D possuem um número muito pequeno de dados, o que pode acarretar em distorções no cálculo dos percentuais. Algumas ETEs destacaram-se por apresentar percentuais de conformidade acima de 70%, como foi o caso das ETEs E, F e H.

O índice geral de conformidade encontrado neste estudo ficou entre os valores médios obtidos por Oliveira (2006) para ETEs das modalidades LF (47%) e LAN+LF (73%), podendo ser considerado baixo se comparado com o percentual de 95% adotado nos países desenvolvidos (METCALF & EDDY, 2003). Contudo, é válido ressaltar que as ETEs avaliadas possuíam periodicidades de coleta distintas, muitas vezes com frequência indefinida, o que limita a comparação entre os resultados.

Considerando o atendimento à legislação federal (Resolução CONAMA 430/11), conforme apresentado na Figura 64, percebeu-se que houve um aumento expressivo nos percentuais de conformidade em todas as ETEs, atingindo 100% em 04 dos 09 sistemas avaliados. Para o conjunto geral de dados, foi obtido um percentual de conformidade de 94,1%.

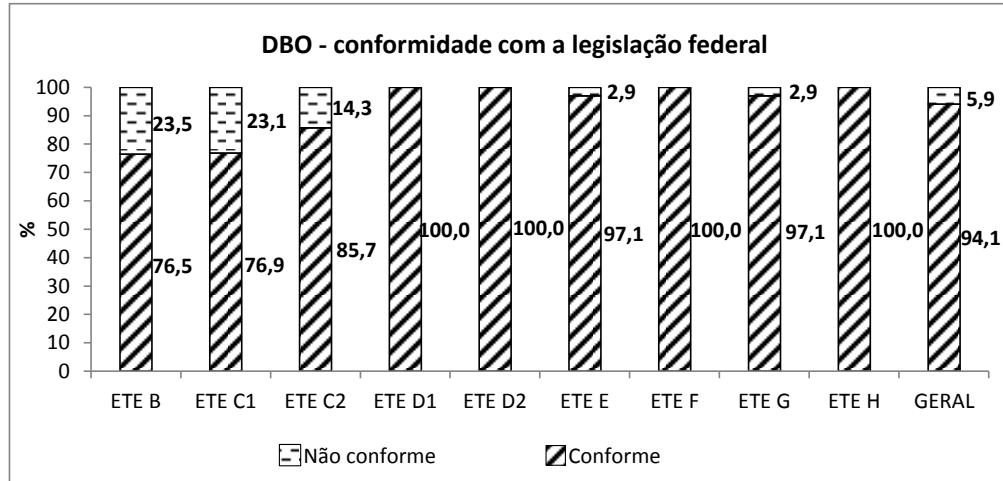


Figura 64 - Porcentagem de dados conformes e não conformes de DBO efluente, segundo a legislação federal (Resolução CONAMA 430/11), para cada ETE e para o conjunto geral de dados

Cabe ressaltar que, caso fosse determinada somente a fração solúvel da DBO, conforme preconizado pela Resolução CONAMA 430/11, os percentuais de atendimento resultariam ainda maiores. Nas oito lagoas de estabilização avaliadas por Silveira (2011), por exemplo, considerando os valores médios obtidos durante o período de estudo, a DBO particulada representou de 57% a 79% da concentração de DBO total, percentuais que podem ser considerados bastante elevados.

A inclusão de uma etapa adicional destinada à remoção de sólidos pode ser apontada como uma alternativa para aumentar a qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização. Dois dos métodos mais utilizados e econômicos são os filtros de areia intermitentes e os filtros de pedra. Os filtros de areia intermitente são muito similares aos filtros lentos de areia utilizados no tratamento de água, sendo capazes de reter os sólidos em suspensão (fundamentalmente microalgas) no leito de areia por meio de processos físicos e biológicos, produzindo um efluente com baixas concentrações de DBO e sólidos totais. Os filtros de pedra operam por meio da passagem do efluente da lagoa de estabilização através de um leito de pedras submerso, permitindo que as algas fiquem retidas na superfície das pedras e sejam posteriormente biodegradadas (USEPA, 2011; RODRÍGUEZ; BOCARDO; MARTÍN, 2007).

Com o intuito de avaliar separadamente cada componente do critério de lançamento de ambas as legislações, ou seja, a concentração efluente e a eficiência de remoção, foram calculadas as porcentagens de resultados de DBO dentro das faixas de valores definidas pelos limites dos padrões de lançamento, para cada ETE e para o conjunto geral de dados, conforme mostrado na Figura 65 e na Figura 66.

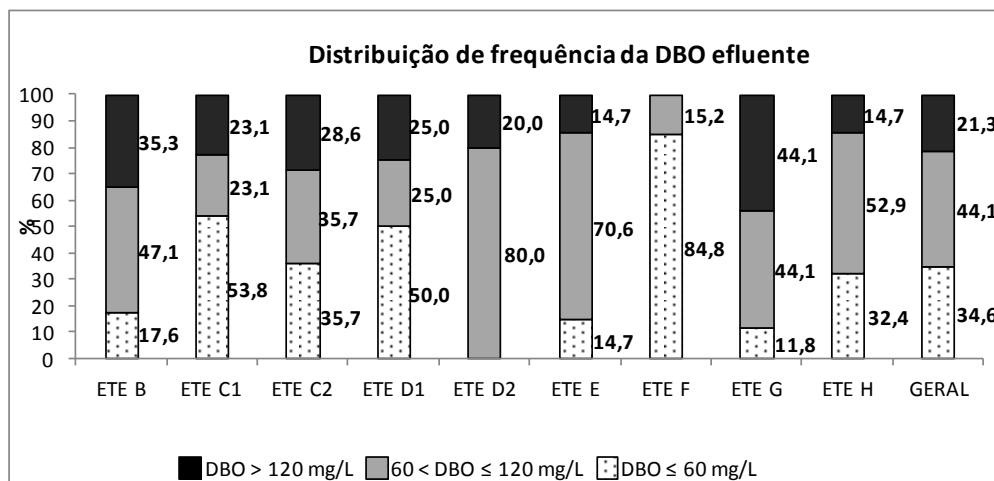


Figura 65 - Distribuição de frequência das concentrações efluentes de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados, de acordo com os limites estabelecidos pelo Decreto Estadual 8468/76 e pela Resolução CONAMA 430/11

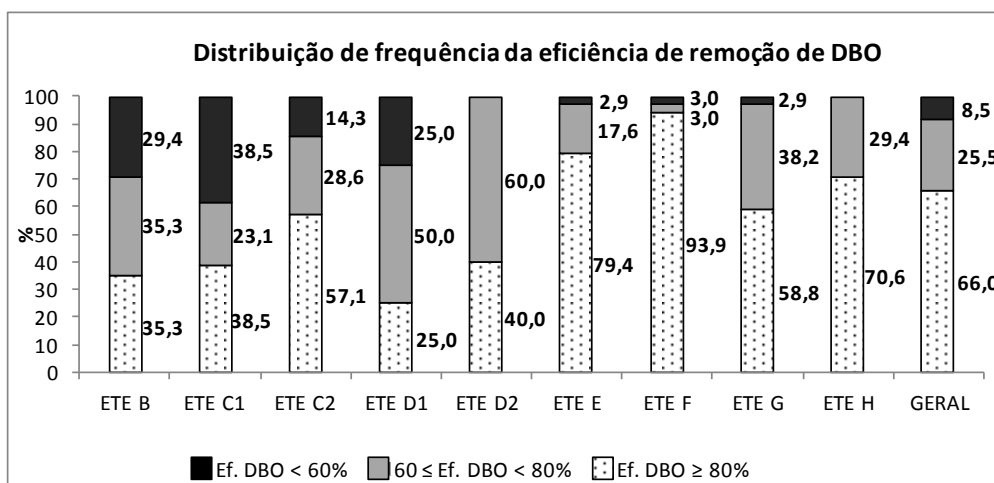


Figura 66 - Distribuição de frequência das eficiências de remoção de DBO, para cada ETE e para o conjunto geral de dados, de acordo com os limites estabelecidos pelo Decreto Estadual 8468/76 e pela Resolução CONAMA 430/11

Notou-se que o critério de concentração efluente igual ou inferior a 60 mg/L, estabelecido pela legislação estadual, foi atendido em um número bastante reduzido de coletas, com percentual de atendimento superior a 50% somente nas ETEs F e C1. Para o conjunto geral de dados, o percentual foi de apenas 34,6%. A maioria dos resultados se enquadrou na faixa de 60 a 120 mg/L, que corresponde ao intervalo dos limites máximos das duas legislações. Os dados em desacordo com o limite de concentração da legislação federal (120 mg/L) representaram um percentual menor do que 25% na maioria das ETEs, com exceção das ETEs B, C2 e G. No cômputo geral, 21,3% dos dados de concentração efluente de DBO ficaram acima de 120 mg/L.

No que se refere à eficiência de remoção de DBO, o desempenho das ETEs foi bem mais satisfatório, sendo atendido o critério mais restritivo (maior ou igual a 80%) em 66,0%

dos resultados, para o conjunto geral de dados. Considerando cada ETE individualmente, os índices de atendimento ao padrão de eficiência da legislação estadual (maior ou igual a 80%) ficaram acima de 50% em mais da metade dos sistemas avaliados. Os piores resultados foram obtidos nas ETEs B, C1 e D1, com mais de 20% dos dados abaixo do padrão de eficiência da legislação federal (60%).

Percebeu-se ainda grande semelhança entre os percentuais de conformidade com a legislação estadual e os percentuais de dados de eficiência superiores a 80% (vide Figura 63), indicando que o atendimento ao padrão de lançamento se deu quase que exclusivamente pelo critério da eficiência de remoção, o que implica na geração de efluentes tratados com concentrações ainda elevadas de matéria orgânica.

Situação parecida foi constatada por Oliveira (2006) ao avaliar o atendimento dos efluentes das ETEs estudadas aos padrões de lançamento preconizados pelas legislações estaduais de Minas Gerais e São Paulo. Considerando o critério de concentração efluente de DBO (≤ 60 mg/L), a autora obteve, para as lagoas de estabilização das modalidades LF e LAN + LF, percentuais médios de conformidade iguais a 16% e 42%, respectivamente. Quando incluído o critério de eficiência de remoção ($\geq 80\%$), foi observada uma elevação expressiva nos índices de atendimento, que chegaram a 47% e 73%, respectivamente.

Com relação aos sólidos sedimentáveis, os índices de conformidade foram iguais ou superiores a 80% em todos os sistemas com dados disponíveis (Figura 67). Considerando o conjunto geral de dados, o percentual de atendimento foi de 93,2%.

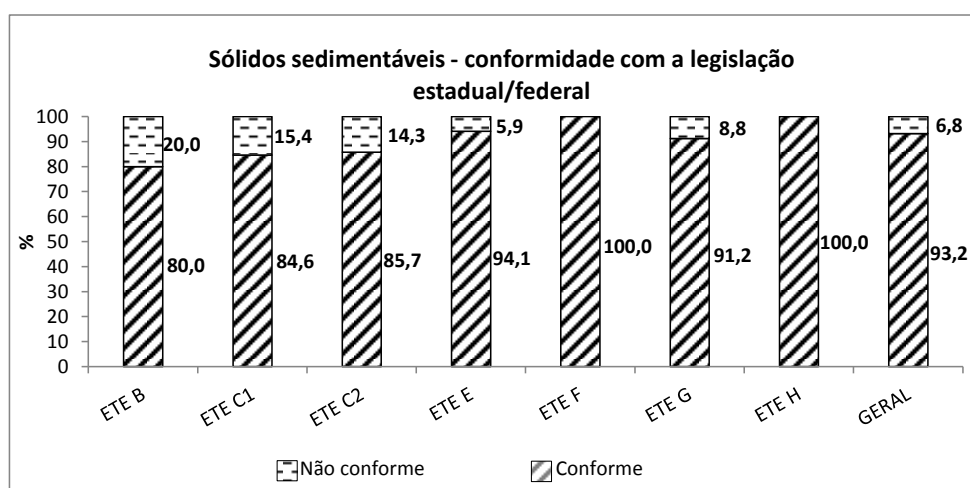


Figura 67 - Porcentagem de dados conformes e não conformes de sólidos sedimentáveis efluentes, segundo a legislação estadual/federal (Decreto Estadual 8468/76 e Resolução CONAMA 430/11), para cada ETE e para o conjunto geral de dados

Partindo para a avaliação do atendimento aos padrões de qualidade no corpo receptor, foram calculadas, para cada ETE com dados disponíveis (ETEs E, F, G e H) e para cada

variável com padrão definido na Resolução CONAMA 357/05 (DBO, OD, N-amoniacoal e P-total), as porcentagens de resultados, a montante e a jusante, dentro das faixas de valores definidas pelos limites estabelecidos para cada classe de qualidade. O mesmo foi feito para a *E. coli*, utilizando os limites da Decisão de Diretoria nº 363/2011/E, conforme apresentado na Tabela 4.

Analisando, primeiramente, os resultados de DBO (Figura 68), verificou-se que foi caracterizado o desenquadramento do corpo receptor da ETE E, classe 2, em 79,5% das amostragens a jusante do lançamento, enquanto a montante as concentrações de DBO atenderam ao padrão estabelecido para classe 2 (5 mg/L) em 100% das coletas. Não foi possível fazer distinção entre as classes 1 e 2, uma vez que o limite de detecção do método (4 mg/L) era superior ao limite máximo estabelecido para corpos d'água classe 1 (3 mg/L).

No Córrego F, também classe 2, foi observado um pequeno número de resultados desconformes a jusante do lançamento (3,0%). Nos demais corpos d'água, não houve desenquadramento nem a montante nem a jusante das descargas de efluentes tratados. No entanto, no corpo receptor da ETE G, classe 4, houve uma piora evidente da qualidade da água a jusante do lançamento.

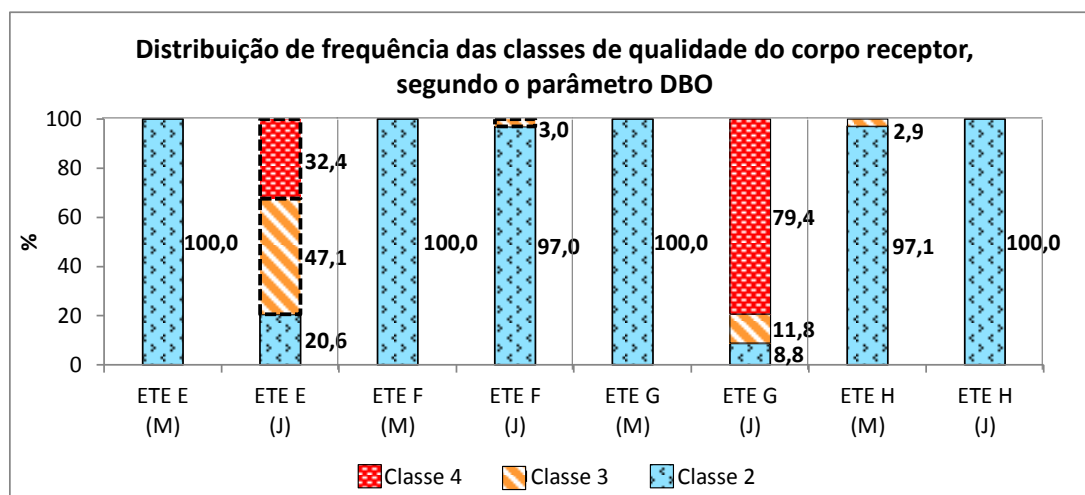


Figura 68 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro DBO

NOTA: as barras com contorno tracejado indicam desenquadramento em relação à classe de qualidade do corpo receptor

Com relação ao oxigênio dissolvido (Figura 69), notou-se que todos os corpos d'água a montante dos lançamentos, independentemente da sua classificação, apresentaram concentrações superiores ao padrão de qualidade para classe 1 (6,0 mg/L) em mais de 60% dos resultados. Incluindo também os dados maiores ou iguais a 5,0 mg/L, que é o padrão para corpos d'água classe 2, esse percentual foi maior do que 80% em todas as ETEs.

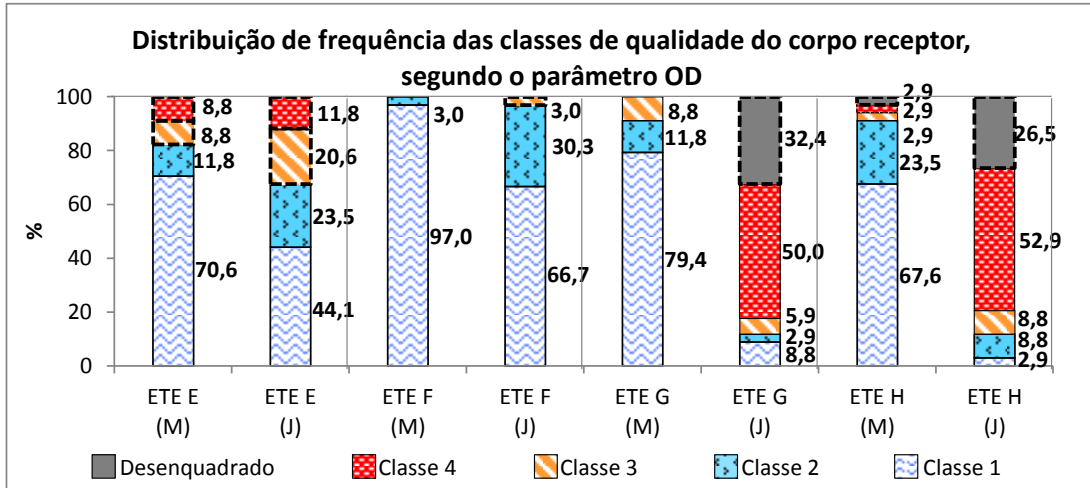


Figura 69 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro OD

NOTA: as barras com contorno tracejado indicam desenquadramento em relação à classe de qualidade do corpo receptor

Já a jusante dos lançamentos, houve uma queda considerável nas porcentagens de resultados superiores a 5,0 mg/L, que se mantiveram praticamente as mesmas somente Córrego F (com redução das concentrações maiores do que 6,0 mg/L). Em todos os corpos receptores, a jusante dos lançamentos, ocorreu o desenquadramento em relação às respectivas classes de qualidade. Mesmo nos corpos d'água classe 4 (Córregos G e H), as concentrações de oxigênio dissolvido ficaram em desacordo com o padrão de qualidade (2,0 mg/L) em um número razoável de amostragens (32,4% e 26,5% dos resultados, respectivamente).

Quanto à *E. coli*, a montante de todos os corpos d'água avaliados, conforme apresentado na Figura 70, foram encontrados percentuais mais elevados de resultados compatíveis com as classes 3 e 4 em comparação com os demais parâmetros avaliados, variando de 21,2% no Córrego G até 85,3% no Córrego H. A jusante dos lançamentos das ETEs E e G, houve uma nítida deterioração da qualidade microbiológica da água, chegando a 100% de desenquadramento no Córrego E. Por outro lado, a jusante da ETE H, houve uma redução da porcentagem de resultados compatíveis com as classes 3 e 4, passando de 85,3% a montante para 73,5% a jusante.

De acordo com a DD 363/2011/E da CETESB, que estabelece padrões de qualidade para *E. coli* no estado de São Paulo, o percentual de conformidade deve ser de pelo menos 80%, com frequência mínima de amostragem bimestral. Apesar de a frequência de amostragem praticada ser diferente da prevista, foi verificado, hipoteticamente, o atendimento à legislação com os resultados mostrados na Figura 70, sendo observado que, em nenhum dos corpos d'água classe 2, tanto a montante como a jusante dos lançamentos, a legislação foi atendida, uma vez que todos os percentuais de conformidade foram inferiores a 80%.

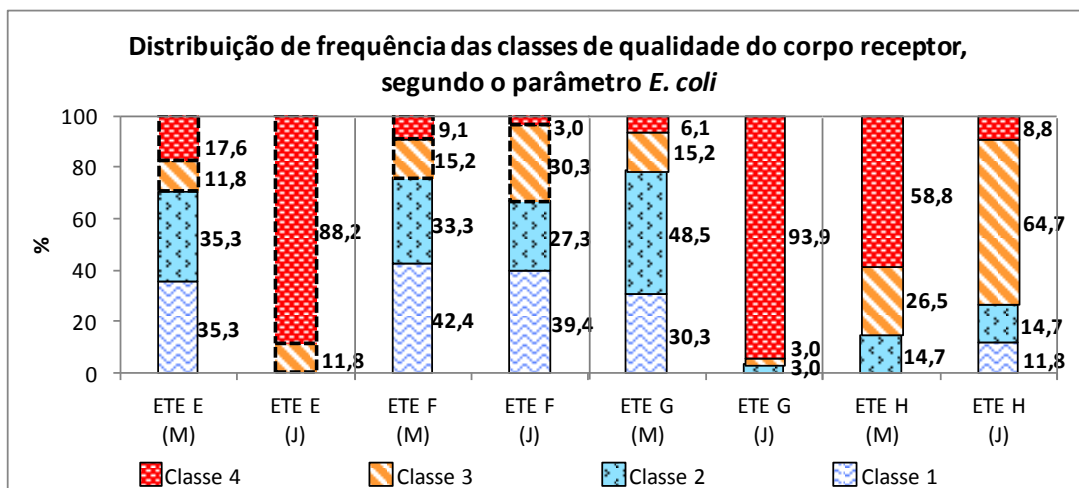


Figura 70 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro *E. coli*

NOTAS:

- As barras com contorno tracejado indicam desenquadramento em relação à classe de qualidade do corpo receptor.
- A unidade de medida dos resultados (NMP/100 mL) é diferente da unidade que consta na legislação (UFC/100 mL)

Na Figura 71, são mostrados os resultados referentes ao nitrogênio amoniacal, cujas concentrações foram compatíveis com os padrões de qualidade das classes 1 e 2 a montante de todos os corpos d'água avaliados. Cabe destacar que os limites de concentração de nitrogênio amoniacal, que são os mesmos para as classes 1 e 2, variam de acordo com o pH da água, o que foi levado em consideração nos cálculos. Houve alteração da qualidade da água nos corpos receptores das ETEs E e G, embora tenha ocorrido o desenquadramento somente no primeiro, em 82,4% dos resultados.

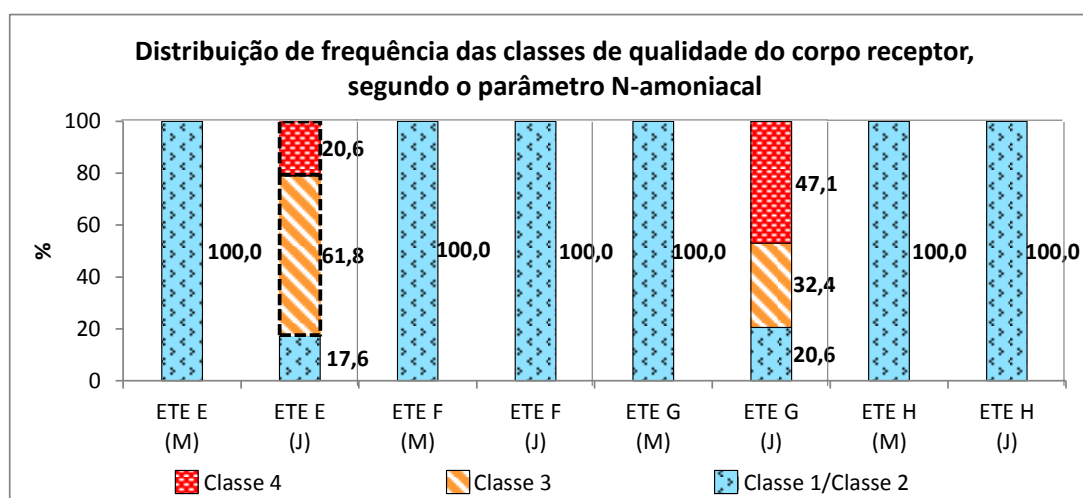


Figura 71 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro nitrogênio amoniacal

NOTA: as barras com contorno tracejado indicam desenquadramento em relação à classe de qualidade do corpo receptor

Por fim, com relação ao fósforo total (Figura 72), houve desenquadramento somente a jusante da ETE F, em um baixo percentual de resultados (11,2%). No Córrego H, a jusante do lançamento, não foi observada alteração negativa da qualidade da água quanto a esse parâmetro, havendo até mesmo um aumento do percentual de resultados em conformidade com os padrões de qualidade das classes 1 e 2.

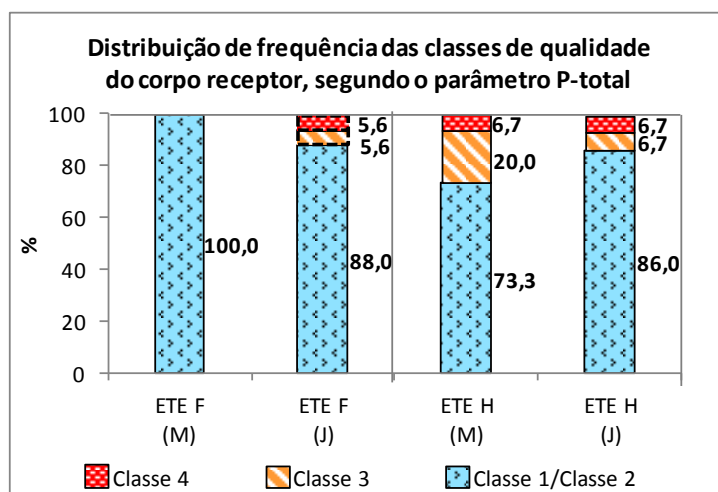


Figura 72 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos corpos receptores de cada ETE, segundo o parâmetro fósforo total

NOTA: as barras com contorno tracejado indicam desenquadramento em relação à classe de qualidade do corpo receptor

Diante dos resultados obtidos neste item, percebeu-se que, de modo geral, os parâmetros monitorados a montante dos corpos receptores apresentaram valores satisfatórios, com baixos percentuais de desenquadramento em relação aos padrões das respectivas classes de qualidade.

Dentre os cursos d'água avaliados, o Córrego E, enquadrado como classe 2 e com a menor razão de diluição, vem sendo o mais impactado pelo lançamento dos efluentes tratados, que vêm ocasionando, em maior magnitude, o descumprimento dos padrões de qualidade estabelecidos para DBO, *E. coli* e nitrogênio amoniacal.

No corpo receptor da ETE G, que possui a segunda menor razão de diluição dentre os avaliados, também foi identificada alteração negativa da qualidade da água a jusante do lançamento para todos os parâmetros avaliados. No entanto, por se tratar de corpo d'água classe 4, não houve desenquadramento do mesmo, exceto para o oxigênio dissolvido.

Notou-se ainda que os efluentes tratados têm provocado diminuição significativa das concentrações de oxigênio dissolvido a jusante dos lançamentos, ocasionando o desenquadramento de todos os corpos d'água analisados, em maior ou menor escala.

Avaliando de forma conjunta o atendimento aos padrões de lançamento e de qualidade, verificou-se que, de maneira geral, o descumprimento dos padrões de qualidade no corpo receptor tem ocorrido de forma mais frequente do que a desconformidade aos padrões de lançamento, considerando, neste último caso, a legislação estadual, que é mais restritiva.

Caso fosse utilizada a legislação federal, essa diferença seria ainda maior, o que indica que o cumprimento dos padrões de lançamento em sistemas de lagoa de estabilização pode ser conseguido com muito mais facilidade do que o atendimento dos padrões de qualidade no corpo receptor, cuja avaliação, muitas vezes, é negligenciada pelo prestador de serviço.

No que se refere à matéria orgânica, essa situação ocorre devido à existência de dois critérios alternativos para atendimento do padrão de lançamento, que pode se dar tanto pela concentração efluente como pela eficiência de remoção. A caracterização da conformidade com a legislação quase que unicamente pelo segundo critério, conforme comentado antes, implica no lançamento de efluentes tratados com concentrações razoavelmente elevadas de DBO, podendo causar o descumprimento dos padrões de qualidade para DBO e OD no corpo receptor. Como já destacado anteriormente, grande parte da DBO efluente de lagoas de estabilização é constituída por algas em suspensão, que podem impactar negativamente a qualidade do corpo d'água caso haja a morte dessas células.

Outro agravante da ausência de monitoramento do corpo receptor é a falta de informações a respeito do impacto do lançamento sobre as concentrações de nutrientes e de patógenos, os quais não possuem padrões de lançamento definidos nem na legislação do estado de São Paulo nem na federal. Conforme verificado no presente item, os lançamentos de efluentes tratados têm provocado aumentos significativos nas concentrações de coliformes e *E. coli* na maioria dos corpos receptores avaliados, ocasionando, por vezes, o desenquadramento do corpo d'água a jusante do lançamento.

Altas concentrações de coliformes e *E. coli* nos corpos d'água também podem estar associadas à presença de protozoários patogênicos, como *Giardia* e *Cryptosporidium*, cujo monitoramento tem sido objeto de crescente preocupação, haja vista a elevada incidência de casos de doenças transmitidas por protozoários nos últimos anos, as suas características de resistência aos tratamentos convencionais e a capacidade de permanência das formas infectantes no meio ambiente (HACHICH et al, 2000).

Nas lagoas de estabilização, a eliminação dos cistos de protozoários se dá basicamente pelo mecanismo de sedimentação, principalmente nas lagoas anaeróbias, podendo-se atingir até 100% de eficiência de remoção de cistos ao longo do tratamento (RODRÍGUEZ; BOCARDO; MARTÍN, 2007).

5.2 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUA

As estatísticas descritivas básicas dos parâmetros selecionados para avaliação nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 estão apresentadas na Tabela D6 do Apêndice D. A partir desses dados, foram elaborados gráficos "Box e Whisker" para melhor visualização da distribuição dos valores em cada ponto durante o período estudado. Para aquelas variáveis com resultados abaixo dos limites de detecção, como foi o caso da DBO, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal, optou-se por, ao invés de calcular as estatísticas descritivas, apresentar a porcentagem de dados em faixas de concentração pré-definidas, conforme apresentado adiante.

Começando pela DBO, é possível observar na Figura 73 que os pontos do Rio Pardo (PARD 02750 e PARD 02800) apresentaram concentrações bastante baixas de matéria orgânica no período avaliado, com 100% dos resultados inferiores a 5 mg/L. Comparativamente, no ponto PALM 03800, houve uma maior porcentagem de concentrações maiores do que 3 mg/L, sem, no entanto, ultrapassar 5 mg/L. Já o ponto do Ribeirão das Pitangueiras (PITA 04800) apresentou as concentrações mais elevadas de DBO, com 90,0% dos resultados superiores a 5 mg/L.

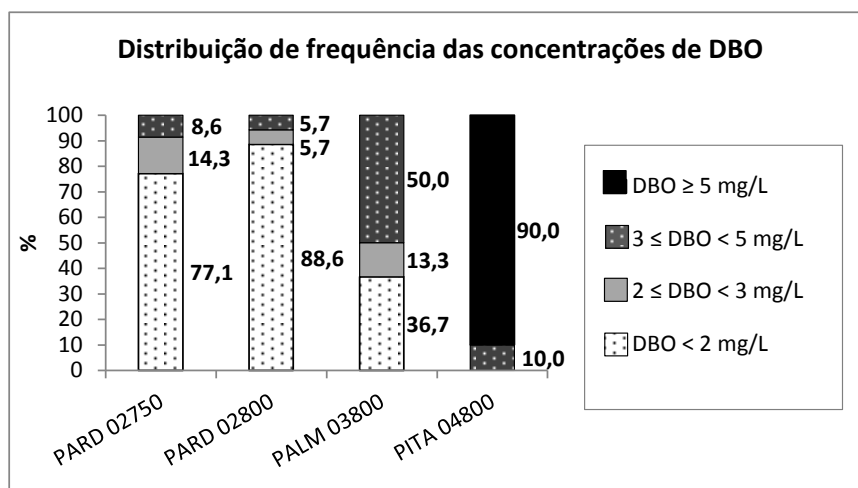


Figura 73 - Distribuição de frequência das concentrações de DBO nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Com relação ao oxigênio dissolvido (Figura 74), foi identificado um comportamento inverso ao da DBO, sendo as concentrações mais elevadas encontradas nos pontos PARD 02750 e PARD 02800, com medianas de 6,8 e 7,0 mg/L, respectivamente, e as mais baixas no ponto PITA 04800, com mediana de 3,7 mg/L. O ponto do Ribeirão das Palmeiras (PALM 03800) apresentou qualidade intermediária em comparação aos demais, com valor mediano de oxigênio dissolvido igual a 5,8 mg/L no período avaliado.

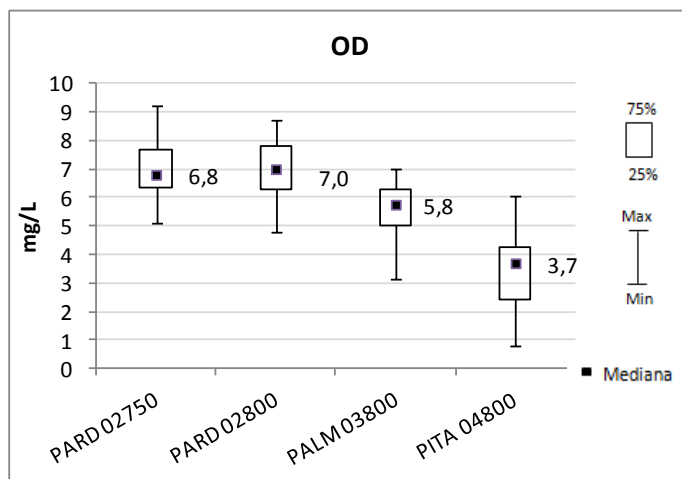


Figura 74 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Quanto à distribuição das formas de nitrogênio, conforme mostrado na Figura 75, notou-se que, nos pontos do Rio Pardo (PARD 02750 e PARD 02800), as maiores concentrações foram de nitrato, sendo encontradas concentrações baixas de nitrito e, principalmente, de amônia durante o período avaliado. Situação inversa foi verificada no ponto PITA 04800, onde houve predominância do nitrogênio amoniacal em relação às demais formas de nitrogênio (nitrito e nitrato). O ponto PALM 03800, novamente, ficou em uma posição intermediária, havendo predominância do nitrato associada a concentrações mais elevadas de nitrito e amônia em comparação com os pontos do Rio Pardo.

De acordo com von Sperling (2005), a determinação da forma predominante de nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição do corpo d'água. No Rio Pardo, onde não há lançamentos diretos de esgotos sanitários, as maiores concentrações de nitrato indicam que se trata de poluição remota, tendo havido tempo suficiente para a oxidação completa do nitrogênio amoniacal.

Já no ponto do Ribeirão das Pitangueiras (PITA 04800), o nitrogênio se apresenta principalmente na forma de amônia, devido à proximidade dos lançamentos de efluentes domésticos e industriais (vide Figura 21). O ponto do Ribeirão das Palmeiras (PALM 03800), apesar de não possuir lançamentos diretos de efluentes, está situado em um trecho do corpo d'água onde ainda há influência dos tributários que recebem tanto esgotos brutos como tratados, apresentando, em relação aos demais pontos, concentrações mais elevadas de nitrito, que está em um estágio intermediário de oxidação entre a amônia e o nitrato.

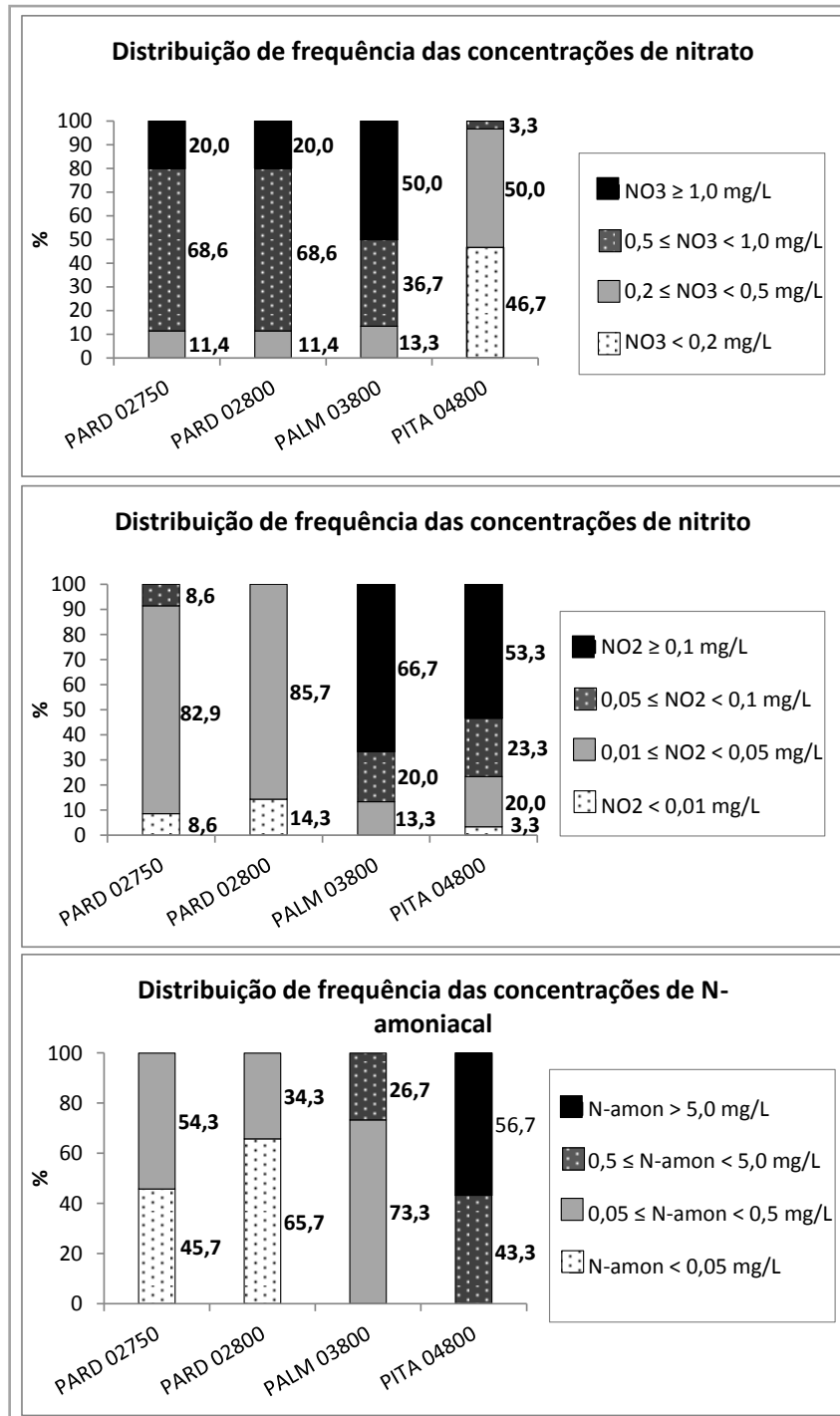


Figura 75 - Distribuição de frequência das concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Cabe mencionar que existem outras fontes, além do lançamento de esgotos domésticos e industriais, que contribuem para o incremento do nitrogênio nos corpos d'água, sendo uma delas o escoamento de fertilizantes agrícolas. Nesse caso, há um aporte de nitrogênio orgânico, sob a forma de ureia, que é convertido a amônia e, posteriormente, a nitrito e nitrato, exercendo demanda de oxigênio no corpo hídrico.

As estatísticas descritivas das concentrações de fósforo total estão apresentadas na Figura 76, sendo possível observar que o ponto PITA 04800 destacou-se em relação aos demais, com concentração mediana de 0,718 mg/L. Esse ponto sofre influência direta de lançamentos de esgotos domésticos e industriais, que podem contribuir para o aumento das concentrações de fósforo na água.

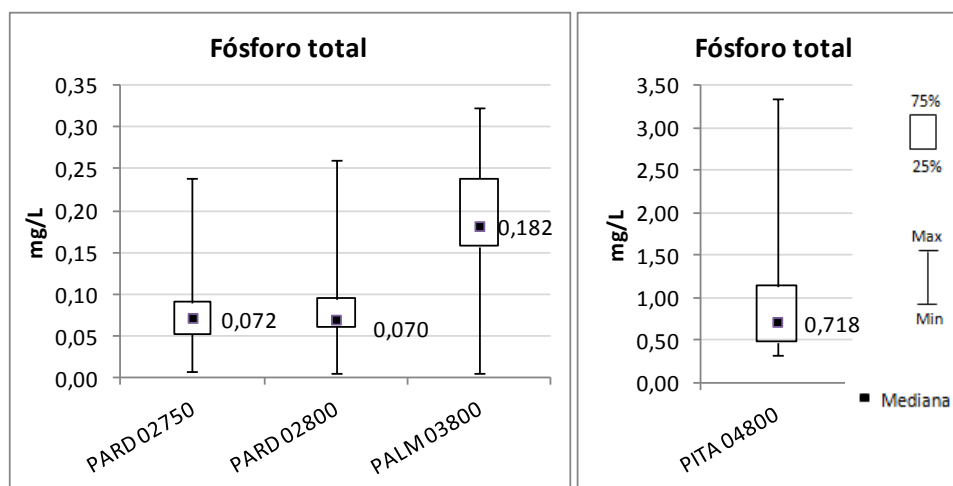


Figura 76 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de fósforo total nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Ao contrário do que ocorreu com as demais variáveis, a distribuição dos valores de turbidez não foi tão discrepante entre os pontos avaliados (Figura 77). Os menores valores foram observados no ponto PALM 03800, com mediana de 16 UNT. Apesar de a maior mediana ter sido encontrada no ponto PITA 04800 (35 UNT), os maiores picos de turbidez ocorreram nos pontos do Rio Pardo, que apresentaram valores médios de 25 e 23 UNT, respectivamente. Além das fontes antropogênicas, como os despejos domésticos e industriais, contribuem para o aumento da turbidez as partículas provenientes do solo, cujo aporte é maior durante a época de chuvas.

No que se refere à condutividade, o ponto PITA 04800, mais uma vez, destacou-se pelos elevados valores em relação aos demais pontos, apresentando mediana de 186 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no período avaliado, enquanto os valores médios observados nos outros pontos foram inferiores a 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 78). A condutividade pode ser relacionada ao nível de poluição de um corpo hídrico na medida em que o lançamento de efluentes domésticos e industriais contribui para o aumento do teor de íons dissolvidos na água.

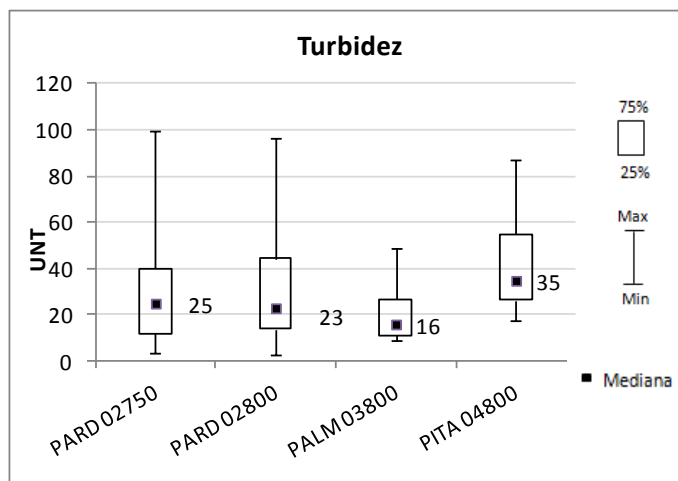


Figura 77 - Estatísticas descritivas básicas dos valores de turbidez nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

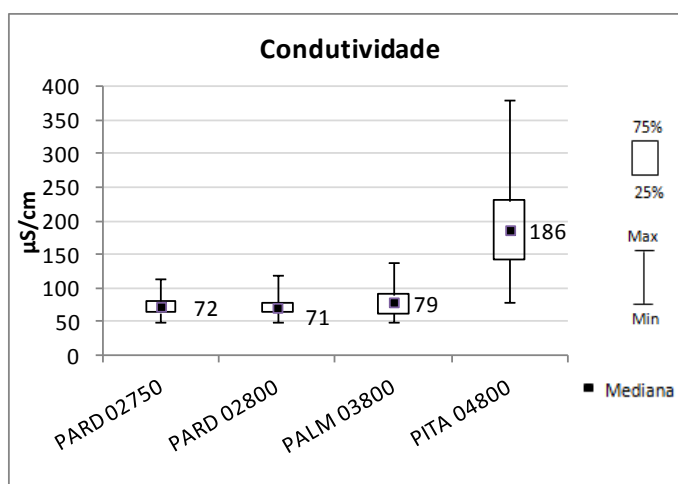


Figura 78 - Estatísticas descritivas básicas dos valores de condutividade nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Na Figura 79, exibe-se a distribuição das concentrações de clorofila *a* nos pontos do Rio Pardo. Os pontos PALM 03800 e PITA 04800 não constam do gráfico devido ao reduzido número de dados disponíveis, uma vez que essa variável só passou a ser monitorada em 2013 no Ribeirão das Palmeiras e em 2014 no Ribeirão das Pitangueiras.

A maioria dos valores encontrados nos pontos PARD 02750 e PARD 02800 foram inferiores a 1,0 µg/L, com valores máximos de 3,21 e 2,14 µg/L, respectivamente. A título de comparação, as concentrações de clorofila *a* no ponto PALM 03800 variaram de 0,53 a 3,56 µg/L; já no ponto PITA 04800, os valores foram muito mais elevados, variando de 62,0 a 124,3 µg/L.

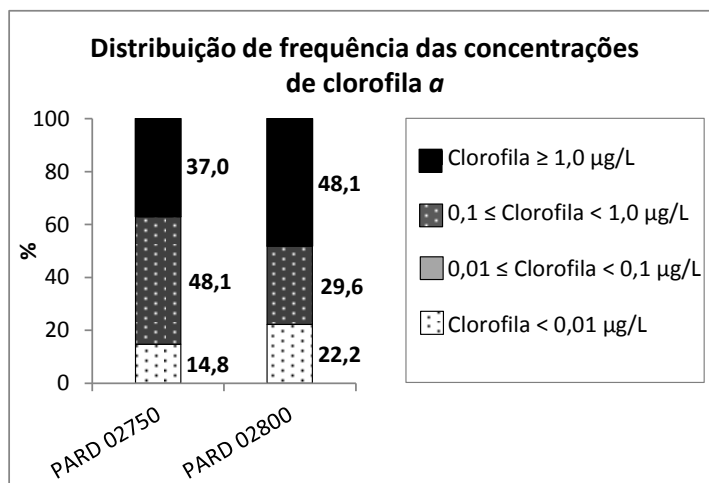


Figura 79 - Distribuição de frequência das concentrações de clorofila a nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Diante desses resultados, notou-se que, no Ribeirão das Pitangueiras, as elevadas concentrações de nutrientes, principalmente de fósforo, estão estimulando a atividade fotossintética, aumentando o grau de trofia do ecossistema aquático. É oportuno destacar que se trata de um ambiente lótico, onde as condições do fluxo, caracterizadas pela turbulência e presença de material em suspensão, não são propícias ao desenvolvimento das algas. No entanto, a contínua disponibilidade de nutrientes em elevadas concentrações pode estar desencadeando um processo de eutrofização nesse corpo d'água, o que precisaria ser acompanhado nas próximas amostragens.

O Ribeirão das Pitangueiras também se destacou pelas concentrações mais elevadas de *E. coli* durante o período de estudo, como pode ser visto na Figura 80. No ponto PITA 04800, a mediana dos resultados foi de $7,4 \times 10^3$ UFC/100 mL, apresentando ordem de grandeza superior àquelas dos demais pontos avaliados, cujas medianas variaram de $2,6 \times 10^2$ UFC/100 mL no ponto PALM 03800 a $4,3 \times 10^2$ UFC/100 mL no ponto PARD 02750.

Cabe mencionar que a *E. coli* passou a ser determinada pela CETESB somente a partir de 2012. Nos anos anteriores, o parâmetro microbiológico utilizado eram os coliformes termotolerantes. Em estudo realizado pela CETESB em 2008, constatou-se que, para cada 100 coliformes termotolerantes detectados em uma amostra de água, havia aproximadamente 80 organismos de *E. coli* (CETESB, 2014). Essa relação foi utilizada pela CETESB para o cálculo do IQA a partir de 2012, uma vez que a curva de variação foi estabelecida para coliformes termotolerantes, conforme mencionado no item 4.4.

Dessa forma, aplicando-se um fator de correção de 0,80 sobre os resultados de coliformes termotolerantes anteriores a 2012, pôde-se fazer um tratamento conjunto dos dados, considerando todos os resultados como se fossem de *E. coli*. É importante ressaltar que

esse cálculo prestou-se apenas a permitir a homogeneização da massa de dados, não podendo ser utilizado como fator de conversão para resultados isolados, uma vez que a relação entre as concentrações de *E. coli* e coliformes termotolerantes é variável.

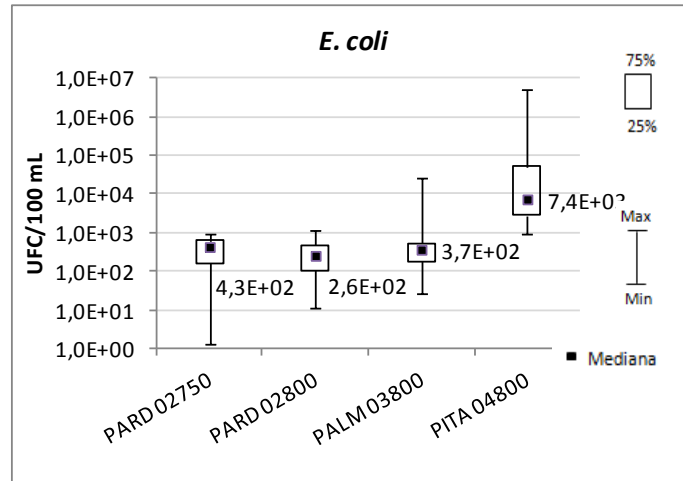


Figura 80 - Estatísticas descritivas básicas das concentrações de *E. coli* nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

NOTAS:

- Para a elaboração do gráfico, foi desconsiderado um valor abaixo do limite de detecção (< 1 UFC/100 mL) encontrado no ponto PALM 03800
- Eixo y em escala logarítmica

Partindo para os índices de qualidade, pode-se observar na Figura 81 que, nos pontos PARD 02750, PARD 02800 e PALM 03800, o IQA ficou na categoria "boa" na grande maioria dos resultados, com algumas amostragens apresentando qualidade "ótima" durante o período avaliado. Já no ponto PITA 04800, houve grande número de resultados nas categorias "regular" e "ruim", e um resultado na categoria "péssima".

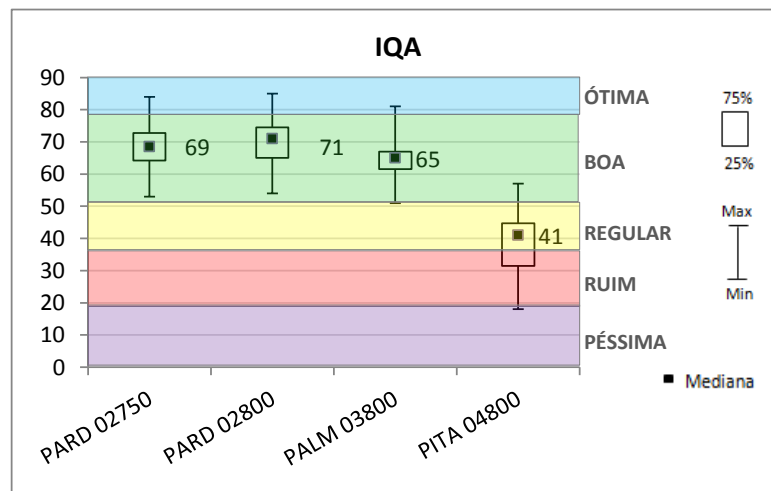


Figura 81 - Estatísticas descritivas básicas dos valores do Índice de Qualidade das Águas (IQA) nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Dentre os parâmetros utilizados para o cálculo do IQA que foram avaliados no presente trabalho (*E. coli*, DBO, fósforo total, turbidez e oxigênio dissolvido), somente a turbidez não apresentou diferenças tão marcantes entre os pontos de monitoramento. As concentrações das demais variáveis foram expressivamente maiores no ponto PITA 04800 (no caso do oxigênio dissolvido, foram menores). Os resultados do IQA indicaram que a qualidade da água nesse trecho do corpo hídrico não é apropriada para abastecimento público, o que é condizente com a sua classificação (classe 4).

Com relação ao IET (Figura 82), os valores médios calculados para os pontos PARD 02750 e PARD 02800 foram de 52 e 53, respectivamente, correspondentes às categorias "oligotrófico" e "mesotrófico". Como a clorofila *a*, que é um dos componentes do IET, só passou a ser determinada nos pontos PALM 03800 e PITA 04800 a partir de 2013 e 2014, respectivamente, o índice não pôde ser calculado nos anos anteriores, motivo pelo qual tais pontos não foram incluídos no gráfico.

Apenas para se ter uma ideia da magnitude dos resultados do IET nos referidos pontos, o índice variou de 52 a 62 no Ribeirão das Palmeiras, enquadrando-se nas categorias "mesotrófico" e "eutrófico" durante o período avaliado. Já os valores do IET no Ribeirão das Pitangueiras, variando de 77 a 84, corresponderam ao grau "hipereutrófico", condição que pode indicar uma situação de desequilíbrio do ecossistema aquático.

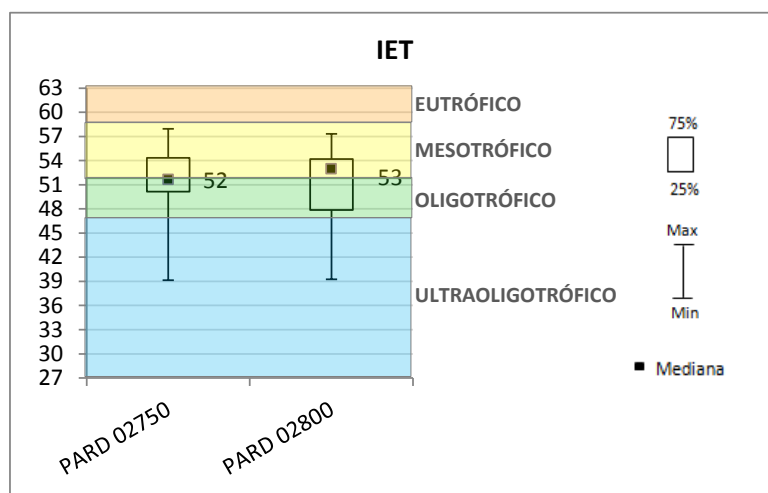


Figura 82 - Estatísticas descritivas básicas dos valores do Índice de Estado Trófico (IET) nos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12 durante o período avaliado

Analisando agora a situação dos corpos hídricos face à legislação ambiental (Resolução CONAMA 357/05), verificou-se que, com relação à DBO (Figura 83), não houve desenquadramento em nenhum ponto de monitoramento durante o período avaliado. Nos pontos do Rio Pardo (PARD 02750 e PARD 02800), 100% dos resultados foram compatíveis

com o padrão de qualidade para classe 1 (3 mg/L). O ponto PALM 03800 também apresentou um percentual elevado de resultados inferiores a 3 mg/L (80,0%), com 100% dos resultados compatíveis com o padrão para classe 2 (5 mg/L). No Ribeirão das Pitangueiras, também houve um número elevado de dados adequados a padrões mais restritivos, sendo 80,0% dos resultados conformes com o padrão para classe 3 (10 mg/L).

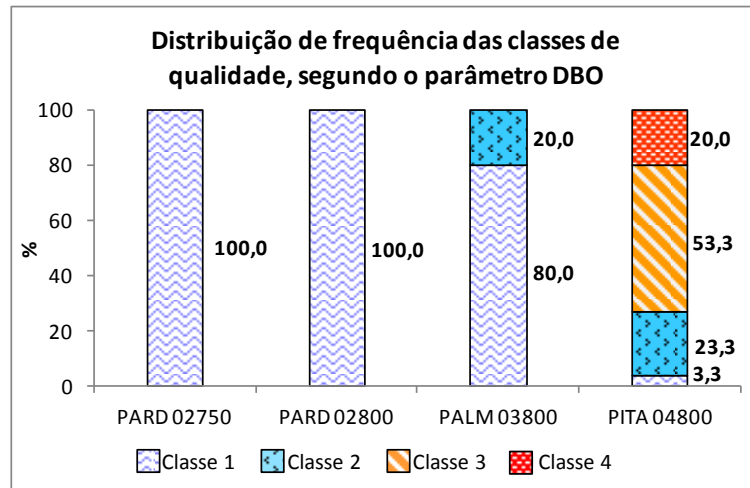


Figura 83 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro DBO

No que se refere ao oxigênio dissolvido (Figura 84), houve um pequeno percentual de resultados desconformes nos pontos PARD 02800 e PALM 03800 (2,9% e 6,7%, respectivamente). Já no ponto PITA 04800, 16,7% dos dados estiveram em desacordo com o padrão de qualidade para classe 4 (2 mg/L).

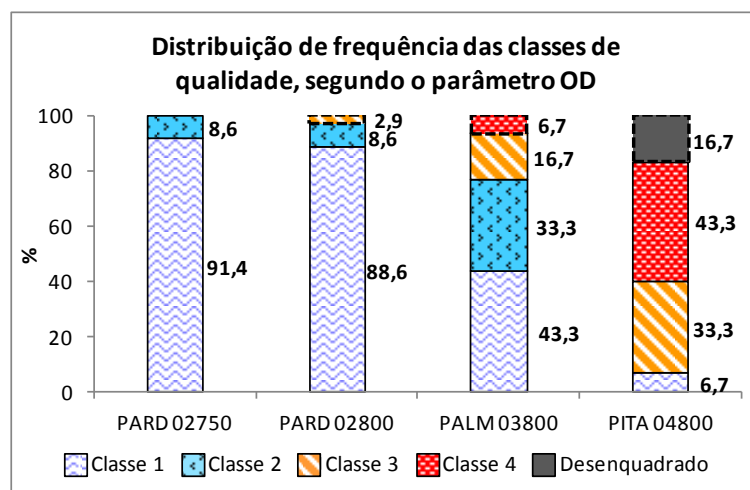


Figura 84 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro oxigênio dissolvido

NOTA: as barras com contorno tracejado indicam desenquadramento em relação à classe de qualidade do corpo receptor

Assim como observado para a DBO, as concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos PARD 02750 e PARD 02800 foram compatíveis com o padrão de qualidade para classe 1 (6 mg/L) na grande maioria das amostragens (91,4% e 88,6%, respectivamente). No ponto PALM 03800, também foi encontrado um percentual elevado de dados em conformidade com padrões mais restritivos, sendo 76,6% compatíveis com o padrão para classe 2 (5 mg/L). No ponto PITA 04800, a maioria dos resultados (83,3%) atendeu ao padrão para classe 4 (2 mg/L).

O gráfico de distribuição das concentrações das formas de nitrogênio foi elaborado somente para o nitrogênio amoniacal (Figura 85), uma vez que os padrões de qualidade do nitrato e do nitrito são os mesmos para as classes 1, 2 e 3 (10 mg/L e 1,0 mg/L, respectivamente). Além disso, todos os resultados durante o período de estudo atenderam aos padrões definidos na Resolução CONAMA 357/05.

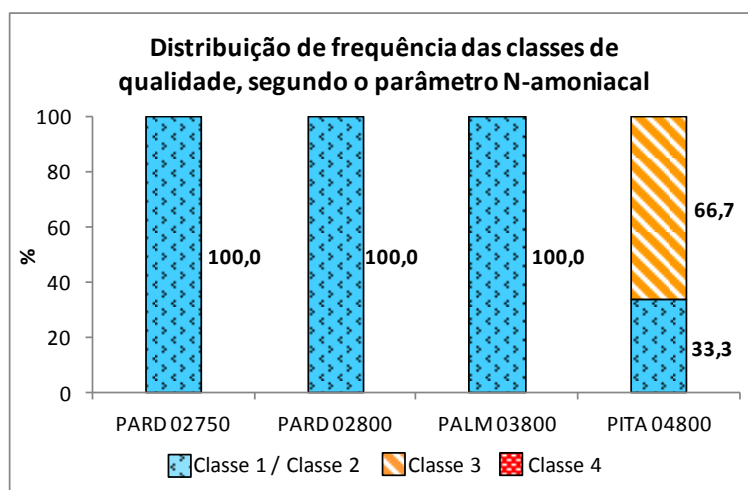


Figura 85 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro nitrogênio amoniacal

Todos os dados de nitrogênio amoniacal nos pontos PARD 02750, PARD 02800 e PALM 03800 foram compatíveis com os padrões de qualidade estabelecidos para as classes 1 e 2. A variação do limite conforme o pH da água foi considerada nos cálculos. No Ribeirão das Pitangueiras, enquadrado como classe 4, 100% dos resultados estiveram em conformidade com os padrões para classe 3.

Dentre as variáveis analisadas, o fósforo total foi a que apresentou os maiores percentuais de desconformidade, como pode ser visto na Figura 86. Nos pontos PARD 02750 e PARD 02800, as concentrações ultrapassaram o limite estabelecido para ambientes lóticos de classe 2 (0,10 mg/L) em 17,1% e 20,0% dos resultados, respectivamente. O maior percentual de desconformidade foi encontrado no ponto PALM 03800, onde 76,9% dos

resultados de fósforo total estiveram em desacordo com o padrão de qualidade para ambientes lóticos de classe 3 (0,15 mg/L). No Ribeirão das Pitangueiras, 96,7% dos dados foram superiores a 0,15 mg/L, não sendo, contudo, caracterizado o desenquadramento, uma vez que, no trecho avaliado, esse corpo d'água é classe 4.

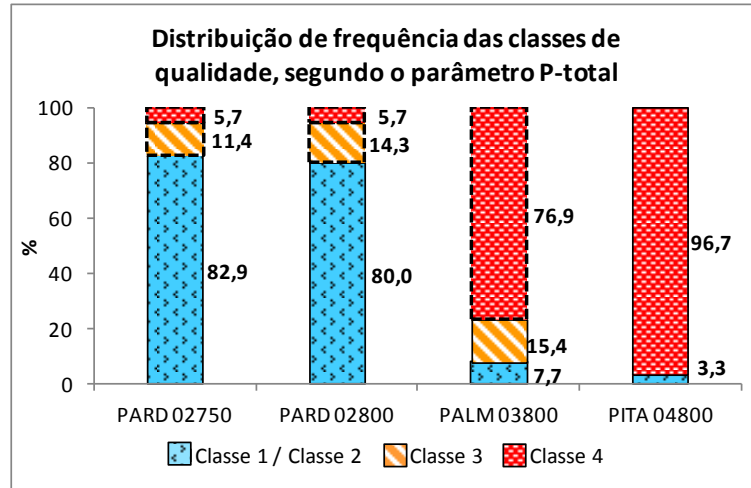


Figura 86 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro fósforo total

NOTA: as barras com contorno escuro indicam desenquadramento em relação à classe de qualidade do corpo receptor

Com relação à turbidez (Figura 87), a maioria dos resultados foi compatível com o padrão de qualidade para classe 1 (40 UNT), com 100% dos dados em todos os pontos inferiores ao limite estabelecido para corpos d'água classe 2 (100 UNT).

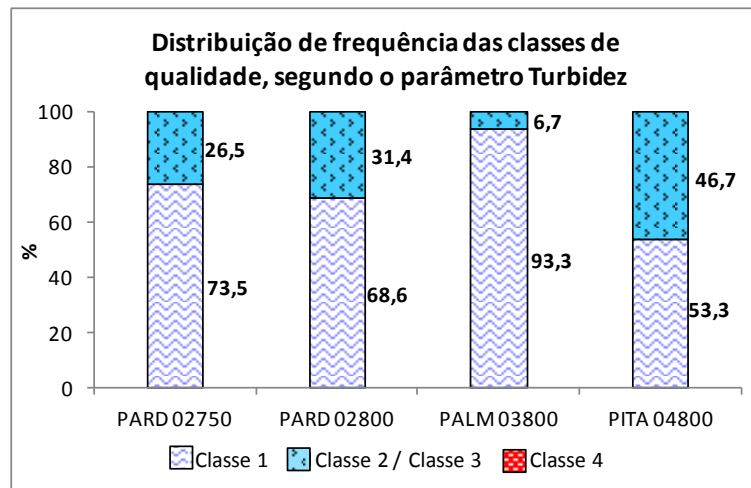


Figura 87 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro turbidez

Os percentuais de desenquadramento para a variável *E. coli* (Figura 88) também foram elevados, ficando atrás somente do fósforo total. A maior porcentagem de resultados desconformes foi encontrada no ponto PARD 02750 (28,6%), seguido pelo ponto PARD

02800 (17,1%) e pelo ponto PALM 03800 (6,9%). Como a legislação admite um percentual de desconformidade de 20%, foi caracterizado o descumprimento do padrão de qualidade somente no ponto PARD 02750. No ponto PITA 04800, apesar das concentrações elevadas (83,3% dos resultados superiores a $2,4 \times 10^3$ UFC/100 mL), não houve desenquadramento, uma vez que não há limite estabelecido para esse parâmetro em corpos d'água classe 4.

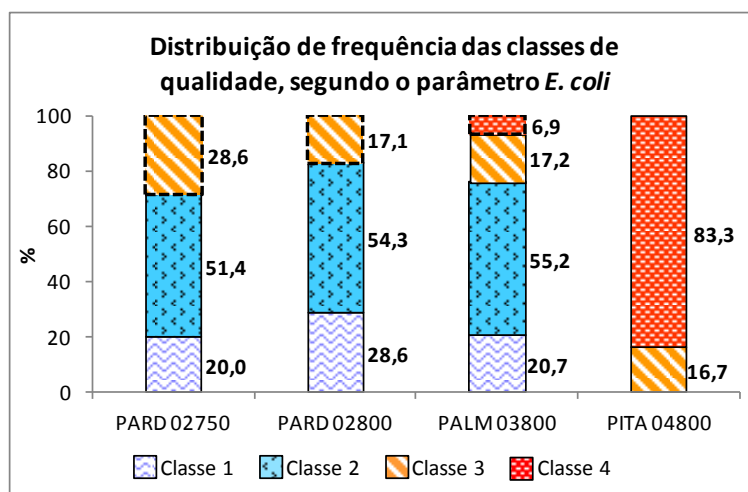


Figura 88 - Distribuição de frequência das classes de qualidade dos pontos de monitoramento da CETESB na UGRHI 12, segundo o parâmetro *E. coli*

NOTA: as barras com contorno tracejado indicam desconformidade em relação à classe de qualidade do corpo receptor

Uma análise semelhante à apresentada neste item foi conduzida por Cunha et al (2013), abordando todos os pontos de monitoramento da rede da CETESB entre os anos de 2005 e 2009. Dentre os parâmetros avaliados pelos autores (fósforo total, oxigênio dissolvido, nitrato, turbidez e DBO), as maiores porcentagens de não conformidade com o enquadramento legal foram encontradas para as variáveis fósforo total e oxigênio dissolvido, o que também ocorreu no presente estudo, se desconsiderada a variável *E. coli*.

Especificamente na UGRHI 12, que, na época, possuía três pontos de monitoramento³⁰, os percentuais de não conformidade para fósforo total e oxigênio dissolvido foram de 27% e 7%, respectivamente, valores muito próximos ao encontrados no presente trabalho considerando o conjunto geral de dados (26% e 6%, respectivamente). Isso indica que, cinco anos depois do estudo de Cunha et al (2013), apesar da inclusão de pontos enquadrados em classes menos restritivas (PALM 03800 e PITA 04800), os percentuais gerais de desconformidade com a Resolução CONAMA 357/05 mantiveram-se praticamente os mesmos, não havendo evolução na adequação à legislação.

³⁰ O ponto PARD 02700, situado na ponte da rodovia que liga Viradouro a Morro Agudo, a montante do ponto PARD 02750, foi desativado em 2009.

Em síntese, com base nos resultados obtidos até então, verificou-se que a qualidade da água nos pontos situados no Rio Pardo (PARD 02750 e PARD 02800), com relação às variáveis DBO, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal e turbidez, foi compatível com seu enquadramento legal (classe 2), apresentando, inclusive, um percentual elevado de resultados de acordo com padrões de qualidade mais restritivos (classe 1).

No Ribeirão das Palmeiras (PALM 03800), durante a maior parte do tempo, as concentrações dos parâmetros avaliados, com exceção do fósforo total, atenderam a padrões mais restritivos do que os estabelecidos para classe 3, sendo a maioria dos resultados compatível com os padrões definidos para corpos d'água classe 2. Dessa forma, as ações de gestão nessa sub-bacia deveriam priorizar a redução da contribuição pontual de fósforo, advinda, principalmente, do lançamento de parte do esgoto do município B sem tratamento em um afluente do Ribeirão das Palmeiras. Tal medida poderia viabilizar, no futuro, o reenquadramento desse trecho do curso d'água, possibilitando o seu aproveitamento para usos mais restritivos.

Quanto ao Ribeirão das Pitangueiras (PITA 04800), que recebe os esgotos gerados pela maior parte da população da UGRHI 12, além de contribuições industriais significativas, percebeu-se que, mesmo com o lançamento de efluentes domésticos e industriais tratados, as concentrações de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos foram bastante elevadas durante o período avaliado, com a grande maioria dos dados compatíveis com as classes 3 e 4. Dessa forma, apesar de não haver desenquadramento do corpo hídrico durante a maior parte do tempo, as contribuições pontuais podem estar alterando negativamente a qualidade da água, restringindo sua utilização aos usos previstos para a classe 4.

Com o intuito de verificar se o Ribeirão das Pitangueiras, que é o corpo receptor mais importante entre os pontos PARD 02750 e PARD 02800 (vide Figura 21), seria capaz de alterar a qualidade da água do Rio Pardo, foram comparadas as concentrações médias das variáveis e índices de interesse nesses dois pontos durante o período de estudo, utilizando, para tanto, o teste de Mann-Whitney, disponível no "*Statistica 7*". Os gráficos "*Box e Whisker*" representativos de ambos os pontos, para cada parâmetro avaliado, já foram apresentados anteriormente. Na Tabela 27, são mostrados os resultados obtidos com a aplicação do teste estatístico.

De acordo com os resultados do teste, não houve alteração de nenhum dos parâmetros entre os dois pontos de monitoramento do Rio Pardo. Os valores dos índices de qualidade (IQA e IET) também foram considerados estatisticamente iguais em ambos os pontos.

Tabela 27 - Medianas dos valores de alguns parâmetros e índices de qualidade nos pontos PARD 02750 e PARD 02800, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney (bilateral)

Parâmetro	PARD 02750	PARD 02800	p
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,8	7,0	0,7438
Nitrato (mg/L)	0,83	0,83	1,0000
Fósforo total (mg/L)	0,072	0,070	0,6156
Turbidez (UNT)	25	23	0,5300
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	72	71	0,7884
<i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	$4,3 \times 10^2$	$2,6 \times 10^2$	0,1936
IQA	69	71	0,7653
IET	52	53	0,9453

NOTA: Não foram considerados os parâmetros com resultados abaixo dos limites de detecção

Dessa forma, percebeu-se que não ocorreu alteração negativa da qualidade da água entre os pontos PARD 02750 e PARD 02800, o que indica que o Ribeirão das Pitangueiras, mesmo apresentando concentrações elevadas de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos, não foi capaz de impactar negativamente a qualidade da água do Rio Pardo.

Complementando a avaliação dos corpos d'água da UGRHI 12, verificou-se a influência da época do ano nas concentrações dos parâmetros de interesse e nos valores dos índices de qualidade, por meio da aplicação do teste de Mann-Whitney para detecção de diferenças estatisticamente significativas entre os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os resultados encontrados são mostrados na Tabela 28.

A turbidez foi a única variável cujos valores foram considerados estatisticamente diferentes entre os dois períodos em todos os pontos de monitoramento. Como era esperado, os valores na época chuvosa foram mais elevados do que na época seca, devido ao efeito do carreamento de sólidos da bacia de drenagem e ressuspensão de sedimentos causado pelas precipitações, que é mais intenso quando não há a proteção proporcionada pela mata ciliar.

Nos pontos do Rio Pardo (PARD 02750 e PARD 02800), também foram detectadas diferenças significativas para os parâmetros oxigênio dissolvido e fósforo total. Com relação ao OD, as concentrações foram maiores no período seco, quando também ocorrem as menores temperaturas na região, conforme comentado no item 5.1.2.2. A temperatura da água exerce grande influência sobre a concentração de oxigênio dissolvido, uma vez que a solubilidade do oxigênio na água apresenta relação inversa com a temperatura.

Tabela 28 - Mediana dos valores das variáveis e índices de interesse nos períodos seco e chuvoso, e nível de significância ($p = 0,05$) obtido com a aplicação do teste de Mann-Whitney

Parâmetro		PARD 02750	PARD 02800	PALM 03800	PITA 04800
DBO (mg/L)	S	NC	NC	NC	8
	C	NC	NC	NC	5
	p	NC	NC	NC	0,0780
Oxigênio dissolvido (mg/L)	S	7,7	7,8	6,3	3,7
	C	6,3	6,3	5,3	4,0
	p	0,0009 ^(*)	0,0000 ^(*)	0,0780	0,5899
Nitrato (mg/L)	S	0,82	0,81	0,85	NC
	C	0,73	0,73	0,83	NC
	p	0,8467	0,5325	0,9774	NC
Nitrito (mg/L)	S	NC	NC	0,10	NC
	C	NC	NC	0,09	NC
	p	NC	NC	0,1978	NC
N-amoniaco (mg/L)	S	NC	NC	0,37	5,2
	C	NC	NC	0,19	2,3
	p	NC	NC	0,0083 ^(*)	0,0018 ^(*)
Fósforo total (mg/L)	S	0,063	0,065	0,194	0,692
	C	0,085	0,087	0,171	0,501
	p	0,0137 ^(*)	0,0009 ^(*)	0,3930	0,2189
Turbidez (UNT)	S	17	16	11	24
	C	40	43	27	56
	p	0,0106 ^(*)	0,0027 ^(*)	0,0001 ^(*)	0,0000 ^(*)
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	S	70	68	77	192
	C	65	69	70	115
	p	0,5613	0,7800	0,3474	0,0083 ^(*)
<i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	S	$4,6 \times 10^2$	$1,8 \times 10^2$	$2,8 \times 10^2$	$2,9 \times 10^3$
	C	$5,3 \times 10^2$	$3,4 \times 10^2$	$4,1 \times 10^2$	$1,0 \times 10^4$
	p	0,5045	0,0848	0,2115	0,0387 ^(*)
IQA	S	69	71	67	42
	C	64	66	64	42
	p	0,0186 ^(*)	0,0178 ^(*)	0,0684	0,9774
IET	S	51	51	NC ^(*)	NC ^(*)
	C	54	54	NC ^(*)	NC ^(*)
	p	0,4879	0,2351	NC ^(*)	NC ^(*)

NOTAS: S = seco; C = chuvoso; NC = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção; NC^(*) = não calculado devido ao número insuficiente de dados (< 10 dados)

- Não foram considerados os parâmetros com resultados abaixo dos limites de detecção
- Os campos marcados com asterisco indicam diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os períodos seco e chuvoso
- Foi utilizado o teste estatístico bilateral

Quanto ao fósforo total, as concentrações foram mais elevadas na época chuvosa, o que mostra a importância das fontes difusas no aporte de fósforo aos ambientes aquáticos. De acordo com Allan e Castillo (2007), as rochas e sedimentos da bacia de drenagem, por meio do intemperismo, são o principal reservatório de fosfato para os corpos d'água. O carreamento superficial do fósforo presente na camada orgânica do solo, proveniente da decomposição vegetal, também é uma fonte natural desse nutriente. Diante desses fatores, Cunha e colaboradores destacam a dificuldade associada à distinção entre as contribuições naturais de fósforo e aquelas vinculadas diretamente às atividades humanas, como o lançamento de efluentes domésticos e industriais (CUNHA et al, 2013). Outra fonte difusa de fósforo,

relacionada à ação antrópica, são os fertilizantes agrícolas, que chegam aos cursos d'água por meio do escoamento superficial.

Refletindo as diferenças observadas nos parâmetros que compõem o IQA, esse índice se apresentou distinto nos períodos seco e chuvoso, com os maiores valores médios ocorrendo na época seca nos pontos PARD 02750 e PARD 02800. Corroborando esse resultado, todos os relatórios da CETESB de 2009 a 2013 apontaram uma melhora no IQA dos corpos d'água do estado no período seco em comparação com o chuvoso, sendo ressaltado o impacto negativo das cargas difusas sobre a qualidade da água, o qual se sobrepõe ao efeito positivo de diluição dos poluentes causado pelo aumento das vazões (CETESB, 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014).

No ponto PALM 03800, além da turbidez, o teste estatístico apontou diferenças significativas somente para o nitrogênio amoniacal, cuja concentração média foi maior no período seco. Nesse caso, as fontes pontuais, como o lançamento de esgotos nos tributários do Ribeirão das Palmeiras, podem estar contribuindo em maior escala do que as fontes difusas para o aporte de nitrogênio ao corpo d'água, refletindo no aumento das concentrações na época de menores vazões.

No Ribeirão das Pitangueiras (PITA 04800), observou-se uma piora da qualidade da água no período seco com relação ao nitrogênio amoniacal e à condutividade. Conforme comentando anteriormente, essa situação ressalta a importância dos lançamentos de efluentes para o incremento do nitrogênio e do conteúdo mineral da água. Já quanto à *E. coli*, as concentrações na época chuvosa foram significativamente maiores do que na época seca, indicando a existência de contribuições não pontuais que precisariam ser investigadas.

6 CONCLUSÕES

Avaliação dos projetos

- Das 12 ETEs avaliadas, três (ETEs B, C2 e H) ultrapassaram o final de plano previsto no projeto. No entanto, em cinco delas (ETEs A3, B, C1, F e G) já foi atingida mais de 90% da população de projeto e três (ETEs B, D1 e D2) operam com mais de 90% da vazão de projeto. Tratando essas informações de forma conjunta, chegou-se à conclusão de que as ETEs B, D1 e D2, em um primeiro momento, e as ETEs E e G, posteriormente, devem passar por melhorias voltadas à expansão dos sistemas. Também se verificou que o final da operação da ETE não deve ser determinado somente pelo alcance do período de projeto, uma vez que, nos sistemas avaliados, a proximidade ou mesmo a superação do ano de final de plano não foi acompanhada, necessariamente, pelo esgotamento da capacidade de atendimento da ETE em termos quantitativos.
- Nos projetos avaliados, houve um maior número de parâmetros fora da faixa usual reportada na literatura para as LAN, com destaque para a adoção de taxas de aplicação volumétricas abaixo do mínimo recomendado (100 g DBO/m³.dia). Contudo, tanto autores nacionais como internacionais apontam a possibilidade de funcionamento adequado das LAN com cargas orgânicas inferiores a 100 g DBO/m³.dia. Já nas LF, a maioria das taxas de aplicação superficial adotadas esteve dentro da faixa típica. Com relação à geometria das LF, notou-se uma tendência à concepção de lagoas menos alongadas, com valores de L/B próximos ou menores do que 2, afastando-se, dessa forma, do regime de fluxo pistonado, mais eficiente para a remoção de matéria orgânica. Nas LM, não foi seguida a recomendação de se prever mais de três lagoas em série, o que poderia resultar em baixas eficiências de remoção de coliformes. Foi notada ainda a influência negativa da contribuição do evento festivo na ETE A2, principalmente com relação à taxa de aplicação superficial na LF e no tempo de detenção hidráulico nas LM.
- Os custos per capita de implantação da maioria das ETEs ficaram fora do intervalo usual da literatura, com valores tanto abaixo como acima dos limites das faixas típicas. A maior parte dos custos per capita, atualizados para dezembro de 2015, resultou abaixo de R\$ 80,00 por habitante. Mereceu destaque a grande variação no nível de detalhes dos orçamentos fornecidos, dificultando sua avaliação simultânea e a comparação entre as ETEs. Os gastos relacionados à movimentação de terra (escavação e aterro) representaram grande parte dos custos de implantação na maioria das lagoas de estabilização.

- Os requisitos de área da maioria dos sistemas avaliados ficaram dentro dos intervalos usuais, confirmando a aplicabilidade dos valores de referência reportados na literatura, cuja utilização na fase de pré-projeto de uma ETE pode auxiliar na decisão sobre a implantação de lagoas de estabilização, em face da disponibilidade de área no local.

Caracterização dos dados de monitoramento

- Os dados de automonitoramento disponibilizados pelos prestadores de serviço foram bastante heterogêneos, havendo periodicidade fixa de amostragem somente nas quatro ETEs operadas pela CESB. Grande parte dos dados foram referentes aos parâmetros DBO e DQO, havendo poucos dados de nutrientes e parâmetros microbiológicos. O monitoramento do corpo receptor foi praticado somente nas quatro ETEs operadas pela CESB, o que prejudicou a avaliação de desempenho nas demais ETEs no que se refere ao atendimento dos padrões de qualidade.
- As concentrações médias de DBO e DQO nos esgotos brutos da grande maioria dos sistemas avaliados foram superiores aos valores típicos apontados na literatura, ultrapassando, muitas vezes, os valores máximos das faixas usuais para esgotos sanitários predominantemente domésticos. Já as concentrações de P-total não se distanciaram muito dos valores típicos. Os resultados disponibilizados foram obtidos a partir de amostras simples, muitas delas efetuadas em horários de pico de concentração, o que pode explicar, em parte, as altas concentrações encontradas. O fato de a maioria dos municípios investigados serem de pequeno porte, apresentando menores consumos per capita de água, também contribui para a geração de esgotos mais concentrados. A influência de contribuições industriais pôde ser descartada, uma vez que, nas ETEs onde foram encontradas as maiores concentrações afluentes, não há atividades industriais com geração significativa de efluentes líquidos.
- Quanto à remoção de matéria orgânica, a maioria das ETEs alcançou um desempenho satisfatório, com valores médios de eficiência de remoção de DBO e DQO dentro ou acima do esperado. Já com relação às concentrações efluentes, os valores encontrados foram, em geral, superiores aos usuais. No que se refere à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e *E. coli*, o desempenho observado na ETE F, a única dentre as avaliadas com LM, ficou aquém do esperado, apesar de ter apresentado melhores resultados do que as demais. Naquelas ETEs que não possuíam LM, foram obtidas concentrações de *E. coli* inferiores aos valores típicos das respectivas modalidades.

- As concentrações médias afluentes de DBO, DQO e P-total em grande parte dos sistemas avaliados foram maiores no período seco (abril a setembro) do que no chuvoso (outubro a março). No entanto tal diferença só foi confirmada em algumas das ETEs, por meio da aplicação de teste de hipóteses. Uma possível explicação é o fato de que, normalmente, o consumo de água é maior no verão, levando à geração de esgotos mais diluídos.
- As concentrações médias efluentes de DBO e DQO foram maiores no período seco do que no período chuvoso na maioria das ETEs, sendo, no entanto, constatada diferença estatisticamente significativa somente para alguns resultados. Já com relação aos nutrientes (nitrogênio e fósforo), as concentrações foram significativamente maiores no período seco em grande parte dos sistemas avaliados. Além da tendência de esgotos brutos mais diluídos no período chuvoso, as condições climáticas, notadamente a temperatura, podem afetar positivamente o desempenho da lagoa nessa época do ano.
- Na maioria das ETEs, não houve associação estatisticamente significativa entre os parâmetros avaliados (DBO, DQO, CT, *E. coli* e N-amoniaco) e o tempo de operação, o que indica que as variações das concentrações efluentes desses parâmetros não podem ser explicadas pelo tempo de funcionamento das lagoas.
- Dos corpos receptores avaliados, os Córregos E e G, que possuem as menores razões de diluição, foram os mais impactados pelos lançamentos dos efluentes tratados, havendo aumento significativo das concentrações de DBO, DQO, N-amoniaco, coliformes e *E. coli*, e diminuição significativa das concentrações de OD a jusante dos lançamentos. O OD foi o parâmetro mais afetado pelo lançamento dos efluentes, uma vez que as concentrações a jusante foram significativamente menores do que as de montante em todos os corpos receptores avaliados.

Avaliação do atendimento aos padrões de lançamento e de qualidade

- De maneira geral, os percentuais de conformidade com a legislação do estado de São Paulo, considerando o parâmetro DBO, foram baixos, sendo inferiores a 80% na grande maioria dos sistemas avaliados. Avaliando o atendimento à legislação federal, houve um aumento expressivo nos índices de conformidade, mesmo não tendo sido determinada somente a fração solúvel da DBO efluente. O atendimento ao padrão de lançamento se deu quase que exclusivamente pelo critério da eficiência de remoção, fazendo com que seja

permitida a descarga de efluentes tratados com concentrações ainda elevadas de matéria orgânica.

- Todos os corpos receptores, mesmo aqueles classe 4, apresentaram, de modo geral, baixos percentuais de desenquadramento a montante dos lançamentos. Os cursos d'água com as menores razões de diluição (Córregos E e G) foram os mais impactados. Houve descumprimento do padrão de OD a jusante do lançamento de todas as ETEs, em maior ou menor escala.
- De maneira geral, o descumprimento dos padrões de qualidade no corpo receptor tem ocorrido de forma mais frequente do que a desconformidade aos padrões de lançamento, o que indica que, em sistemas de lagoa de estabilização, a conformidade com os padrões de lançamento pode ser conseguida com muito mais facilidade do que o atendimento dos padrões de qualidade no corpo receptor, cuja avaliação, muitas vezes, é negligenciada.

Avaliação da qualidade dos corpos d'água

- Dentre as variáveis analisadas, o fósforo total foi a que apresentou os maiores percentuais de desconformidade com o enquadramento legal, sendo identificada a influência tanto das fontes difusas, resultando em maiores concentrações no período chuvoso em alguns pontos, como das contribuições pontuais, advindas dos lançamentos de esgotos brutos e tratados.
- Os dois pontos de monitoramento localizados no Rio Pardo apresentaram resultados satisfatórios no que se refere às variáveis DBO, OD, N-amoniaco e turbidez, cujos valores foram compatíveis com seu enquadramento legal (classe 2) durante a maior parte do período de estudo, havendo, inclusive, um percentual elevado de resultados de acordo com padrões de qualidade mais restritivos (classe 1). De maneira geral, a qualidade da água foi melhor no período seco do que no chuvoso, sendo constatada a influência negativa das cargas difusas no aumento das concentrações de sólidos e de fósforo.
- O ponto do Ribeirão das Pitangueiras (classe 4), mesmo recebendo somente lançamentos de efluentes tratados, destacou-se em relação aos demais pelas concentrações elevadas de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos, com a grande maioria dos resultados compatíveis com as classes 3 e 4, o que restringe a utilização desse trecho do corpo d'água para usos menos nobres. Observou-se uma piora da qualidade da água no período seco com relação ao N-amoniaco e à condutividade, evidenciando a importância dos lançamentos de efluentes para o incremento do nitrogênio e do conteúdo mineral da água.

- O ponto do Ribeirão das Palmeiras (classe 3) apresentou qualidade intermediária em comparação com os demais. Durante a maior parte do tempo, as concentrações dos parâmetros avaliados, com exceção do fósforo total, foram compatíveis com padrões mais restritivos do que os estabelecidos para classe 3, indicando uma possibilidade de reenquadramento desse trecho do corpo d'água. No período seco, houve aumento das concentrações de N-amoniacal, em decorrência da diminuição da vazão do corpo d'água e da permanência das contribuições pontuais.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente trabalho, buscou-se avaliar, de forma integrada, o desempenho de lagoas de estabilização de pequeno e médio porte, tanto no que se refere à qualidade do efluente, como no tange ao impacto no corpo receptor, utilizando, para tanto, de dados de automonitoramento dos próprios prestadores de serviço, cujas características e limitações refletem a realidade do monitoramento praticado pela maioria dos municípios que utilizam sistemas simplificados de tratamento de esgotos.

Em primeiro lugar, a execução de uma análise de desempenho mais robusta esbarrou na dificuldade de obtenção de uma série histórica de dados consistente, com intervalos de amostragem regulares e sem interrupções no monitoramento, incluindo também a avaliação do corpo receptor, situação que ocorreu com mais frequência nas ETEs operadas pelas Autarquias ou Prefeituras Municipais. Percebeu-se também que, no caso das ETEs mantidas pelos prestadores municipais, não havia uma base de dados prontamente disponível, indicando falta de prioridade com a operação e manutenção dos sistemas.

Diante desse cenário, acredita-se que o estabelecimento, na legislação, dos requisitos mínimos de monitoramento, da frequência de amostragem e da forma de tratamento dos resultados poderia facilitar a elaboração de um programa de monitoramento que pudesse ser acompanhado tanto pelo prestador de serviço como pelo órgão ambiental, evitando que a avaliação do atendimento aos padrões ambientais seja baseada em dados pontuais, que podem não ser representativas das condições de funcionamento da ETE.

A caracterização dos esgotos brutos mostrou que as concentrações afluentes de matéria orgânica aos sistemas estudados foram mais elevadas do que os valores usuais expressos na literatura, corroborando com outros autores que realizaram avaliações semelhantes. O recorte utilizado no presente trabalho permitiu descartar a possibilidade de tal situação ser decorrente de contribuições industriais, sendo a causa mais provável o menor consumo de água característico de municípios pequenos. No entanto, a influência do tipo de amostragem não pôde ser descartada, uma vez que todos os resultados foram obtidos a partir de amostras simples, muitas vezes efetuadas em horários de pico. Dessa forma, a caracterização dos esgotos afluentes a sistemas de pequeno e médio porte por meio de amostras compostas poderia dirimir essa dúvida e, eventualmente, subsidiar a revisão das faixas típicas considerando o tamanho da população.

De maneira geral, o desempenho das lagoas estudadas, considerando as eficiências médias de remoção de DBO e DQO, ficou dentro do esperado para as respectivas

modalidades de lagoas de estabilização, o que não foi suficiente, contudo, para garantir percentuais elevados de conformidade com a legislação do estado de São Paulo, os quais resultaram abaixo de 80% na grande maioria das ETEs. A determinação da fração solúvel da DBO, conforme preconizado pela Resolução CONAMA 430/11, poderia resultar em um expressivo aumento dos percentuais de conformidade. No entanto, deve-se, simultaneamente, avaliar o atendimento aos padrões de qualidade no corpo receptor e, caso estes não sejam cumpridos, poderá ser cogitada a implantação de uma etapa destinada à remoção de algas.

Quanto às concentrações nos esgotos tratados, o desempenho ficou aquém do esperado, o que implicou no lançamento de efluentes com concentrações elevadas de matéria orgânica, embora de acordo com os padrões de lançamento pelo critério da eficiência de remoção. A avaliação do corpo receptor mostrou que, mesmo se tratando de vazões relativamente baixas, tais lançamentos foram capazes de impactar os cursos d'água, notadamente aqueles com baixas razões de diluição, podendo alterar, ainda que localmente, a dinâmica do ecossistema aquático.

Nos corpos receptores avaliados, a jusante de quase todos os lançamentos, houve diminuição dos teores de oxigênio dissolvido e aumento das concentrações de nutrientes e micro-organismos, chegando, por vezes, a ocasionar o desenquadramento do corpo d'água. Tendo em vista a predominância das lagoas de estabilização como processo de tratamento de esgotos sanitários no país, principalmente nos inúmeros municípios de pequeno e médio porte, é necessário que haja uma maior preocupação com a operação adequada desses sistemas.

Finalmente, em escala de bacia hidrográfica, verificou-se que, mesmo a UGRHI 12 apresentando índices globais de tratamento de esgotos superiores a 70%, ainda permanecem, nos corpos d'água, percentuais elevados de desconformidade para os parâmetros fósforo total e *E. coli*. Apesar da importância das fontes difusas de poluição, bem como dos lançamentos de esgotos brutos, é válido destacar que a eficiência de remoção de nutrientes das lagoas de estabilização, sistema de tratamento dominante na UGRHI 12, é reconhecidamente baixa; além disso, o projeto e a operação inadequados das lagoas de maturação, quando existentes, ou ainda a ausência de uma etapa específica para a remoção de patógenos, também contribuem para esse cenário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, G. R.; FERREIRA, A. B. O saneamento ambiental no Brasil: cenário atual e perspectivas. In: **BNDES 60 anos: perspectivas setoriais**. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2012. p. 273-309. Disponível em: <<http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2024>> Acesso em: jul. 2015.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. 2nd ed. Dordrecht: Springer, 2007. 436 p.

ANTUNES, V. A. A titularidade do serviço público de abastecimento de água. **JusBrasil**. Disponível em: <<http://vantunes.jusbrasil.com.br/artigos/151668183/a-titularidade-do-servico-publico-de-abastecimento-de-agua>> Acesso em: jul. 2015.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648**. Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986. 5 p.

_____. **NBR 9897**: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987. 15 p.

BASTOS, R. K. X. Oportunidades e desafios para os prestadores municipais de serviços de Saneamento Básico. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) *Prestação dos serviços públicos de saneamento básico*. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 559-570. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.3). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

BCB - BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Calculadora do cidadão**. Disponível em: <<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/publico/exibirFormCorrecaoValores.do?method=exibirFormCorrecaoValores>> Acesso em: jan. 2016.

BICUDO, C. E. M. et al. Carta de São Paulo. Recursos hídricos no Sudeste: segurança, soluções, impactos e riscos. **Revista USP**, Brasil, n. 106, p. 11-20, 2015. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/revusp/article/view/110009/108615>> Acesso em jul. 2016.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. *Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências*. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 02 set. 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm> Acesso em: dez. 2015.

_____. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm> Acesso em: jul. 2015.

_____. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamento o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.* **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 09 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm> Acesso em: dez. 2015.

_____. Lei nº 10.257, de 10 de junho de 2001. *Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências.* **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 11 jul. 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/CCivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm> Acesso em: jul. 2015.

_____. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. *Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036 de 11 de maio de 1990, 8.666 de 21 de junho de 1993, 8.987 de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528 de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.* **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 jan. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm> Acesso em jul. 2015.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997. *Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental.* **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 dez. 1997. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=237>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 377, de 10 de outubro de 2006. *Dispõe sobre licenciamento ambiental simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário.* **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 10 out. 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=507>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 16 maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional de capacitação de gestores ambientais: Módulo específico licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários**. Brasília: MMA, 2009. 67 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/dai_pnc/_publicacao/76_publicacao19042011110356.pdf> Acesso em: dez. 2015.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2014. 184 p. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2013>> Acesso em: jun. 2015.

_____. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 218 p. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/pt/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=245351>> Acesso em: jun. 2015.

_____. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 268 p. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm> Acesso em: jun. 2015.

_____. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2012**. v. 32. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 134 p. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=265857>> Acesso em: jul. 2015.

BRITTO, A. L. (Coord.). Avaliação político-institucional do setor de saneamento básico. In: HELLER, L. (Coord.) **Panorama do Saneamento Básico no Brasil**, v.4. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2014. 550 p. Disponível em: <<http://www.cidades.gov.br/index.php/saneamento/plansab/gti-plansab/processo-de-elaboracao-de-plano/panorama-do-saneamento-basico-no-brasil>> Acesso em: set. 2015.

BRITTO, A. L. Gestão regionalizada e consórcios públicos: perspectivas para cooperação intermunicipal e gestão integrada das águas em áreas metropolitanas. In: BRASIL. Ministério

das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 129-146. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.1). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

CBH-BPG - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO BAIXO PARDO/GRANDE. **Relatório de Situação 2014 (Ano base 2013)**. Barretos: CBH-BPG, 2014. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhbp/documentos>> Acesso em: dez. 2015.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005**. São Paulo: CETESB, 2006. 2 v. 488 p. (Série Relatórios) Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>> Acesso: dez. 2015.

_____. **Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo 2014**. São Paulo: CETESB, 2015. 520 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>> Acesso: dez. 2015.

_____. Relatórios de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo dos anos de 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014. São Paulo: CETESB, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015. Disponíveis em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>> Acesso: set. 2015.

_____. Condições de funcionamento de sete lagoas de estabilização no Estado de São Paulo. **Revista DAE**, São Paulo, ed. 124, p. 55 - 74, 1994. Disponível em: <<http://revistadae.com.br/site/artigo/1243-Condicoes-de-funcionamento-de-sete-lagoas-de-estabilizacao-no-Estado-de-Sao-Paulo>> Acesso em: dez. 2015.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F. Controle Operacional de Reatores Anaeróbios. In: CAMPOS (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 9. p. 221-247. (Projeto PROSAB). Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>> Acesso em: dez. 2015.

CORDEIRO, B. S. Capacitação em saneamento: conteúdo para uma nova agenda. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 231-239. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.1). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

COSTA, A. M. Saúde pública e saneamento: resistências e possibilidades intersetoriais no contexto da Lei Nacional do Saneamento Básico. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 347-356. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.2). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

COSTA, S. S. O licenciamento ambiental e os serviços de saneamento. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 401-410. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.2). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: dez. 2015.

CPTI - COOPERATIVA DE SERVIÇOS E PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS; IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Baixo Pardo/Grande (UGRHI-12)**. Barretos: CBH-BPG, 2009. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhbpq/documentos>> Acesso em: dez. 2015.

CUNHA, D. G. F. et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v18n2/a08v18n2.pdf>> Acesso em: dez. 2015.

DUTRA, A. L. A Lei 11.445/2007 e as perspectivas dos prestadores municipais. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Prestação dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 571-581. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.3). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

FILHO, P. A. S. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. 2007. 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

FGV - FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. Instituto Brasileiro de Economia - IBRE. **Índices Gerais de Preços**. Disponível em: <<http://portalibre.fgv.br/>> Acesso em: jan. 16.

HACHICH, E. M. et al. Importância do controle dos parasitas patogênicos *Giardia* e *Cryptosporidium* em águas captadas para consumo humano. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre.

HELLER, L. (Coord.). Elementos conceituais para o saneamento básico. In: HELLER, L. (Coord.) **Panorama do Saneamento Básico no Brasil**, v.1. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2014. 100 p. Disponível em: <<http://www.cidades.gov.br/index.php/saneamento/plansab/gti-plansab/processo-de-elaboracao-de-plano/panorama-do-saneamento-basico-no-brasil>> Acesso em: jul. 2015.

HELLER, L. O papel da União na política de Saneamento Básico: entre o que se deve e o que se pode esperar. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 89-99. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.1). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

HELLER, L. NASCIMENTO, N. O. Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil: necessidades e tendências. **Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 24-35, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v10n1/v10n01a03.pdf>> Acesso em: dez. 2015.

HOEPPNER, A. F. S. **Comportamento de variáveis físicas, químicas e da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em ambiente tropical (Vale do Ribeira de Iguape, SP)**. 2007. 284 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Sistema IBGE de Recuperação Automática - **SIDRA**. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pnsb/default.asp>> Acesso em dez. 2015.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050 p.

JUNIOR, A. C. G. O papel do governo do estado e as perspectivas das companhias estaduais de Saneamento Básico. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Prestação dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 533-542. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.3). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244 p.

LEWIS, R. F. Review of EPA Research and Development Lagoon Upgrading Program For Fiscal Years 1973, 1974, and 1975. In: FALKDENBORG, D. H.; LEWIS, R. F.; EHRETH, D. J. **Upgrading Wastewater Stabilization Ponds to Meet New Discharge Standards**. Reports. Paper 502, 1974. 244 p. Disponível em: <http://digitalcommons.usu.edu/water_rep/502> Acesso em: jun. 2016.

LIMA, A. O. A. F. Serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário: as teias hídricas da vida. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) **Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 284-294. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.2). Disponível em: <<http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: dez. 2015.

MCKINNEY, R. E. State Of The Art Of Lagoon Wastewater Treatment. In: FALKDENBORG, D. H.; LEWIS, R. F.; EHRETH, D. J. **Upgrading Wastewater Stabilization Ponds to Meet New Discharge Standards**. Reports. Paper 502, 1974. 244 p. Disponível em: <http://digitalcommons.usu.edu/water_rep/502> Acesso em: jun. 2016.

MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa: S. Rolim Mendonça, 1990. 388 p.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: MetCalf & Eddy, Inc, 2003. 1819 p.

MONTEGGIA, L. O.; SOBRINHO, P. A. Lagoas Anaeróbias. In: CAMPOS (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 4. p. 101-115. (Projeto PROSAB). Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>> Acesso em: dez. 2015.

MONTEIRO, C. R. L. **Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos localizadas na região metropolitana de Fortaleza**. 2009. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

MONTENEGRO, M. H. F. Potencialidades da regionalização da gestão dos serviços públicos de Saneamento Básico. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.)

Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 147-162. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.1). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

MORAES, L. R. S. (Coord.). Análise situacional do déficit em saneamento básico. In: HELLER, L. (Coord.) **Panorama do Saneamento Básico no Brasil**, v.2. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2014. 340 p. Disponível em: <<http://www.cidades.gov.br/index.php/saneamento/plansab/gti-plansab/processo-de-elaboracao-de-plano/panorama-do-saneamento-basico-no-brasil>> Acesso em: jul. 2015.

MORAES, L. R. S. Política e Plano Municipal de Saneamento Básico: aportes conceituais e metodológicos. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 33-53. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.1). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

MUGA, H. E.; MIHELIC, J. R. Sustainability of wastewater treatment technologies. **Journal of Environmental Management**, [S.I.], v. 88, n. 3, p. 437-447, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479707001028>> Acesso em: jun. 16.

NETO, C. O. A.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 1. p. 1-28. (Projeto PROSAB). Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>> Acesso em: dez. 2015.

NIKU, S. et al. Performance of Activated Sludge Processes: Reliability, Stability and Variability. **Environmental Protection Agency (EPA)**, Cincinnati, EPA- 600/S2 - 81 - 227, 1981. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/>> Acesso em: jan. 2016.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2006. 231 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

PASSOS, R. G. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização por meio de dados de monitoramento e modelagem fluidodinâmica computacional (CFD)**. 2012. 278 f.

Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

PINHEIRO, O. M. Gestão democrática participativa: a mobilização nacional para elaborar planos diretores participativos. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 114-128. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.1). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 139-148, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v12n2/a05v12n2.pdf>> Acesso em: dez. 2015.

RODRÍGUEZ, J. J. S.; BOCARDO, J. R. P.; FERNÁNDEZ, I. C. Capítulo I - Generalidades. In: Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). **Manual de Tecnologías No Convencionales Para La Depuración de Aguas Residuales**. Sevilla: Coria Gráfica, 2007. 104 p. Disponível em: <<http://www.centa.es/actividades-divulgativas/publicaciones/libros/>> Acesso em: jun. 2016.

RODRÍGUEZ, J. J. S.; BOCARDO, J. R. P.; MARTÍN, N. S. Capítulo III - Lagunaje. In: Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). **Manual de Tecnologías No Convencionales Para La Depuración de Aguas Residuales**. Sevilla: Coria Gráfica, 2007. 104 p. Disponível em: <<http://www.centa.es/actividades-divulgativas/publicaciones/libros/>> Acesso em: jun. 2016.

SANTOS, J. F. O saneamento como instrumento de promoção da saúde. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 357-366. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.2). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

SÃO PAULO (Estado). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. Decisão de Diretoria nº 363, de 07 de dezembro de 2011. *Dispõe sobre a adoção do parâmetro E. coli para avaliação dos corpos d'água do território do Estado de São Paulo*. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 13 dez. 2011. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-363-11-E.pdf>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e controle da poluição do meio

ambiente. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 09 set. 1976. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/norma/?id=62153>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. *Dispõe sobre o enquadramento dos corpos d'água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468/76, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas.* **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 23 nov. 1977. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/norma/?id=153028>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Decreto nº 58.052, de 16 de maio de 2012. *Regulamenta a Lei federal nº 12.527, de 18 de novembro de 2011, que regula o acesso a informações, e dá providências correlatas.* **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 17 mai. 2012. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/norma/?id=167049>> Acesso em: jun. 2016.

_____. Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo**: Departamento de Águas e Energia Elétrica, 1999. 119 p. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/relatoriosituacaodosrecursoshidricos>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. Coordenadoria de Recursos Hídricos. **Situação dos recursos hídricos no Estado de São Paulo: ano base 2012**. 4 ed. São Paulo: Coordenadoria de Recursos Hídricos, 2014. 250 p. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/relatoriosituacaodosrecursoshidricos>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Secretaria do Meio Ambiente - SMA. Resolução nº 49, de 28 de maio de 2014. *Dispõe sobre os procedimentos para licenciamento ambiental com avaliação de impacto ambiental, no âmbito da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB.* **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 29 maio 2014. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-49-2014/>> Acesso em: dez. 2015.

_____. Secretaria do Meio Ambiente - SMA. Instituto Florestal. **Cobertura vegetal nativa no Estado de São Paulo 2009**. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/sifesp/files/2014/01/bacia_inve2010.pdf> Acesso em: dez. 2015.

_____. Secretaria do Meio Ambiente/Coordenadoria de Planejamento Ambiental. **Planejamento Municipal: Informações Ambientais**. São Paulo: SMA/CPLA, 2013. 385 p. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/2013/06/25/planejamento-municipal-informacoes-ambientais/>> Acesso em: dez. 2015.

SENRA, J. B.; MONTENEGRO, L. R. Recursos hídricos e saneamento: integrar para avançar na gestão e implementação das políticas. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO,

B. S. (Coord.) Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 273-283. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.2). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: dez. 2015.

SILVEIRA, A. G. M. **Análise de eficiência e confiabilidade em sistemas de baixo custo de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização**. 2011. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

SIGRH - SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Apresentação do Comitê de Bacia do Baixo Pardo/Grande - **CBH/BPG**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhbp/ag/apresentacao>> Acesso em dez. 2015.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO . **SNIS - Série Histórica**. Disponível em: < <http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>> Acesso em: dez. 2015.

SNSA - SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. A implementação da Lei 11.445/2007. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Prestação dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 699-711. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.3). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. 4 ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. 643 p.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual. Office of Water**. EPA 815-R-99-014. Washington, DC, 1999. Disponível em: < http://ocw.tudelft.nl/fileadmin/ocw/courses/DrinkingWaterTreatment1/res00066/embedded/alternative_disinfectants_guidance.pdf > Acesso em: dez. 2015.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Principles of **Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems For Plant Operators, Engineer, and Managers**. EPA 600-R-11-088. Washington, DC, 2011. Disponível em: < <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/principles-design-and-operations-wastewater-treatment-pond-systems-plant> > Acesso em: jun. 2016.

VON SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 3, n.1, 1998, p. 111-132. Disponível em: < <https://www.abrh.org.br/sgcv3/>> Acesso em: dez. 2015.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v. 1).

_____. **Lagoas de estabilização**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v. 3).

VON SPERLING, M.; CHERCICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**, [S.I.], v. 4, n. 1, 2002, p. 105-114. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462075801000668>> Acesso em: dez. 2015.

WARTCHOW, D. Serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário: compromisso com a universalização e a qualidade. In: BRASIL. Ministério das Cidades; CORDEIRO, B. S. (Coord.) Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. p. 367-375. (**Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos**; v.2). Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>> Acesso em: jun. 2015.

APÊNDICE A - Parâmetros de projeto das ETEs

Tabela A1 - Parâmetros de projeto das ETEs - projeção populacional e características dos esgotos

Município	Identificação da ETE	Sistema de lagoas	Início de plano (ano do projeto)	Ano de início da operação	Horizonte de projeto (anos)	Fim de plano	Pop (hab)	Q _{per capita esg.} (L/hab.dia)	Q _{inf} (L/s)	L _{per capita} (g/hab.dia)	Q _m (L/s) [Eq. 1]	S ₀ (mg/L) [Eq. 2]
A	ETE A1	1 LAN + 2 LF (em série)	1997 ^(a)	1997	SI	SI	17.000	174 ^(b)	9,5	54 ^(*)	43,7	243 ^(**)
	ETE A2 (pop. fixa)	1 LAN + 1 LF + 2 LM (em série)	2015	1997	20	2035	15.074	156 ^(b)	3,6	54 ^(*)	30,9	305 ^(**)
	ETE A2 (pop. flutuante)						50.000	40			23,1	753 ^(**)
	ETE A3	3 LAN + 3 LF + 3 LM (em paralelo) ^(c)	1998	2005	20	2018	75.000	223	47,2	88 ^(**)	255,3 ^(d)	300 ^(*)
B	ETE B	1 LAN + 2 LF (em paralelo)	2002	2002 ^(e)	13	2015	26.460	160	SI ^(f)	60 ^(**)	61,3	300 ^(*)
C	ETE C1	1 LAN + 1 LF	2001	2009	20	2021	15.294	160	14,1	48 ^(**)	42,4	300 ^(*)
	ETE C2	1 LAN + 1 LF	2001 ^(g)	2001	15	2015	4.165	120	2,0	54 ^(*)	7,7	336 ^(**)
D	ETE D1	1 LAN + 1 LF	1997	1999	SI	SI	10.000	160	4,4	32 ^(**)	22,9	200 ^(*)
	ETE D2	1 LF	2002	2006	20	2021	11.500	160	5,3	54 ^(*)	26,6	270 ^(**)
E	ETE E	1 LAN + 1 LF (com chicanas)	1998	2000	20	2018	3.118	130	0,4	40 ^(*)	5,1	284 ^(**)
F	ETE F	2 LF + 2 LM (em paralelo)	2000	2004	20	2020	7.776	141	0,4	50 ^(*)	13,1	345 ^(**)
G	ETE G	1 LAF + 1 LF	1986	1989	SI	SI	7.300	124	SI	92 ^(**)	10,5	739 ^(*)
H	ETE H	2 LF + 2 LM (em paralelo) ^(h)	1995	2002	20	2015	13.104	105	2,2	50 ^(*)	18,1	418 ^(**)

NOTAS: Pop = população de projeto; Q_{per capita esg.} = geração per capita de esgoto; Q_{inf} = vazão de infiltração; L_{per capita} = carga per capita de DBO afluente; Q_m = vazão média de projeto; S₀ = concentração de DBO afluente; (*) valores adotados ou medidos; (**) valores calculados a partir dos valores adotados; SI = sem informação

(a) O projeto original foi elaborado em 1987 e modificado em 1997 com a inclusão de uma lagoa facultativa.

(b) Valores estimados com base no volume de água micromedido

(c) Uma linha do tratamento (1 LAN + 1 LF + 1 LM) não foi implantada

(d) Foi considerada a contribuição de efluentes industriais, estimada em 7,5% da vazão média ($Q_m = \text{Pop} \times Q_{\text{per capita proj}} / 86.400 \times 1,075 + Q_{\text{inf}}$)

(e) O projeto original foi elaborado no início da década de 90 e as obras foram iniciadas e paralisadas diversas vezes até o início do licenciamento em 2002

(f) Apesar da vazão de infiltração não ter sido computada, a vazão média utilizada nos cálculos foi majorada em 25% ($Q_m = P \times Q_{\text{per capita proj}} / 86.400 \times 1,25$)

(g) O projeto original foi elaborado em 1983 e modificado em 1999, com a inclusão da lagoa anaeróbia e reformas na lagoa facultativa.

(h) As lagoas de maturação (2 LM) não foram implantadas

Tabela A2 - Parâmetros de projeto das ETEs - características das lagoas de estabilização (continua)

Município	Identificação da ETE	LAN						LAF						LF 1						
		V (m ³)	T (dia) [Eq. 3]	L _{vproj} (g DBO/m ³ . dia) [Eq. 4]	H (m)	L (m)	B (m)	V (m ³)	A _s (m ²)	T (dia) [Eq. 3]	H (m)	L (m)	B (m)	V (m ³)	A _s (m ²)	T (dia) [Eq. 3]	L _{sproj} (kg DBO/ha .dia) [Eq. 5]	H (m)	L (m)	B (m)
A	ETE A1	11.700	3,1	78	3,00	72,5	67,5	NA	NA	NA	NA	NA	NA	22.918	11.753	(c)	(c)	1,40	127,4	102,4
	ETE A2 (pop. fixa)	24.200	9,1	34	3,50	91,9	91,9	NA	NA	NA	NA	NA	NA	23.247	14.750	8,7	276 ^(a)	1,50	160,3	91,9
	ETE A2 (pop. flutuante)		5,2	96												5,0	786 ^(a)			
B	ETE A3	22.933	3,1	96	3,50	93,0	83,0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	90.417	63.250	12,3	139 ^(d)	1,50	460,9	134,6
	ETE B	34.375	6,5	46	4,30	133,0	64,0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	22.918	11.753	8,7	270 ^(d)	1,95	FI	FI
C	ETE C1	10.052	2,7	109	4,00	65,6	55,6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	55.591	29.206	15,2	151 ^(d)	2,00	244,2	119,6
	ETE C2	2.677	4,0	84	3,50	34,6	34,6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	14.245	13.846	21,3	81 ^(a)	1,10	143,6	96,4
D	ETE D1	3.689	1,9	107	3,50	FI	FI	NA	NA	NA	NA	NA	NA	16.383	11.645	8,3	170 ^(a)	1,50	FI	FI
	ETE D2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	72.816	26.720	31,6	232	3,00	334	80
E	ETE E	1.500	3,4	83	3,00	FI	FI	NA	NA	NA	NA	NA	NA	3.200	2.940	7,3	212 ^(a)	1,45	392 ^(b)	49
F	ETE F	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	11.045	8.100	19,6	240	1,50	150,0	54,0
G	ETE G	NA	NA	NA	NA	NA	NA	3.918	1.306	4,3	3,00	35,5	36,8	9.324	6.216	10,3	270 ^(e)	1,50	113,0	55,0
H	ETE H	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	15.116	8.514	19,3	385	2,00	FI	FI

Tabela A2 - Parâmetros de projeto das ETEs - características das lagoas de estabilização (conclusão)

Município	Identificação da ETE	LF 2							LM 1						LM 2					
		V (m ³)	A _s (m ²)	T (dia) [Eq. 3]	L _{vproj} (g DBO/m ³ . dia) [Eq. 4]	H (m)	L (m)	B (m)	V (m ³)	A _s (m ²)	T (dia) [Eq. 3]	H (m)	L (m)	B (m)	V (m ³)	A _s (m ²)	T (dia) [Eq. 3]	H (m)	L (m)	B (m)
A	ETE A1	6.246	5.007	6,2	254 ^(a)	1,40	48,9	102,4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	ETE A2 (pop. fixa)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	13.093	12.020	4,9	1,15	130,8	91,9	13.093	12.020	4,9	1,15	130,8	91,9
	ETE A2 (pop. flutuante)		NA	NA	NA						2,8						2,8			
	ETE A3	90.804	62.370	12,4	141 ^(d)	1,50	487,3	128,0	34.353	25.450	4,7	1,40	FI	FI	35.146	26.120	4,8	1,40	267,6	97,6
B	ETE B	31.450	16.128	11,9	197 ^(d)	1,95	FI	FI	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
C	ETE C1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	ETE C2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
D	ETE D1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	ETE D2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
E	ETE E	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
F	ETE F	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	5.354	4.023	9,5	1,50	74,5	54,0	NA	NA	NA	NA	NA	NA
G	ETE G	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
H	ETE H	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	SI	3.348	SI	1,50	113,5	29,5	NA	NA	NA	NA	NA	NA

NOTAS: LAN: lagoa anaeróbia; LAF = lagoa aerada facultativa; LF 1 = lagoa facultativa 1; LF 2 = lagoa facultativa 2; LM 1 = lagoa de maturação 1; LM 2 = lagoa de maturação 2; V = volume útil; A_s = área superficial; T = tempo de detenção hidráulico; L_{vproj} = taxa de aplicação volumétrica de projeto; H = profundidade; L = comprimento; B = largura; SI = sem informação; FI = formato irregular; NA= Não se aplica

(a) Considerando 50% de remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia

(b) Lagoa com 07 chicanas: o comprimento total refere-se à soma da largura das chicanas

(c) Parâmetros calculados considerando o conjunto de lagoas facultativas (em série)

(d) Considerando 60% de remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia

(e) Considerando 75% de remoção de carga orgânica na lagoa aerada facultativa

APÊNDICE B - Consumo per capita de água nos municípios avaliados

Tabela B1 - Consumo médio per capita de água (indicador IN 022 do SNIS) entre 2005 e 2013

Ano	Município							
	A	B	C	D	E	F	G	H
2005	199,3	227,0	ND	ND	151,4	160,1	ND	ND
2006	203,7	225,2	ND	ND	156,7	168,8	171,4	159,4
2007	214,0	199,5	ND	ND	161,6	176,9	170,5	166,1
2008	212,6	189,3	ND	ND	156,1	177,4	165,5	159,7
2009	207,9	182,6	100,6	193,6	150,8	176,9	164,6	157,1
2010	219,2	191,7	552,0	238,6	151,3	181,1	160,0	163,4
2011	217,4	199,8	198,5	247,3	153,6	188,5	156,4	169,4
2012	224,3	211,2	291,6	258,8	158,5	193,8	153,7	166,5
2013	220,6	215,9	181,5	277,9	156,8	197,1	153,4	163,0
Média	213,2	204,7	245,0	243,2	155,2	180,1	161,8	163,1

Fonte: SNIS (2015)

NOTA: ND = não disponível

APÊNDICE C - Orçamentos e estimativa de custos das ETEs

Tabela C1 - Orçamentos das ETEs E, F e H

Categoria	ETE E ^(a)		ETE F ^(b)		ETE H ^(b)	
	Valor (R\$)	%	Valor (R\$)	%	Valor (R\$)	%
Canteiro de obras	5.576,24	3,0	15.491,78	3,0	9.000	3,7
Serviços técnicos	1.872,03	1,0	546,15	0,1	2.504,56	1,0
Serviços preliminares	9.801,86	5,3	1.291,22	0,3	4.165,85	1,7
Movimento de terra	69.772,90	37,5	205.206,51	39,7	23.220,86	9,6
Escoramentos	-	-	717,60	0,1	2.158,85	0,9
Esgotamentos	4.016,58	2,2	-	-	20.075,80	8,3
Obras de contenção	948,76	0,5	-	-	18,10	0,0
Fundações e estruturas	32.419,12	17,4	129.548,89	25,1	71.610,15	29,5
Assentamento	1.918,70	1,0	20.337,75	3,9	2.856,73	1,2
Pavimentação	18.209,02	9,8	43.086,08	8,3	43.157,90	17,8
Fechamento	5.863,97	3,1	-	-	3.888,00	1,6
Revestimento e tratamento de superfície	5.554,28	3,0	-	-	4.211,87	1,7
Instalações prediais	19.226,05	10,3	-	-	4.252,70	1,8
Instalações de produção	524,89	0,3	-	-	2.023,80	0,8
Urbanização	9.687,88	5,2	100.166,93	19,4	48.853,70	20,2
Serviços diversos	65,00	0,0	-	-	310,00	0,1
Serviços especiais	416,46	0,2	-	-	53,76	0,0
Fornecimento de materiais	319,49	0,2	-	-	-	-
TOTAL	186.193,28	100,0	516.392,91	100,0	242.372,63	100,0
Data do orçamento	jun/1997		out/2011		mai/1998	

NOTAS:

(a) Inclui lagoas, depósito, emissário e extravasor da lagoa

(b) Inclui estação de tratamento de esgotos (não especifica se a ETE inclui estação elevatória ou emissários)

(c) Inclui lagoas, estação elevatória e linha de recalque

Tabela C2 - Orçamentos das ETEs B e C2 e estimativa de custos das ETEs A1 e A2

Categoria	ETE B		Categoria	ETE C2		ETE A1	ETE A2
	Valor (R\$)	%		Valor (R\$)	%		
Desapropriação de terra	14.516,00	4,4	Instalação do canteiro	760,00	0,5		
Infraestrutura e movimento de terra	94.500,00	28,9	Limpeza do terreno	2.817,44	2,1		
Terraplenagem/Impermeabilização	176.460,00	53,9	Locação e acompanhamento	600,00	0,4		
Alambrado e Portão	9.500,00	2,9	Escavação mecanizada	58.348,84	41,4		
Assentamento de tubulação de PVC e concreto	7.440,00	2,3	Aterro compactado gc > 95% pn	30.382,24	21,5		
Caixa de areia	720,00	0,2	Bota fora	4.689,50	3,3	200.000,00 ^(a)	150.000,00 ^(a)
Placas de concreto	6.875,00	2,1	Tratamento Preliminar	3.400	2,4		
Plantio de grama	2.886,00	0,9	Fornecimento e Assentamento de tubo cerâmico D = 150 mm	628,40	0,4		
Calha Parshall	4.500,00	1,4	Placa de concreto	28.200,00	20,0		
Unidades de apoio	10.000,00	3,1	Plantio de grama	5.940,00	4,2		
			Caixa de areia e Calha Parshall	5.199,97	3,7		
TOTAL	327.397,00	100,0	TOTAL	141.066,48	100,0		
Data do orçamento	mai/2002		Data do orçamento	out/2009		ago/1998	dez/1997

NOTA: (a) Declaração do prestador de serviços

Tabela C3 - Orçamentos das ETEs C1 e D1 e estimativa de custos da ETE D2

Categoria	ETE C1		Categoria	ETE D1		ETE D2
	Valor (R\$)	%		Valor (R\$)	%	
Limpeza do terreno	21.945,00	8,3	Limpeza do terreno	10.400,00	5,9	
Topografia	4.000,00	1,5	Escavação	62.888,26	35,6	
Escavação	93.157,50	35,4	Aterro	26.254,80	14,9	
Aterro	54.609,00	20,7	Dispositivo de entrada e saída e interligações Tubulações DN 150	15.352,71	8,7	
Alvenaria de tijolos comuns	2.400,00	0,9	mm, manilha cerâmica	1.200,00	0,7	
Tubo de PVC D = 3,9300 mm	10.081,00	3,8	Impermeabilização	40.836,00	23,1	
Placa de concreto	18.200,00	6,9	Plantio de grama	6.948,00	3,9	532.356,10 ^(a)
Canaleta de concreto D = 500 mm	17.125,00	6,5	Construção de cerca	5.000,00	2,8	
Concreto FCK = 15 MPa	127,00	0,0	Diversos e eventuais	7.676,35	4,3	
Stop log de madeira	30,00	0,0				
Grade metálica	50,00	0,0				
Cesto metálico com furos D = 1/4"	100,00	0,0				
Plantio de grama	24.707,80	9,4				
Alambrado	10.350,00	3,9				
Brita nº 3	6.437,60	2,4				
TOTAL	263.319,90	100,0	TOTAL	176.556,12	100,0	
Data do orçamento	jun/2001		Data do orçamento	dez/1996		mar/2002

NOTA: (a) Declaração do prestador de serviços (inclui lagoas, estação elevatória e emissário)

APÊNDICE D - Estatísticas descritivas

Tabela D1 - Estatísticas descritivas básicas dos constituintes afluentes, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

Parâmetro	Estatística	ETE B	ETE C1	ETE C2	ETE D1	ETE D2	ETE E	ETE F	ETE G	ETE H	GERAL
DBO (mg/L)	Nº de dados	17	13	14	4	5	34	33	34	34	188
	Média aritmética	367	266	534	519	494	709	532	650	510	547
	Mediana	346	239	503	592	610	742	543	643	501	563
	Desvio Padrão	135	99	208	NC	NC	172	163	103	171	199
	Mínimo	161	122	192	103	277	360	110	382	175	103
	Máximo	760	439	920	790	679	1157	784	850	905	1157
	Percentil 10%	266	156	351	NC	NC	452	368	561	329	278
	Percentil 25%	288	201	384	NC	NC	608	442	583	375	389
	Percentil 75%	386	352	675	NC	NC	816	643	723	633	786
	Percentil 90%	487	398	920	NC	NC	875	720	784	718	700
Coeficiente de variação (%)		36,7	37,2	38,9	NC	NC	24,2	30,5	15,8	33,5	36,4
DQO (mg/L)	Nº de dados	17	12 ^(a)	14	4	5	34	27	34	30	177
	Média aritmética	777	667	1005	762	742	1370	1107	1298	1124	119
	Mediana	756	664	1038	698	584	1386	1150	1285	1100	1160
	Desvio Padrão	269	335	405	NC	NC	336	367	240	431	408
	Mínimo	392	204	320	201	528	663	209	862	400	201
	Máximo	1486	1299	1697	1454	1164	2200	1640	1920	2410	2410
	Percentil 10%	522	218	442	NC	NC	914	598	1015	699	603
	Percentil 25%	651	406	712	NC	NC	1203	1008	1143	813	803
	Percentil 75%	803	884	1293	NC	NC	1555	1305	1410	1295	1370
	Percentil 90%	1076	966	1375	NC	NC	1761	1544	1603	1494	1586
Coeficiente de variação (%)		34,6	50,2	40,3	NC	NC	24,6	33,1	18,5	38,4	36,8

NOTAS: NC = não calculado devido ao número insuficiente de dados (< 10 dados)

(a) Foi excluído um dado de DQO cuja concentração foi inferior à de DBO

Tabela D2 - Estatísticas descritivas básicas do fósforo total afluente para cada ETE e para o conjunto geral de dados

Estatística	Fósforo total afluente (mg/L)			
	ETE C1	ETE C2	ETE F	GERAL
Nº de dados	13	13	18	44
Média aritmética	7,8	8,8	8,1	8,2
Mediana	6,8	7,9	8,7	8,0
Desvio Padrão	5,2	5,1	2,8	4,3
Mínimo	1,3	2,5	2,0	1,3
Máximo	19,0	21,0	12,6	21,0
Percentil 10%	2,1	3,5	4,2	3,1
Percentil 25%	5,8	5,7	6,2	6,1
Percentil 75%	9,7	10,3	10,0	9,9
Percentil 90%	15,5	15,0	11,1	12,3
Coefficiente de variação (%)	66,8	57,8	34,7	51,7

NOTA:

(a) A eficiência de remoção não foi calculada quando a concentração efluente foi maior que a concentração afluente.

Tabela D3 - Estatísticas descritivas básicas dos constituintes efluentes e das eficiências de remoção, para cada ETE e para o conjunto geral de dados (continua)

Parâmetro	Estatística	ETE B	ETE C1	ETE C2	ETE D1	ETE D2	ETE E	ETE F	ETE G	ETE H	GERAL
DBO (mg/L)	Nº de dados	17	13	14	4	5	34	33	34	34	188
	Média aritmética	119	73	98	NC	NC	103	51	122	89	94
	Mediana	96	60	75	NC	NC	80	50	103	88	80
	Desvio Padrão	75	38	68	NC	NC	88	19	57	33	61
	Mínimo	24	15	25	49	82	24	16	30	35	15
	Máximo	308	134	236	188	145	563	105	250	180	563
	Percentil 10%	59	32	30	NC	NC	60	27	62	50	41
	Percentil 25%	66	48	44	NC	NC	70	40	83	60	58
	Percentil 75%	139	03	126	NC	NC	111	60	150	114	157
	Percentil 90%	214	121	192	NC	NC	130	69	207	130	116
	Coeficiente de variação (%)	63,4	51,7	69,3	NC	NC	85,8	36,5	47,1	37,0	65,4
DQO (mg/L)	Nº de dados	17	12	14	4	5	34	27	34	30	177
	Média aritmética	305	206	258	NC	NC	335	322	422	362	327
	Mediana	236	194	269	NC	NC	284	320	372	365	307
	Desvio Padrão	194	84	101	NC	NC	203	86	160	116	160
	Mínimo	133	93	60	92	105	148	105	201	188	60
	Máximo	898	353	423	260	218	1365	484	868	580	1365
	Percentil 10%	170	122	126	NC	NC	221	243	296	204	172
	Percentil 25%	179	143	211	NC	NC	253	269	318	277	231
	Percentil 75%	317	266	291	NC	NC	345	372	484	457	387
	Percentil 90%	490	323	386	NC	NC	418	440	868	493	486
	Coeficiente de variação (%)	63,7	40,6	39,0	NC	NC	60,7	26,7	37,9	32,1	49,0
Eficiência de remoção de DBO (%)	Nº de dados	17	13	14	4	5	34	33	34	34	188
	Média aritmética	67	68	80	74	76	85	89	81	82	81
	Mediana	73	76	83	74	79	88	91	82	84	84
	Desvio Padrão	19	22	13	NC	NC	9	9	9	7	13
	Mínimo	29	29	54	53	68	51	45	59	64	29
	Máximo	87	93	97	93	82	97	96	96	91	97
	Percentil 10%	34	38	60	NC	NC	77	82	69	70	64
	Percentil 25%	60	51	74	NC	NC	83	89	76	79	76
	Percentil 75%	81	84	90	NC	NC	91	92	87	86	90
	Percentil 90%	84	91	94	NC	NC	92	94	90	89	92
	Coeficiente de variação (%)	28,0	32,5	16,7	NC	NC	10,3	10,6	10,7	8,9	16,4

Tabela D3 - Estatísticas descritivas básicas dos constituintes efluentes e das eficiências de remoção, para cada ETE e para o conjunto geral de dados (continuação)

Parâmetro	Estatística	ETE B	ETE C1	ETE C2	ETE D1	ETE D2	ETE E	ETE F	ETE G	ETE H	GERAL
Eficiência de remoção de DQO (%)	Nº de dados	17	12	14	4	5	34	26	34	30	176 ^(a)
	Média aritmética	59	60	72	NC	NC	75	68	66	67	68
	Mediana	63	67	74	NC	NC	78	71	71	66	71
	Desvio Padrão	21	24	13	NC	NC	12	19	14	10	16
	Mínimo	3	8	40	54	72	38	8	24	47	3
	Máximo	89	93	92	93	81	91	91	85	83	93
	Percentil 10%	38	32	57	NC	NC	56	57	49	51	49
	Percentil 25%	51	47	63	NC	NC	71	68	48	63	63
	Percentil 75%	72	73	80	NC	NC	82	78	76	72	78
Percentil 90%	79	84	82	NC	NC	85	82	79	79	83	
	Coefficiente de variação (%)	35,3	40,3	18,7	NC	NC	16,0	28,4	21,0	14,5	23,4
Coliformes totais (NMP/100 mL)	Nº de dados	0	0	0	0	0	34	33	34	34	135
	Média aritmética ^(b)	NA	NA	NA	NA	NA	1,1x10 ⁶	9,4x10 ⁵	2,8 x10 ⁶	3,0 x10 ⁶	1,7x10 ⁶
	Mediana	NA	NA	NA	NA	NA	1,3x10 ⁶	1,4 x10 ⁶	2,5 x10 ⁶	2,4 x10 ⁶	2,2x10 ⁶
	Desvio Padrão	NA	NA	NA	NA	NA	5,0x10 ⁶	2,5 x10 ⁶	4,7 x10 ⁶	4,8 x10 ⁶	4,4x10 ⁶
	Mínimo	NA	NA	NA	NA	NA	2,0x10 ⁴	1,0x10 ¹	1,9x10 ⁵	1,2x10 ⁵	1,10x10 ¹
	Máximo	NA	NA	NA	NA	NA	2,4x10 ⁷	1,1x10 ⁷	2,4x10 ⁷	2,4x10 ⁷	2,4x10 ⁷
	Percentil 10%	NA	NA	NA	NA	NA	1,9x10 ⁵	1,8x10 ⁵	1,4 x10 ⁶	1,5 x10 ⁶	2,7x10 ⁵
	Percentil 25%	NA	NA	NA	NA	NA	3,5x10 ⁵	7,6x10 ⁵	2,1 x10 ⁶	2,0 x10 ⁶	1,1x10 ⁶
	Percentil 75%	NA	NA	NA	NA	NA	2,8x10 ⁷	2,6x10 ⁶	4,6 x10 ⁶	4,4 x10 ⁶	4,4x10 ⁶
	Percentil 90%	NA	NA	NA	NA	NA	7,9x10 ⁶	5,5x10 ⁶	6,5 x10 ⁶	8,9 x10 ⁶	6,5x10 ⁶
	Coefficiente de variação (%)	NA	NA	NA	NA	NA	163,7	106,6	113,0	109,1	255,5
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL) ^(c)	Nº de dados	8	0	0	0	0	34	33	34	34	135 ^(d)
	Média aritmética ^(b)	NC	NA	NA	NA	NA	1,2x10 ⁵	1,8x10 ⁴	3,1x10 ⁵	6,1x10 ⁵	1,4x10 ⁵
	Mediana	NC	NA	NA	NA	NA	1,1x10 ⁵	3,1x10 ⁴	4,0x10 ⁵	6,0x10 ⁵	2,5x10 ⁵
	Desvio Padrão	NC	NA	NA	NA	NA	8,3x10 ⁵	3,1x10 ⁴	7,1x10 ⁵	8,0x10 ⁵	7,3x10 ⁵
	Mínimo	1,2x10 ²	NA	NA	NA	NA	9,6x10 ²	1,0x10 ⁰	1,0x10 ⁴	6,7x10 ⁴	1,0x10 ⁰
	Máximo	2,5x10 ⁵	NA	NA	NA	NA	4,9x10 ⁶	1,2x10 ⁵	3,3x10 ⁶	4,6x10 ⁶	4,9x10 ⁶
	Percentil 10%	NC	NA	NA	NA	NA	1,3x10 ⁴	1,0x10 ⁴	5,2x10 ⁴	3,1x10 ⁵	1,0x10 ⁴
	Percentil 25%	NC	NA	NA	NA	NA	6,2x10 ⁴	1,0x10 ⁴	1,9x10 ⁵	3,9x10 ⁵	4,1x10 ⁴
	Percentil 75%	NC	NA	NA	NA	NA	3,8x10 ⁵	4,1x10 ⁴	8,2x10 ⁵	9,3x10 ⁵	5,6x10 ⁵
	Percentil 90%	NC	NA	NA	NA	NA	5,8x10 ⁵	8,5x10 ⁴	1,2x10 ⁶	1,5x10 ⁶	1,0x10 ⁶
	Coefficiente de variação (%)	NC	NA	NA	NA	NA	236,1	83,7	115,4	98,1	513,6

Tabela D3 - Estatísticas descritivas básicas dos constituintes efluentes e das eficiências de remoção, para cada ETE e para o conjunto geral de dados (conclusão)

Parâmetro	Estatística	ETE B	ETE C1	ETE C2	ETE D1	ETE D2	ETE E	ETE F	ETE G	ETE H	GERAL
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	Nº de dados	15	13	14	0	0	34	33	34	34	170
	Média aritmética	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾
	Mediana	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾
	Desvio Padrão	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾
	Mínimo	<0,10	<0,10	<0,10	NA	NA	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	Máximo	12,00	7,50	3,00	NA	NA	7,50	0,70	1,50	0,50	12,00
	Percentil 10%	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾
	Percentil 25%	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾
	Percentil 75%	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾
	Percentil 90%	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾
Coefficiente de variação (%)	NC ⁽²⁾	NC ⁽³⁾	NC ⁽⁴⁾	NA	NA	NC ⁽¹⁾	NC ⁽⁵⁾	NC ⁽⁶⁾	NC ⁽⁷⁾	NC ⁽⁸⁾	
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Nº de dados	0	10	9	0	0	34	33	34	34	154
	Média aritmética ^(a)	NA	21,2	NC	NA	NA	50,4	15,2	37,5	22,4	30,1
	Mediana	NA	19,5	NC	NA	NA	49,0	14,3	36,8	20,5	28,5
	Desvio Padrão	NA	19,8	NC	NA	NA	13,3	6,3	9,1	7,9	17,1
	Mínimo	NA	0,2	1,0	NA	NA	27,5	4,5	12,6	8,2	0,2
	Máximo	NA	52,0	48,0	NA	NA	82,0	29,0	57,2	42,1	82,0
	Percentil 10%	NA	0,2	NC	NA	NA	33,9	7,8	28,1	14,1	9,7
	Percentil 25%	NA	1,6	NC	NA	NA	41,2	9,9	30,9	17,0	17,2
	Percentil 75%	NA	36,9	NC	NA	NA	58,3	20,5	42,9	28,6	41,3
	Percentil 90%	NA	45,3	NC	NA	NA	65,8	22,9	48,7	32,3	53,5
Coefficiente de variação (%)	NA	93,5	NC	NA	NA	26,5	41,3	24,2	35,1	56,8	

NOTAS: (a) Não foi calculada a eficiência de remoção quando a concentração efluente foi maior que a concentração afluente

(b) Para coliformes totais e *E. coli*, o valor informado corresponde à média geométrica

(c) Para a ETE B, a unidade é UFC/100 mL

(d) Não foram considerados os dados da ETE B, uma vez que a unidade (UFC/100 mL) diferia dos demais dados (NMP/100 mL)

- NA = não se aplica
- NC = não calculado devido ao número insuficiente de dados (< 10 dados)
- NC⁽¹⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (53% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)
- NC⁽²⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (47% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)
- NC⁽³⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (10% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)
- NC⁽⁴⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (20% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)
- NC⁽⁵⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (79% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)
- NC⁽⁶⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (53% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)
- NC⁽⁷⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (62% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)
- NC⁽⁸⁾ = não calculado devido à existência de dados abaixo do limite de detecção (51% dos resultados abaixo de 0,10 mL/L)

Tabela D4 - Estatísticas descritivas básicas do fósforo total efluente e da eficiência de remoção de fósforo, para cada ETE e para o conjunto geral de dados

Estatística	Fósforo total efluente (mg/L)					Eficiência de remoção de fósforo total (%)
	ETE C1	ETE C2	ETE F	ETE H	GERAL	ETE F
Nº de dados	4	4	18	11	37	15 ^(a)
Média aritmética	NC	NC	6,0	4,9	5,9	33
Mediana	NC	NC	5,9	4,4	5,8	36
Desvio Padrão	NC	NC	1,4	2,6	4,3	12
Mínimo	1,5	3,7	3,4	3,1	1,5	14
Máximo	8,0	14,0	8,6	8,5	14,0	52
Percentil 10%	NC	NC	4,3	3,3	3,4	15
Percentil 25%	NC	NC	5,2	6,7	4,4	27
Percentil 75%	NC	NC	7,0	5,2	7,1	41
Percentil 90%	NC	NC	8,0	6,7	8,4	45
Coefficiente de variação (%)	NC	NC	23,8	32,8	51,7	36,0

NOTA: NC = não calculado devido ao número insuficiente de dados (< 10 dados)

Tabela D5- Estatísticas descritivas básicas dos parâmetros de qualidade no corpo receptor, a montante e a jusante dos lançamentos de cada ETE (continua)

Parâmetro	Estatística	ETE E		ETE F		ETE G		ETE H	
		M	J	M	J	M	J	M	J
DBO (mg/L)	Nº de dados	34	34	33	33	34	34	34	34
	Média aritmética	NC	NC	NC	NC	NC	26	NC	NC
	Mediana	NC	NC	NC	NC	NC	22	NC	NC
	Desvio Padrão	NC	NC	NC	NC	NC	19	NC	NC
	Mínimo	<4	<4	<4	<4	<4	4	<4	<4
	Máximo	<4	90	5	6	4	85	6	4
	Percentil 10%	NC	NC	NC	NC	NC	7	NC	NC
	Percentil 25%	NC	NC	NC	NC	NC	11	NC	NC
	Percentil 75%	NC	NC	NC	NC	NC	35	NC	NC
	Percentil 90%	NC	NC	NC	NC	NC	53	NC	NC
	Coefficiente de variação (%)	NC	NC	NC	NC	NC	72,0	NC	NC
DQO (mg/L)	Nº de dados	34	34	27	27	34	34	30	30
	Média aritmética	NC	50	NC	NC	NC	101	NC	NC
	Mediana	NC	27	NC	NC	NC	102	NC	NC
	Desvio Padrão	NC	60	NC	NC	NC	65	NC	NC
	Mínimo	<8	10	<8	<8	<8	15	<8	<8
	Máximo	12	240	64	76	13	342	18	14
	Percentil 10%	NC	17	NC	NC	NC	30	NC	NC
	Percentil 25%	NC	20	NC	NC	NC	45	NC	NC
	Percentil 75%	NC	39	NC	NC	NC	140	NC	NC
	Percentil 90%	NC	151	NC	NC	NC	157	NC	NC
	Coefficiente de variação (%)	NC	119,5	NC	NC	NC	64,0	NC	NC
OD (mg/L)	Nº de dados	34	34	33	33	34	34	34	34
	Média aritmética	6,2	5,5	7,3	6,5	6,2	2,9	6,6	2,6
	Mediana	6,4	5,8	7,3	6,5	6,5	2,5	6,6	2,4
	Desvio Padrão	1,5	1,5	0,7	1,0	1,4	1,4	1,0	1,7
	Mínimo	2,0	2,1	5,8	4,5	1,2	1,0	4,6	0,0
	Máximo	8,6	8,3	8,8	8,6	8,0	6,5	8,4	6,7
	Percentil 10%	4,4	3,7	6,5	5,4	5,1	1,4	5,6	0,8
	Percentil 25%	5,7	4,4	6,8	5,7	5,5	1,9	6,2	1,7
	Percentil 75%	7,0	6,8	7,7	7,3	7,1	3,4	7,2	3,1
	Percentil 90%	7,7	7,1	8,1	7,8	7,7	5,0	8,1	4,9
	Coefficiente de variação (%)	24,6	27,1	9,3	15,2	22,5	50,1	14,8	64,4
Coliformes totais (NMP/100 mL)	Nº de dados	34	34	33	33	34	34	34	34
	Média aritmética ^(a)	2,2x10 ⁴	2,3x10 ⁶	1,7x10 ⁴	1,2x10 ⁴	2,1x10 ⁴	6,6x10 ⁵	5,9x10 ⁴	1,2x10 ⁴
	Mediana	2,5x10 ⁴	1,8x10 ⁵	1,6x10 ⁴	1,2x10 ⁴	2,4x10 ⁴	7,0x10 ⁵	5,8x10 ⁴	1,2x10 ⁴
	Desvio Padrão	1,6x10 ⁵	5,5x10 ⁶	6,4x10 ⁴	5,2x10 ⁴	4,8x10 ⁴	3,5x10 ⁶	8,2x10 ⁴	2,6x10 ⁵
	Mínimo	9,7x10 ²	9,7x10 ³	2,0x10 ³	7,4x10 ¹	2,0x10 ²	3,8x10 ⁴	1,1x10 ⁴	1,1x10 ³
	Máximo	9,2x10 ⁵	2,0x10 ⁷	2,4x10 ⁵	2,5x10 ⁵	2,4x10 ⁵	2,0x10 ⁷	3,0x10 ⁵	1,6x10 ⁶
	Percentil 10%	3,0x10 ³	4,0x10 ⁴	3,3x10 ³	3,1x10 ³	7,4x10 ³	1,3x10 ⁵	1,3x10 ⁴	3,7x10 ³
	Percentil 25%	1,0x10 ⁴	6,7x10 ⁵	6,2x10 ³	5,8x10 ³	1,1x10 ⁴	3,3x10 ⁵	2,3x10 ⁴	6,9x10 ³
	Percentil 75%	3,6x10 ⁴	1,1x10 ⁶	4,4x10 ⁴	2,9x10 ⁴	4,5x10 ⁴	1,4x10 ⁶	1,7x10 ⁵	1,7x10 ⁴
	Percentil 90%	1,2x10 ⁵	6,3x10 ⁶	1,3x10 ⁵	4,1x10 ⁴	6,8x10 ⁴	1,8x10 ⁶	2,0x10 ⁵	4,3x10 ⁴
	Coefficiente de variação (%)	244,8	237,5	154,6	177,8	127,3	214,6	87,5	438,8
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	Nº de dados	34	34	33	33	33	33	34	34
	Média aritmética ^(a)	4,7x10 ²	2,8x10 ⁴	2,3x10 ²	2,5x10 ²	2,8x10 ²	4,6x10 ⁴	4,6x10 ³	6,1x10 ²
	Mediana	3,1x10 ²	2,0x10 ⁴	2,0x10 ²	2,0x10 ²	2,0x10 ²	5,8x10 ⁴	3,6x10 ³	1,0x10 ³
	Desvio Padrão	2,6x10 ⁴	8,4x10 ⁵	3,0x10 ³	1,5x10 ³	1,2x10 ³	1,4x10 ⁵	6,1x10 ⁴	9,9x10 ²
	Mínimo	4,1x10 ¹	6,6x10 ²	1,0x10 ⁰	1,0x10 ¹	8,4x10 ¹	5,2x10 ²	1,6x10 ²	1,3x10 ¹
	Máximo	1,4x10 ⁵	3,3x10 ⁶	1,7x10 ⁴	8,6x10 ³	6,4x10 ³	5,1x10 ⁵	3,1x10 ⁵	4,2x10 ³
	Percentil 10%	1,0x10 ²	2,2x10 ³	1,0x10 ²	3,5x10 ¹	1,0x10 ²	5,9x10 ³	4,4x10 ²	1,1x10 ²
	Percentil 25%	1,0x10 ²	1,0x10 ⁴	1,0x10 ²	1,0x10 ²	1,0x10 ²	2,2x10 ⁴	1,1x10 ³	3,9x10 ²
	Percentil 75%	1,2x10 ³	6,3x10 ⁴	5,2x10 ²	1,0x10 ³	4,1x10 ²	1,2x10 ⁵	1,9x10 ⁴	1,0x10 ³
	Percentil 90%	4,1x10 ³	1,3x10 ⁶	1,8x10 ³	1,7x10 ³	1,6x10 ³	3,1x10 ⁵	6,8x10 ⁴	1,7x10 ³
	Coefficiente de variação (%)	360,9	252,1	285,3	202,8	195,9	121,4	231,8	98,4

Tabela D5 - Estatísticas descritivas básicas dos parâmetros de qualidade no corpo receptor, a montante e a jusante dos lançamentos de cada ETE (conclusão)

Parâmetro	Estatística	ETE E		ETE F		ETE G		ETE H	
		M	J	M	J			M	J
Nitrogênio amoniacoal (mg/L)	Nº de dados	34	34	33	33	34	34	33	33
	Média aritmética	NC	9,4	NC	NC	NC	13,3	NC	NC
	Mediana	NC	6,9	NC	NC	NC	12,8	NC	NC
	Desvio Padrão	NC	9,0	NC	NC	NC	10,1	NC	NC
	Mínimo	<0,10	0,70	<0,10	<0,10	<0,10	0,60	<0,10	<0,10
	Máximo	2,6	43,1	0,21	0,75	0,37	34,4	1,32	1,30
	Percentil 10%	NC	2,4	NC	NC	NC	1,8	NC	NC
	Percentil 25%	NC	4,2	NC	NC	NC	4,0	NC	NC
	Percentil 75%	NC	9,2	NC	NC	NC	19,7	NC	NC
	Percentil 90%	NC	23,2	NC	NC	NC	29,6	NC	NC
	Coefficiente de variação (%)	NC	96,7	NC	NC	NC	76,1	NC	NC
Fósforo total (mg/L)	Nº de dados	0	0	18	18	0	0	15	15
	Média aritmética	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC
	Mediana	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC
	Desvio Padrão	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC
	Mínimo	NA	NA	<0,05	<0,05	NA	NA	<0,05	<0,05
	Máximo	NA	NA	0,10	0,18	NA	NA	0,16	0,21
	Percentil 10%	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC
	Percentil 25%	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC
	Percentil 75%	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC
	Percentil 90%	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC
	Coefficiente de variação (%)	NA	NA	NC	NC	NA	NA	NC	NC

NOTAS:

NA = não se aplica

NC = não calculado devido à existência de resultados abaixo do limite de detecção

(a) Para coliformes totais e *E. coli*, o valor informado corresponde à média geométrica

Tabela D6 - Estatísticas descritivas básicas dos parâmetros de qualidade nos pontos de monitoramento da rede da CETESB na UGRHI 12 (continua)

Parâmetro	Estatística	PARD 02750	PARD 02800	PALM 03800	PITA 04800
DBO (mg/L)	Nº de dados	35	35	30	30
	Média aritmética	NC	NC	NC	9
	Mediana	NC	NC	NC	8
	Desvio Padrão	NC	NC	NC	5
	Mínimo	<2	<2	<2	3
	Máximo	3	3	4	28
	Percentil 10%	NC	NC	NC	5
	Percentil 25%	NC	NC	NC	5
	Percentil 75%	NC	NC	NC	9
	Percentil 90%	NC	NC	NC	13
Coeficiente de variação (%)		NC	NC	NC	57,1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Nº de dados	35	35	30	30
	Média aritmética	7,0	7,0	5,6	3,5
	Mediana	6,8	7,0	5,8	3,7
	Desvio Padrão	1,0	0,9	1,0	1,3
	Mínimo	5,1	4,8	3,2	0,8
	Máximo	9,2	8,7	7,0	6,0
	Percentil 10%	6,0	5,9	4,5	1,8
	Percentil 25%	6,4	6,3	5,0	2,4
	Percentil 75%	7,7	7,8	6,3	4,3
	Percentil 90%	8,2	8,0	6,8	4,8
Coeficiente de variação (%)		13,8	13,5	17,3	37,0
Nitrato (mg/L)	Nº de dados	35	35	30	30
	Média aritmética	0,79	0,80	1,02	NC
	Mediana	0,83	0,83	0,96	NC
	Desvio Padrão	0,24	0,27	0,51	NC
	Mínimo	0,30	0,29	0,28	<0,05
	Máximo	1,27	1,42	2,08	0,56
	Percentil 10%	0,49	0,49	0,39	NC
	Percentil 25%	0,60	0,62	0,57	NC
	Percentil 75%	0,95	0,94	1,38	NC
	Percentil 90%	1,05	1,05	1,66	NC
Coeficiente de variação (%)		30,6	33,3	49,8	NC
Nitrito (mg/L)	Nº de dados	35	35	30	30
	Média aritmética	NC	NC	0,12	NC
	Mediana	NC	NC	0,12	NC
	Desvio Padrão	NC	NC	0,06	NC
	Mínimo	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
	Máximo	0,07	0,03	0,24	0,40
	Percentil 10%	NC	NC	0,04	NC
	Percentil 25%	NC	NC	0,06	NC
	Percentil 75%	NC	NC	0,16	NC
	Percentil 90%	NC	NC	0,18	NC
Coeficiente de variação (%)		NC	NC	52,9	NC

Tabela D6 - Estatísticas descritivas básicas dos parâmetros de qualidade nos pontos de monitoramento da rede da CETESB na UGRHI 12 (continuação)

Parâmetro	Estatística	PARD 02750	PARD 02800	PALM 03800	PITA 04800
Nitrogênio amoniacoal (mg/L)	Nº de dados	35	35	30	30
	Média aritmética	NC	NC	0,38	5,1
	Mediana	NC	NC	0,31	5,2
	Desvio Padrão	NC	NC	0,24	2,9
	Mínimo	<0,05	<0,05	0,06	0,8
	Máximo	0,45	0,28	1,01	11,5
	Percentil 10%	NC	NC	0,17	1,6
	Percentil 25%	NC	NC	0,20	2,8
	Percentil 75%	NC	NC	0,51	6,4
	Percentil 90%	NC	NC	0,71	8,5
Coeficiente de variação (%)		NC	NC	62,7	57,3
Fósforo total (mg/L)	Nº de dados	35	35	26	30
	Média aritmética	0,077	0,083	0,192	0,956
	Mediana	0,072	0,070	0,182	0,718
	Desvio Padrão	0,043	0,045	0,080	0,756
	Mínimo	0,007	0,007	0,007	0,030
	Máximo	0,240	0,260	0,324	3,350
	Percentil 10%	0,042	0,048	0,125	0,321
	Percentil 25%	0,053	0,062	0,158	0,480
	Percentil 75%	0,090	0,094	0,238	1,140
	Percentil 90%	0,123	0,140	0,295	1,883
Coeficiente de variação (%)		55,6	54,6	41,6	79,1
Turbidez (UNT)	Nº de dados	34	35	30	30
	Média aritmética	29	32	20	41
	Mediana	25	23	16	35
	Desvio Padrão	21	23	11	19
	Mínimo	4	3	9	18
	Máximo	100	96	49	87
	Percentil 10%	10	11	10	19
	Percentil 25%	12	14	11	26
	Percentil 75%	40	45	27	55
	Percentil 90%	52	57	35	70
Coeficiente de variação (%)		71,8	71,8	53,5	45,0
Condutividade (µS/cm)	Nº de dados	35	35	30	30
	Média aritmética	74	73	81	192
	Mediana	73	71	79	186
	Desvio Padrão	15	14	23	76
	Mínimo	50	48	49	79
	Máximo	114	119	138	381
	Percentil 10%	58	58	59	106
	Percentil 25%	63	65	62	142
	Percentil 75%	80	78	91	230
	Percentil 90%	95	90	109	277
Coeficiente de variação (%)		20,5	18,8	27,9	39,3

Tabela D6 - Estatísticas descritivas básicas dos parâmetros de qualidade nos pontos de monitoramento da rede da CETESB na UGRHI 12 (conclusão)

Parâmetro	Estatística	PARD 02750	PARD 02800	PALM 03800	PITA 04800
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Nº de dados	27	27	8	4
	Média aritmética	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
	Mediana	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
	Desvio Padrão	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
	Mínimo	<0,01	<0,01	0,53	62,0
	Máximo	3,21	2,14	3,56	124,3
	Percentil 10%	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
	Percentil 25%	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
	Percentil 75%	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
	Percentil 90%	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
	Coefficiente de variação (%)	NC	NC	NC ^(*)	NC ^(*)
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	Nº de dados	35	35	29	30
	Média aritmética ^(a)	2,7x10 ²	2,0x10 ²	3,7x10 ²	1,2x10 ⁴
	Mediana	4,3x10 ²	2,6x10 ²	3,7x10 ²	7,4x10 ³
	Desvio Padrão	2,8x10 ²	3,1x10 ²	4,8x10 ³	9,1x10 ⁵
	Mínimo	1,3x10 ⁰	1,2x10 ¹	2,7x10 ¹	9,6x10 ²
	Máximo	9,6x10 ²	1,1x10 ³	2,6x10 ⁴	5,0x10 ⁶
	Percentil 10%	5,9x10 ¹	5,2x10 ¹	8,4x10 ¹	1,6x10 ³
	Percentil 25%	1,6x10 ²	1,1x10 ²	1,8x10 ²	2,8x10 ³
	Percentil 75%	6,3x10 ²	4,9x10 ²	5,4x10 ²	5,2x10 ⁴
	Percentil 90%	8,0x10 ²	7,7x10 ²	1,8x10 ³	1,0x10 ⁵
	Coefficiente de variação (%)	67,5	90,7	324,2	411,6
IQA	Nº de dados	34	35	26	30
	Média aritmética	69	70	64	38
	Mediana	69	71	65	41
	Desvio Padrão	7	7	6	9
	Mínimo	53	54	51	18
	Máximo	84	85	81	57
	Percentil 10%	63	60	57	28
	Percentil 25%	64	65	62	32
	Percentil 75%	73	75	67	45
	Percentil 90%	79	79	69	46
	Coefficiente de variação (%)	9,5	10,3	9,4	22,5
IET	Nº de dados	27	27	8	4
	Média aritmética	51	50	NC ^(*)	NC ^(*)
	Mediana	52	53	NC ^(*)	NC ^(*)
	Desvio Padrão	5	6	NC ^(*)	NC ^(*)
	Mínimo	39	39	52	77
	Máximo	58	57	62	84
	Percentil 10%	43	41	NC ^(*)	NC ^(*)
	Percentil 25%	50	48	NC ^(*)	NC ^(*)
	Percentil 75%	54	54	NC ^(*)	NC ^(*)
	Percentil 90%	55	56	NC ^(*)	NC ^(*)
	Coefficiente de variação (%)	9,7	11,3	NC ^(*)	NC ^(*)

NOTAS:

(a) Para *E. coli*, o valor informado corresponde à média geométrica

- NC = não calculado devido à existência de resultados abaixo do limite de detecção
- NC^(*) = não calculado devido ao número insuficiente de dados (< 10 dados)