



PATRICK CLÁUDIO NASCIMENTO VALIM

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO DE PIRAPORA-MG E DO
ACÚMULO DE LODO NA LAGOA DE POLIMENTO EM
OPERAÇÃO POR TREZE ANOS**

LAVRAS - MG

2022

PATRICK CLÁUDIO NASCIMENTO VALIM

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO DE PIRAPORA-MG E DO ACÚMULO DE LODO NA LAGOA DE
POLIMENTO EM OPERAÇÃO POR TREZE ANOS.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

LAVRAS - MG

2022

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Valim, Patrick Cláudio Nascimento.

Avaliação do Desempenho da Estação de Tratamento de Esgoto de Pirapora-MG e do Acúmulo de Lodo na Lagoa de Polimento em Operação por Treze Anos. / Patrick Cláudio Nascimento Valim. - 2022.

97 p.

Orientador(a): Mateus Pimentel de Matos.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Batimetria. 2. Hidrodinâmica. 3. Lagoa de estabilização. I. Matos, Mateus Pimentel de. II. Título.

PATRICK CLÁUDIO NASCIMENTO VALIM

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO DE PIRAPORA-MG E DO ACÚMULO DE LODO NA LAGOA DE
POLIMENTO EM OPERAÇÃO POR TREZE ANOS.**

**EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF THE WASTEWATER
TREATMENT PLANT IN PIRAPORA-MG AND THE ACCUMULATION OF
SLUDGE IN THE POLISHING POND IN OPERATION FOR THIRTEEN YEARS.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 23 de setembro de 2022.

Dra. Paula Peixoto Assemany - UFLA

Dra. Valéria Antônia Justino Rodrigues – CEFET-MG

Dr. Ricardo Gomes Passos – SEAMA - CDTN

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

**LAVRAS – MG
2022**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Mateus, pela plena orientação à distância e retornos rápidos, o que ajudaram muito na elaboração deste trabalho.

Aos colegas e demais professores da UFLA, pelo conhecimento e trocas de experiências.

Aos servidores, estagiárias e colegas do SAAE que ajudaram nesta dissertação, principalmente na parte prática; sem essa ajuda seria impossível de ser concretizada. Fica difícil nomear todos os que contribuíram.

Aos meus filhos, Miguel e Leon, que de vez em quando me tiravam da frente do computador para fazer outras coisas importantes e que não poderia deixar para depois. E, principalmente, à minha esposa, Marla (Lalinha) que me incentivou e cuidou da nossa casa e família para que eu pudesse dedicar aos estudos.

RESUMO

As lagoas de polimento são utilizadas para complementar a remoção de matéria orgânica de reatores anaeróbios, além remover nutrientes e organismos patogênicos. Durante sua operação, sólidos sedimentam, constituindo assim o lodo. À medida que esse subproduto do tratamento acumula, há redução gradativa do volume útil da lagoa, de forma que pode ocorrer redução do desempenho e alteração na hidrodinâmica do reator. Por essa razão, esse material precisa ser removido periodicamente, prática que não é prevista no projeto de muitas estações de tratamento de esgotos (ETEs) e/ou não é incluída na rotina de manutenção. Assim, objetivou-se avaliar o acúmulo de lodo na lagoa de polimento e o desempenho da ETE de Pirapora (MG), em operação por treze anos, que é composta por tratamento preliminar, reatores UASB e lagoa de polimento. O lodo acumulado foi caracterizado quantitativamente, por batimetria feita por meio de hastes e disco de PVC, e qualitativamente, com coletas em 6 seções, para determinação dos teores de sólidos totais (ST) sólidos suspensos (SS), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT), pH e ovos de helmintos. Já a análise da hidrodinâmica da lagoa foi feita com um *drogue* carregado com *smartphone*, além do emprego de cocos verdes (usados como flutuadores) em uma avaliação adicional. Por fim, para inferir sobre a existência de alguma tendência de perda de desempenho ao longo do período de operação, fez-se a avaliação estatística da série histórica de análises da estação via uso de dados do monitoramento bimestral de rotina da ETE. Com base nos resultados, observou-se haver um maior acúmulo de lodo próximo ao centro da lagoa, no mesmo alinhamento dos dispositivos de entrada e saída do efluente, formando uma “ilha” de 10.968 m³, o que reduziu o TDH teórico de 9,62 para 6,52 d. No ensaio hidrodinâmico, o *drogue* fez uma trajetória em direção ao lado esquerdo da lagoa de polimento, após a tubulação de entrada, possivelmente por influência da “ilha” de lodo acumulado e da direção predominante dos ventos. Os maiores teores da série de sólidos, fósforo, NTK e ovos de helmintos, além do maior valor de pH são encontrados na seção 5, o local de maior acúmulo de lodo. Como essa é a região da lagoa onde há também a maior relação SV/ST, esse é mais um indício de que é o local de acúmulo mais recente de lodo, sendo a taxa de sedimentação superior à de degradação. Avaliando-se a série histórica, verificou-se não haver tendência de perda de desempenho da ETE Pirapora. As eficiências para as variáveis DBO₅²⁰, DQO, *Escherichia coli*, fósforo, nitrogênio amoniacal (N_{am}) e sólidos sedimentáveis aumentaram numericamente sem, no entanto, haver diferença estatística nos últimos anos, mesmo com maior quantidade de lodo acumulado. Assim, conclui-se que o lodo acumulado diminuiu o TDH teórico e influenciou na hidrodinâmica, porém não houve interferência perceptível (testes estatísticos e estatística descritiva) na performance da ETE quanto à remoção das variáveis estudadas.

Palavras-chave: Batimetria. *Droque*. Lagoa de Estabilização. Hidrodinâmica. Estação de Tratamento de Esgoto. Monitoramento.

ABSTRACT

Polishing ponds are used to complement the removal of organic matter from anaerobic reactors, in addition to removing of nutrients and pathogenic organisms. During its operation, solids settle, constituting the sludge. As this treatment by-product accumulates, there is a gradual reduction in the useful volume of the pond, so that there may be a reduction in performance over time and a change in the hydrodynamics of the reactor. For this reason, this material needs to be removed periodically, a practice that is not foreseen in the design of many Wastewater Treatment Plants (WTP) and/or is not included in the unit's maintenance routine. Thus, the objective was to evaluate the accumulation of sludge in the polishing pond and the performance of the Pirapora's Wastewater Treatment Plant, in operation for thirteen years, and which is composed of preliminary treatment, UASB reactor and polishing pond. The accumulated sludge was characterized quantitatively, by bathymetry made using rods and PVC disk, and qualitatively, with collections in 6 sections, to determine the contents of total solids (TS), suspended solids (SS), volatile solids (VS), fixed solids (FS), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (TP), pH and helminth eggs. The analysis of the hydrodynamics of the polishing pond was carried out with the aid of a drogue loaded with a smartphone, in addition to the use of green coconuts (use as floats) in an additional evaluation. Finally, in order to infer the existence of any trend of performance loss over the period of operation, a statistical evaluation of the historical series of analyzes of the plant (use of data from routine bimonthly monitoring of the WTP) was carried out. Based on the results, it was observed that there was a greater accumulation of sludge near the center of the pond, in the same alignment of the effluent inlet and outlet devices, forming an "island" of 10,968 m³, which reduced the theoretical hydraulic retention time (HRT) of 9,62 to 6.52 days. In the hydrodynamic test, the drogue made a trajectory towards the left side of the polishing pond, after the inlet pipe, possibly due to the influence of the "island" of accumulated sludge and the prevailing wind direction. The highest concentration of the series of solids, phosphorus, TKN and helminth eggs, and addition to the highest pH value, are found in section # 5, notably the site of greatest sludge accumulation. As this is the region of the pond where there is also the highest VS/TS ratio, this is another indication that it is the most recent site of sludge accumulation, with the sedimentation rate being higher than the degradation rate. Evaluating the historical series, it was verified that there's no trend of loss of performance of the WTP. The efficiencies for the variables BOD, COD, Escherichia coli, phosphorus, ammoniacal nitrogen and sedimentable solids increased numerically, although, with no statistical differences in recent years, even with higher quantity of accumulated sludge. Thus, it can be concluded that the accumulated sludge reduced the theoretical HRT and influenced the hydrodynamics, but there was no perceptible interference (statistical tests and descriptive statistics) in the WTP performance regarding the removal of the studied variables.

Keywords: Bathymetry. *Drogue*. Stabilization Pond. Hydrodynamics. Wastewater Treatment Plant. Monitoring.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	12
2.	OBJETIVOS	14
2.1.	Objetivo geral	14
2.2.	Objetivos específicos	14
3.	REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1.	Tratamento de esgoto por lagoas de polimento	15
3.2.	Fatores interferentes e consequências da geração de lodo em lagoas	19
3.3.	Aspectos quantitativos e qualitativos do acúmulo do lodo	21
3.4.	Influência do lodo na hidrodinâmica e desempenho de lagoas	23
3.5.	Gerenciamento do lodo de lagoas	25
4.	MATERIAL E MÉTODOS	28
4.1.	Área de estudo	28
4.2.	Condução Experimental	31
4.2.1.	Batimetria	31
4.2.2	Hidrodinâmica	33
4.2.3.	Caracterização do lodo	35
4.3.	Desempenho da ETE	37
4.4	Análises estatísticas	39
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1	Batimetria	38
5.2.	Hidrodinâmica	47
5.3.	Caracterização do lodo	50
5.4.	Avaliação do desempenho da ETE	61
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	78
	REFERÊNCIAS	79
	APÊNDICE A – Altura do lodo, em cm, na lagoa de polimento, ETE/Pirapora ..	90
	APÊNDICE B – Resultados das análises referentes à qualidade do lodo	91
	APÊNDICE C – Resultados das análises referentes ao desempenho do sistema de tratamento, ETE/Pirapora	93
	APÊNDICE D – Matrizes dos resultados dos testes de Kruskal-Wallis de comparação entre as eficiências de remoção de cada variável avaliada em relação aos anos de operação.	95

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Representação esquemática das zonas anaeróbia e aeróbia em lagoas de estabilização.....	16
Figura 2 - Reações que ocorrem em lagoas de estabilização.	17
Figura 3 - Imagem de satélite destacando a ETE/Pirapora.	29
Figura 4 – Representação das estruturas de entrada e saída da lagoa de polimento.	30
Figura 5 - Esquema ilustrativo da demarcação dos pontos para batimetria.	31
Figura 6 - Piqueteamento na lateral da lagoa e corda marcada.	32
Figura 7 - Representação esquemática do equipamento utilizado para determinação da altura da camada de lodo.	32
Figura 8 - Medição da altura da camada de lodo na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.	33
Figura 9 - Lançamento dos cocos verdes na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.	33
Figura 10 - <i>Drogue</i> usado para avaliação da hidrodinâmica na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.	34
Figura 11 - Esquema das seções numeradas de coleta do lodo.	35
Figura 12 - Detalhes do dispositivo de coleta e das etapas de amostragem de lodo.	36
Figura 13 - Altura do lodo acumulado na lagoa de polimento da ETE Pirapora (MG), com espessura da camada de lodo em metros.	41
Figura 14 - Imagem em 3D do lodo acumulado na lagoa de polimento.	42
Figura 15 - Perfil longitudinal do lodo acumulado na lagoa de polimento (continua).	44
Figura 16 - Principais tendências de deslocamento dos cocos verdes evidenciadas na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.	48
Figura 17 - Rosa dos ventos no período entre 14 e 26 de abril de 2022, para Pirapora (MG).	48
Figura 18 - Trajetória do <i>drogue</i> na lagoa de polimento, indicada pela linha vermelha.	49
Figura 19 – <i>Box-plot</i> da concentração de sólidos totais no lodo da lagoa de polimento.	51
Figura 20 – <i>Box-plot</i> da concentração de sólidos suspensos no lodo da lagoa de polimento.	52
Figura 21 – <i>Box-plot</i> da concentração de sólidos fixos no lodo da lagoa de polimento.	53
Figura 22 – <i>Box-plot</i> da concentração de sólidos voláteis no lodo da lagoa de polimento.	53
Figura 23 – <i>Box-plot</i> da concentração de fósforo no lodo da lagoa de polimento.	55
Figura 24 – <i>Box-plot</i> da concentração de NTK no lodo da lagoa de polimento.	56
Figura 25 – <i>Box-plot</i> da concentração de ovos de helmintos no lodo da lagoa de polimento.	57
Figura 26 – <i>Box-plot</i> do pH no lodo da lagoa de polimento.	59
Figura 27 – <i>Box-plot</i> da condutividade elétrica ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.	61
Figura 28 – Alteração média anual da condutividade elétrica, na entrada e saída da ETE/Pirapora, entre 2009 e 2021.	62
Figura 29 – <i>Box-plot</i> da concentração de DBO_5^{20} ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.	63
Figura 30 - Eficiência média anual na remoção de DBO_5^{20} entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.	63
Figura 31 – <i>Box-plot</i> da concentração de DQO ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.	64
Figura 32 - Eficiência média anual de remoção de DQO entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.	64

Figura 33 – Comparação entre a eficiência média anual de remoção de DBO_5^{20} e índice pluviométrico anual em Pirapora (MG), entre 2009 e 2021.....	66
Figura 34 – Relação DQO/DBO na entrada e saída da ETE/Pirapora.	67
Figura 35 – <i>Box-plot</i> da concentração de <i>Escherichia coli</i> (escala logarítmica), ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.	68
Figura 36 – Eficiência média anual de remoção de <i>E. coli</i> entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.	69
Figura 37 – <i>Box-plot</i> do pH ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.	70
Figura 38 – Alteração média anual de pH entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.	70
Figura 39 - <i>Box-plot</i> da concentração de sólidos sedimentáveis ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.....	71
Figura 40 – Eficiência média anual de remoção de sólidos sedimentáveis entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.	71
Figura 41 – <i>Box-plot</i> da concentração de fósforo ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.....	72
Figura 42 – Eficiência média anual de remoção de fósforo entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.	73
Figura 43 – <i>Box-plot</i> da concentração de N-amoniacal ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.	73
Figura 44 – Eficiência média anual de remoção de N-amoniacal entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora....	74
Figura 45 - Vazão média anual de esgoto tratado, ETE/Pirapora (MG).	75

LISTA DE ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
Ca	Cálcio
CE	Condutividade elétrica
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CH ₄	Metano
CO ₂	Gás Carbônico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Escherichia coli
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GPS	<i>Global Positioning System</i>
GWP	<i>Global Warning Potential</i>
HCO ₃ ⁻	Íon Bicarbonato
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
Mg	Magnésio
N ₂	Nitrogênio
N ₂ O	Óxido nitroso
N _{am}	Nitrogênio Amoniacal
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
P _{total}	Fósforo Total
PV	Poço de Visita
PVC	Policloreto de Vinila
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SMWW	<i>Standard Methods for Examination of Water and Wastewater</i>

SF	Sólidos Fixos
ST	Sólidos Totais
SS	Sólidos Suspensos
SV	Sólidos Voláteis
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
S _{Sed}	Sólidos Sedimentáveis
SAC	Sistema Alagado Construído
TDH	Tempo de detenção hidráulico
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UV	Ultra violeta

1. INTRODUÇÃO

No Brasil existem 3.698 Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) em operação, destas, um total de 1561 ETES utilizam do sistema de lagoas de estabilização na depuração da água residuária, estando essas isoladas ou associadas a outros processos (ANA, 2020). Número expressivo que demonstra a importância de estudos sobre parâmetros de projeto e condições de operação em lagoas de tratamento de águas residuárias.

Dentre as diferentes configurações das lagoas de estabilização, cita-se as lagoas anaeróbias, as lagoas facultativas (com zonas anaeróbias e aeróbias), lagoas facultativas aeradas (zonas aeróbias proporcionadas pela presença de aeradores), lagoas aeradas de mistura completa (ação de aeradores em toda sua profundidade), lagoas de maturação (utilizadas como etapa final, para remoção de nutrientes) e as lagoas de polimento. Essa última recebe essa denominação por ser responsável por polir (complementar a remoção de matéria orgânica) o efluente de reatores anaeróbios, comumente reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) (VON SPERLING, 2017).

Na remoção de matéria orgânica em lagoas, os sólidos suspensos são hidrolisados e dissolvidos, que, por sua vez, são metabolizados pelos microrganismos, gerando energia para crescimento e reprodução desses. Dessa forma, há a geração de colônias de bactérias, formando o lodo, que é constituído também por outros diversos microrganismos, compostos inorgânicos e subprodutos da atividade microbiana (VON SPERLING, 2016). O lodo então sedimenta e acumula no fundo dos tanques, podendo alterar a dinâmica de escoamento e a remoção de poluentes (GONÇALVES, 1999; POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014). Dados sobre o acúmulo de lodo em lagoas variam amplamente, pois as taxas dependem das cargas aplicadas, de fatores climáticos e de condições operacionais. Além disso, as suas características podem diferir quanto à posição, profundidade e intervalo entre limpezas (CATUNDA *et al.*, 2000; NELSON *et al.*, 2004; POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014).

Sistemas de lagoas em regiões em desenvolvimento são frequentemente projetados sem um plano de retirada do lodo e operados sem o custo de remoção amortizado. Por outro lado, a utilização de procedimentos operacionais de avaliação da evolução do acúmulo de lodo permite identificar possíveis causas de oscilações ou perdas de eficiência, e alterações na hidrodinâmica dos reatores, possibilitando planejar a periodicidade da limpeza das lagoas. Assim, o procedimento é importante por gerar uma base de dados operacionais reais, melhorando o entendimento dos processos condizentes com a realidade do Brasil (RODRIGUES *et al.*, 2015; 2017).

A ETE/Pirapora é uma unidade de tratamento que recebe e trata o esgoto de, aproximadamente, 25.000 habitantes, sendo constituída por reator UASB e lagoa de polimento. Em operação há 13 anos, não há acompanhamento do acúmulo de lodo, o que pode resultar em mudanças no desempenho e impactar o rio São Francisco, corpo receptor do efluente tratado. A avaliação do acúmulo, da dinâmica e das características do lodo podem determinar estratégias de operação e manutenção em curto, médio e longo prazo, com vistas a contribuir positivamente para a conservação do ecossistema onde a ETE/Pirapora está inserida.

Neste sentido, o objetivo geral com a realização deste projeto é a avaliação do acúmulo e das características do lodo presente na lagoa de polimento da Estação de Tratamento de Esgoto de Pirapora (MG), além da influência no desempenho e hidrodinâmica do reator.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar o acúmulo de lodo na lagoa de polimento e o desempenho da Estação de Tratamento de Esgoto de Pirapora (MG), em operação por treze anos.

2.2. Objetivos específicos

E como objetivos específicos:

- Avaliar a distribuição espacial do lodo acumulado na lagoa após treze anos de operação da estação de tratamento;
- Realizar a comparação entre a hidrodinâmica da lagoa de polimento e a distribuição de lodo acumulado na lagoa;
- Estimar a taxa de acúmulo de lodo na lagoa de polimento, comparando com os valores da literatura;
- Efetuar a caracterização do lodo acumulado na lagoa de polimento;
- Analisar o desempenho do sistema (reator UASB e lagoa de polimento) após 13 anos de acúmulo de lodo.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Tratamento de esgoto por lagoas de polimento

As lagoas que recebem o efluente de reatores UASB são chamadas de lagoas de polimento, de forma a diferenciá-las da definição de lagoas facultativas e de maturação. A denominação se deve ao fato de que ainda deve proporcionar um polimento, com remoção adicional de matéria orgânica (DBO e DQO) (principal objetivo), além de promover remoção de amônia e organismos patogênicos, desde que seja projetada e operada adequadamente (CAVALCANTI, 2003; VON SPERLING *et al.*, 2008; VON SPERLING, 2017).

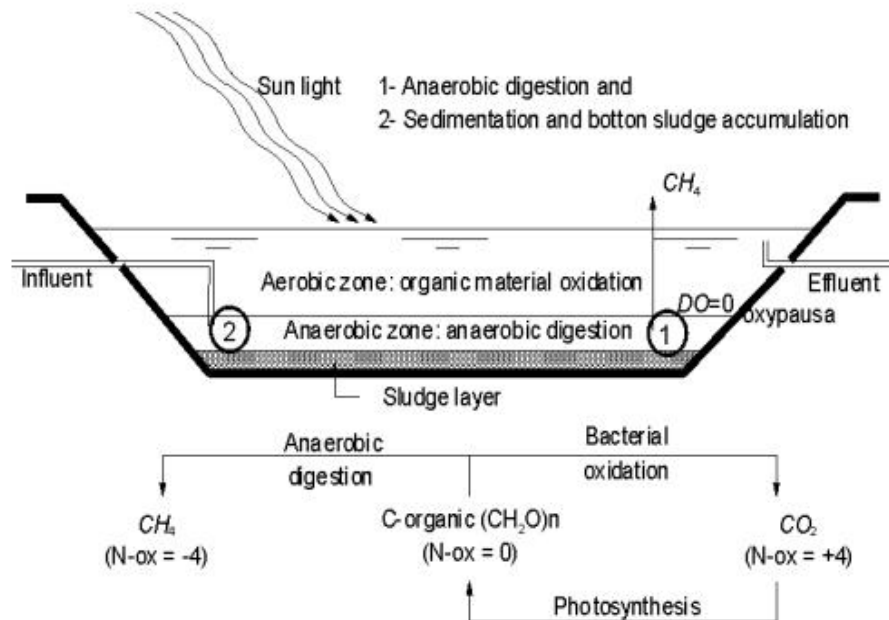
As lagoas de polimento são escavações com estruturas taludadas e impermeabilizadas, nas quais as águas residuárias escoam por um período definido como tempo de detenção hidráulica (TDH). Nesse intervalo de tempo em que o líquido permanece na unidade de tratamento, ocorrem processos de depuração essencialmente naturais, com ação microbiana na degradação da matéria orgânica e assimilação de nutrientes por algas, além de princípios físicos (sedimentação) e físico-químicos (sorção e precipitação) de remoção. O tratamento é otimizado com o adequado projeto e operação das unidades, aplicando cargas orgânicas compatíveis, proporcionando períodos de detenção suficientes, o que promove o máximo crescimento de organismos benéficos ao processo de tratamento (MARA *et al.*, 1992; VON SPERLING, 2017).

A grande presença das lagoas facultativas em estações de tratamento de esgoto em cidades de pequeno e médio porte se dá pelas elevadas eficiências, baixos custos, simplicidade operacional e de manutenção, grandes resistências a choques hidráulicos e orgânicos, sendo interessante alternativa para o pós-tratamento de reatores anaeróbios, especialmente em localidades com grande disponibilidade de área. Porém, como todo sistema de tratamento, também apresenta desvantagens como a possibilidade de liberação de maus odores, quando são operadas inadequadamente; além de apresentarem elevados requisitos de área (MARA, 2003; VON SPERLING, MASCARENHAS, 2005; VON SPERLING *et al.*, 2008).

As lagoas de polimento se caracterizam por possuir diferentes zonas (Figura 1), sendo que na camada superior predominam condições aeróbias, em razão da difusão molecular e da fotossíntese proporcionada por algas, ocorrendo oxidação dos poluentes na presença de O₂; uma zona anaeróbia no fundo, onde os sólidos suspensos sedimentam e são digeridos por ação

de microrganismos anaeróbios; além da camada intermediária, entre essas duas zonas, na qual ora predominam processos aeróbios ora anaeróbios (JORDÃO, PESSÔA, 2014).

Figura 1- Representação esquemática das zonas anaeróbia e aeróbia em lagoas de estabilização.

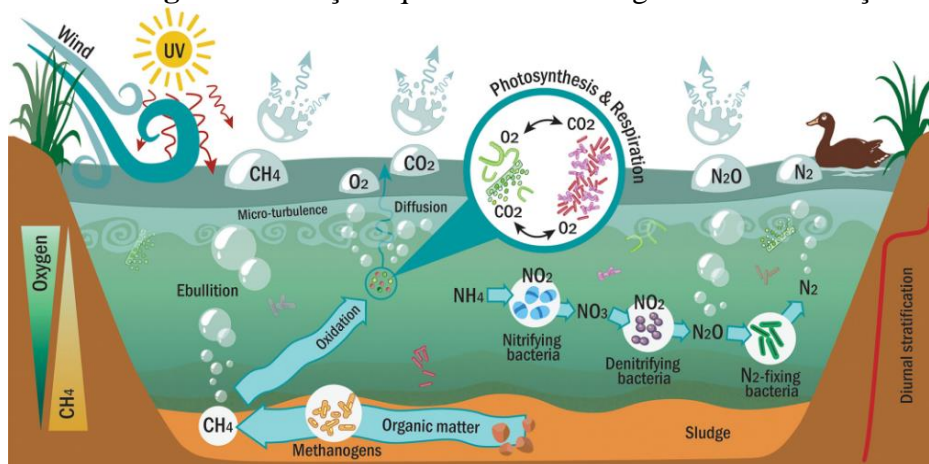


Fonte: Cavalcanti (2003).

Assim, o tratamento nas lagoas de polimento depende da associação mutualística entre algas, na região eufótica superior, e bactérias (além de arqueias). As algas fornecem oxigênio fotossintético que é utilizado pelas bactérias, que por sua vez utilizam o O_2 (caso dos microrganismos aeróbios), degradam o material orgânico e liberam dióxido de carbono, amônia e fosfato que são utilizados pelas algas (Figura 2). As lagoas devem, portanto, ser relativamente rasas e ter uma área superficial suficiente para permitir um bom crescimento das algas (MARA *et al.*, 1992).

Ao mesmo tempo, pela existência de uma grande gama de *habitats* ecológicos, criados pelo gradiente de oxigênio dissolvido (OD) e mudanças de pH (alto próximo à superfície e neutro próximo ao fundo), ocorrem outras reações nas lagoas, mantendo os processos de transformação ativos em toda a sua profundidade (HOSETTI, FROST, 1995). Como apresentado na Figura 2, pode ocorrer nitrificação, desnitrificação e fixação atmosférica de N_2 , assim como assimilação microbiana e algal, sedimentação, volatilização, precipitação, sorção, entre outros mecanismos (RODRIGUES *et al.*, 2017; COGGINS *et al.*, 2019).

Figura 2 - Reações que ocorrem em lagoas de estabilização.



Fonte: Coggins *et al.*, 2019.

Assim, para que as reações ocorram, é preciso garantir um tempo de permanência suficiente da água residuária na lagoa de polimento. O tempo de detenção hidráulica (TDH) necessário, por sua vez, é dependente das condições ambientais, como a temperatura e o nível de remoção desejável. Por exemplo, considera-se que 3 dias são suficientes para a redução das concentrações de DBO e sólidos suspensos totais (SST) do esgoto sanitário típico até a denominada concentração residual, uma vez que a remoção desses poluentes é rapidamente alcançada. Porém, em muitos casos, o principal critério de projeto para lagoas de polimento é a remoção de patógenos, que necessita de um tempo adicional (CAVALCANTI *et al.*, 2001). Para atingir este objetivo, é necessário um TDH entre 20 a 30 dias, mesmo sob condições de regiões tropicais (alta temperatura e intensidade de radiação solar) (CAVALCANTI, 2003).

Essa condição de longo período de detenção hidráulica propicia tempo suficientemente longo para obtenção de elevadas eficiências de remoção de coliformes termotolerantes, pela ocorrência de condições inóspitas para sobrevivência desses microrganismos, com maior pH, incidência de radiação UV, maior competição e predação, e oxigenação; além de atingir a completa remoção de ovos de helmintos por sedimentação (AYRES *et al.*, 1992; STOTT *et al.*, 2003; DIAS *et al.*, 2017). Porém, por outro lado também implica em demanda de uma grande área superficial para sua construção, sendo a principal limitação do uso deste sistema de tratamento em várias localidades, sobretudo para tratamento de maiores vazões e em grandes centros urbanos (CAVALCANTI, 2003).

Além do TDH, outras variáveis de interesse no projeto das lagoas são a carga hidráulica volumétrica ($1/\text{TDH}$) e a taxa de aplicação superficial (carga/área superficial), sendo que para essa última são recomendados valores entre 100 a 180 $\text{kgDBO}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ para regiões com inverno frio e pouca insolação, e entre 240 a 350 $\text{kgDBO}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ para lagoas em

regiões com inverno quente e elevada insolação. A escolha do período frio como referência se deve ao fato de que essa época é a mais crítica em termos das velocidades das reações bioquímicas, essenciais para o funcionamento das lagoas. Dessa forma, garantem-se condições para adequadas remoções mesmo em períodos de metabolismo mais lento dos microrganismos (VON SPERLING, 2017).

Em relação aos aspectos construtivos, deve-se observar a faixa de profundidade adequada, com recomendação de valores entre 1,20 a 2,00 m, sendo que as maiores alturas de lâmina líquida são indicadas para lagoas primárias, onde a sedimentação ocorre com maior intensidade. Já para lagoas de polimento e de maturação, comumente utiliza-se menores lâminas d'água, permitindo maior remoção de patógenos e de nutrientes (VON SPERLING, BASTOS, KATO, 2005).

Deve-se considerar ainda, ao menos, 0,5 m de folga na altura das estruturas, de forma a evitar possíveis transbordamentos. Os taludes devem ter inclinação em torno de 1:2 e com proteção interna (como laje de concreto, argamassa, asfalto ou geomembrana), o fundo das lagoas deve ser de reduzida permeabilidade, a fim de evitar contaminação do lençol freático, condição alcançada com compactação do solo e/ou adição de camadas de argila compactada ou ainda revestimento asfáltico ou geomembrana. Além disso, o dispositivo de entrada não deve estar localizado em frente à saída, de forma que se evite o curto circuito hidráulico. Como recomendação adicional, sugere-se que a entrada das lagoas seja afogada, de forma a evitar a emissão de aerossóis (JORDÃO, PESSÔA, 2014; VON SPERLING, 2017).

Se observados adequadamente, os parâmetros de projeto, o efluente final das lagoas não terá alta concentração de algas e nem haverá exalação de odores, dois dos problemas frequentemente relatados na utilização de lagoas de estabilização. Grandes teores de biomassa algal somente são observados no efluente de lagoas com excessivas concentrações de nutrientes disponíveis, o que é indicativo de sistemas sobrecarregados (MARA, 2003). Neste caso, recomenda-se a redução das cargas aplicadas, além de se avaliar a introdução de camadas filtrantes ao final das unidades, de forma a diminuir a concentração de sólidos suspensos (DIAS *et al.*, 2018), ainda que a legislação seja mais permissível para essa variável no efluente final das lagoas de estabilização (MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011). Em relação à exalação de odores, notadamente gases de enxofre (gás sulfídrico), também é uma consequência de problemas operacionais, com sobrecargas orgânicas e predomínio de condições anaeróbias na lagoa, sendo necessário, para contornar esse problema, ajustar a taxa de aplicação superficial ou aerar a superfície da lagoa (TRUPPEL *et al.*, 2005).

Os fatores de projeto e ambientais interferem tanto no desempenho das lagoas de polimento quanto na produção e acúmulo de lodo, sendo que o último item será detalhado a seguir.

3.2. Fatores interferentes e consequências da geração de lodo em lagoas

O estudo da geração e acúmulo de lodo em lagoas é de particular importância, pois este não se acumula uniformemente (ou seja, há heterogeneidade batimétrica) e contribui para a complexidade hidrodinâmica, tornando a lagoa menos previsível e ideal do que o projeto inicialmente concebido (COGGINS *et al.*, 2017).

A sedimentação do material particulado presente no afluente é um dos principais processos físicos para remoção de matéria orgânica da fase líquida em lagoas de polimento, sendo também um dos fatores de maior contribuição para o acúmulo de material no reator. Ressalta-se que além da contribuição dos sólidos suspensos provenientes da água residuária em tratamento, há também o depósito de microrganismos, que crescem e se reproduzem utilizando energia do metabolismo de degradação da matéria orgânica (VON SPERLING, 2016; 2017).

Os sólidos sedimentáveis então se tornam parte do lodo formado no fundo da lagoa, sendo que uma parte considerável da fração orgânica desses é transformada em biogás por meio de processos de digestão anaeróbia na camada inferior da lagoa de polimento. Os subprodutos dessa degradação, além de sólidos orgânicos e inorgânicos recalcitrantes, acumulam-se no fundo e podem permanecer por muitos anos caso não seja feito o adequado gerenciamento desse subproduto. À medida que o material acumula no fundo das lagoas, há redução gradativa de seu volume útil, de forma que pode ocorrer redução do desempenho com o passar do tempo de operação (KEFFALA *et al.*, 2013). Por isso, o lodo do fundo das lagoas de polimento precisa ser removido periodicamente (CAVALCANTI, 2003).

Ainda são possíveis fatores de contribuição para o material sedimentado no fundo, a formação de precipitados, como sais de N, P, Ca e Mg, mais comuns em lagoas de maturação; e a sedimentação de organismos patogênicos (ovos de helmintos, por exemplo), além de materiais inertes não removidos nas etapas anteriores de tratamento, como microplásticos (KEFFALA *et al.*, 2013; POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014; LI *et al.*, 2018; GATIDOU *et al.*, 2019; EDO *et al.*, 2020).

Dessa forma, a geração do resíduo é inerente aos mecanismos de remoção de contaminantes nas lagoas, sendo influenciado pela capacidade de depuração da água

residuária, que, por sua vez, é dependente dos fatores de projeto, sistema de tratamento adotado, tipo de água residuária e condições meteorológicas. Izdori *et al.* (2019), por exemplo, observaram influência do vento e das chuvas na distribuição e acúmulo de lodo em lagoas. Picot *et al.* (2005) reuniram dados de diferentes lagoas facultativas para inferir sobre o efeito de alguns fatores na produção de lodo e espacialização do mesmo. Os autores concluíram que nas temperaturas mais elevadas há maior degradação do lodo, que as taxas de acúmulo reduzem com o tempo de operação das unidades; e que há influência da geometria (relação comprimento/largura, presença de chicanas) no acúmulo do material.

Sabe-se ainda que as características do afluente (concentrações de sólidos e de demanda bioquímica de oxigênio, DBO), o tipo de lagoa (anaeróbia, facultativa ou de polimento); além das cargas aplicadas e TDH também interferem no armazenamento do lodo (NELSON *et al.*, 2004; PICOT *et al.*, 2005; GRATZIOU; CHALATSI, 2015; LI *et al.*, 2018; CRUDDAS *et al.*, 2021; LETSHWENYO; THUMULE; ELIAS, 2021). Como existem vários fatores que influenciam no acúmulo, torna-se importante a obtenção de dados locais sobre o lodo, permitindo estimar o acúmulo em regiões de condições semelhantes e a definição de períodos de limpeza.

Apesar da importância, o gerenciamento do lodo do fundo das lagoas de estabilização, no entanto, raramente é parte integrante do projeto e rotina das concessionárias responsáveis pelo tratamento de esgoto. Uma razão para a falta de atenção dada ao lodo é que há pouca informação disponível sobre as taxas de acumulação, distribuição e características do próprio lodo, até em razão do grande número de fatores influentes. A taxa de acumulação do lodo, porém, deve ser conhecida para que a frequência de remoção possa ser determinada e integrada ao cronograma de manutenção e orçamento referente à operação da ETE (NELSON *et al.*, 2004).

É necessário, ainda, saber como o lodo se distribui na lagoa, pois isso pode ter um impacto relevante na hidrodinâmica da lagoa, e conseqüentemente na eficiência do tratamento, na frequência de remoção do lodo e nas opções disponíveis para sua remoção. A distribuição do lodo é principalmente uma função da configuração da lagoa, e uma melhor compreensão da sua formação pode levar a melhorias nos projetos para alcançar a distribuição ideal e uniforme (GONÇALVES, 1999).

Outro aspecto importante relativo ao acúmulo de lodo e que tem chamado atenção nos últimos anos é em relação ao potencial de liberação de gases de efeito estufa, notadamente o N₂O e o CH₄ (PANIAGUA *et al.*, 2014). Em ambiente redutor, na presença de nitrogênio, pode ocorrer a conversão de nitrato ao óxido nitroso, gás 265 vezes mais prejudicial na

retenção de calor do que o CO₂, enquanto que o metano possui GWP (potencial de aquecimento global – Global Warming Potential) 28 vezes o do dióxido de carbono (BRASIL, 2020). No entanto, poucas foram as pesquisas que focaram sobre emissões de gases de efeito estufa nas lagoas de polimento.

Em um desses poucos trabalhos, Ho *et al.* (2021), por exemplo, observaram que a distribuição e acúmulo excessivo de lodo em lagoas implicou em aumento de emissões de gases de efeito estufa, como CO₂, CH₄ e N₂O. Relatos dessas emissões variam amplamente, pois têm relação com a configuração, tamanho e operação das lagoas, bem como das condições climáticas dos locais onde elas estão implantadas (GLAZ *et al.*, 2016). Assim, reforça-se a importância da gestão do lodo, havendo necessidade de também atuar como forma de mitigação da liberação de gases de efeito estufa em lagoas de tratamento de esgoto.

É vital aplicar uma abordagem que vise a aumentar o desempenho das lagoas de estabilização, a fim de atender às demandas atuais e futuras. Tornar a medição do lodo uma prática constante poderá implicar em redução no custo do gerenciamento e levará ao desenvolvimento de modelos mais confiáveis e precisos de hidrodinâmica da lagoa. No geral, uma abordagem mais integrada se faz necessária para entender como as lagoas funcionam atualmente e para estabelecer novos critérios de projeto para novos sistemas de lagoas e para a atualização dos existentes (COGGINS *et al.*, 2019).

3.3. Aspectos quantitativos e qualitativos do acúmulo do lodo

Como discutido, o acúmulo de lodo e sua taxa dependem do tempo de operação da lagoa e são fortemente afetados pela carga afluyente à lagoa e pela eficiência do tratamento, sendo, portanto, específico para cada tanque. De acordo com Campos (2000), a produção *per capita* diária de lodo, varia entre 20 e 35 g de sólidos secos para os processos que envolvem metabolismo aeróbio, e, de 3 a 15 g de sólidos secos considerando a degradação anaeróbia.

Essas diferenças de produção de lodo em lagoas com e sem zonas anaeróbias podem ser observadas na Tabela 1, adaptada de von Sperling (2014). O autor tabulou algumas características do lodo gerado em diferentes tipos de lagoas de tratamento de esgoto, bem como o intervalo de tempo necessário para remoção do lodo da fase líquida. A diferenciação entre as características dos lodos deve-se a maior estabilização do lodo presente em ambientes anaeróbios, dada a digestão ocorrida na zona anaeróbia, reduzindo o teor de sólidos voláteis e, conseqüentemente, a produção *per capita*. O lodo anaeróbio também possui maior teor de

sólidos fixos (menor teor de água), o que interfere nas etapas necessárias para o seu tratamento (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

Tabela 1 - Frequência de remoção e características do lodo gerado, em diferentes tipos de lagoas.

Sistema	Intervalo de remoção do lodo	Teor de Sólidos Secos (%)	Massa de lodo (gSS.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	Volume de lodo (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)
Lagoa facultativa	Décadas	5 – 15	12 – 32	0,10 – 0,25
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	Anos	-	26 – 55	0,15 – 0,45
Lagoa aerada facultativa	Anos	4 – 10	8 – 24	0,08 – 0,60
Lagoa aerada de mistura completa + lagoa de sedimentação	Anos	3 – 8	12 – 30	0,15 – 1,00
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	Anos	-	26 – 55	0,15 – 0,45
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de alta taxa	Anos	-	26 – 55	0,15 – 0,45
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	Anos	-	30 – 60	0,17 – 0,52

Fonte: von Sperling (2014).

Keffala *et al.* (2013) sugerem que o lodo acumulado deva ser removido das lagoas de polimento a cada 2 a 5 anos, intervalo de tempo que depende das características da água residuária bruta, do tempo de retenção e da temperatura média. Ainda de acordo com os autores, no período em que foi feita a avaliação, cerca de 50% das lagoas de tratamento de esgoto em todo o mundo operam com lodo há mais de 15 anos. Acredita-se que a realidade não mudou desde então, sobretudo no Brasil, no qual o gerenciamento do lodo é negligenciado em rotinas de muitas das concessionárias de esgoto.

Sabe-se que, além da distribuição do lodo não ser homogênea, como já discutido, pode haver também diferença quanto a sua composição ao longo do comprimento da lagoa de polimento. Devido às condições de turbidez e carga orgânica presente, a sedimentação das algas ocorre, mais frequentemente, nas regiões próximas à saída da lagoa, enquanto a

sedimentação de sólidos oriundos do reator UASB ocorre na entrada da lagoa (CATUNDA *et al.*, 2000).

As características físicas e químicas do lodo também dependem da composição das águas residuárias e dos processos que ocorrem tanto na fase líquida quanto na fase sólida do tratamento. Essas características podem variar anualmente, sazonalmente ou até mesmo diariamente (GONÇALVES, 1999). Sendo assim, a quantidade e qualidade do lodo refletirão a eficiência do tratamento da estação, bem como as condições da lagoa e do local de retirada desse material acumulado no fundo das lagoas (BATISTA, 2015).

Nelson *et al.* (2004) estudaram algumas características da composição do lodo, como sólidos totais, relação sólidos voláteis/sólidos fixos, densidade de ovos de helmintos e microrganismos patogênicos, e concluíram que estas variaram significativamente tanto horizontal quanto verticalmente na camada de lodo das lagoas. Por essa razão, os autores deixaram como recomendação para futuros estudos, que fosse feita a coleta de amostras do lodo em locais representativos em toda a lagoa, objetivando ter melhor avaliação da quantidade e qualidade do material acumulado.

3.4. Influência do lodo na hidrodinâmica e desempenho de lagoas

Como descrito, à medida que ocorrem as reações, são gerados subprodutos da degradação, além de células bacterianas e algas, que podem sedimentar ao longo da lagoa, sendo retidos no compartimento anaeróbio (VON SPERLING, 2017). Forma-se então camadas adensadas de lodo, reduzindo o volume da lagoa pelo qual o esgoto escoar. Como o TDH é dependente do volume útil e da vazão, como apresentado na Equação 1, pode haver redução do tempo de permanência do líquido no reator, interferindo na hidrodinâmica das lagoas de polimento (JORDÃO; PESSOA, 2014).

$$\text{TDH teórico} = \frac{V}{Q} \quad (\text{Equação 1})$$

Em que, o TDH teórico é o tempo de detenção hidráulica teórico do sistema (d), V é o volume da lagoa (m³) e Q é a vazão média do sistema (m³.d⁻¹).

A eficiência do tratamento e o desempenho das lagoas são fortemente relacionados ao comportamento hidrodinâmico, que, por sua vez, pode ser influenciado por fatores de projeto, operacionais e ambientais, como geometria da lagoa, número e posicionamento das estruturas

de entrada e saída, acúmulo de lodo; padrão de mistura ou estratificação térmica; presença de zonas mortas; ocorrência de curto-circuito; radiação solar; temperatura e vento (VON SPERLING, 2017; COGGINS *et al.*, 2019; PASSOS *et al.*, 2019).

Para avaliação da hidrodinâmica das lagoas tem sido utilizados traçadores salinos, radioativos e fluorescentes, modelagens computacionais com traçadores virtuais e o uso de *drogues* (flutuador com atuador) acoplados a GPS, permitindo conhecer as condições de escoamento nos reatores. Além, pode-se avaliar o efeito das modificações da configuração e/ou das condições operacionais, a partir da análise de variáveis como TDH, número de dispersão (d), número de tanques em série (N), eficiência hidráulica e volumétrica, entre outras variáveis de caracterização hidrodinâmica (NAMECHE; VASSEL, 1998; ALVARADO *et al.*, 2013; PASSOS; VON SPERLING; RIBEIRO, 2014a; PASSOS *et al.*, 2018; PASSOS; FERREIRA; VON SPERLING, 2019).

Assim, em uma condição ideal, o TDH seria igual ao valor calculado pela Equação 1 (válida para reatores de alimentação contínua). No entanto, em condições reais, os fatores elencados fazem com que o TDH real seja diferente do teórico (JORDÃO; PESSÔA, 2014), podendo resultar em desempenho diferente do projetado. Consequentemente, em longo prazo, por exemplo, a eficiência hidráulica das lagoas pode ser comprometida pelo acúmulo de lodo, dada a redução do volume efetivo e a alteração da batimetria (COGGINS *et al.*, 2017; 2019).

Dada a preocupação em relação ao desempenho das lagoas, nos últimos anos foram desenvolvidas pesquisas que avaliaram a influência do lodo nas eficiências dos reatores. Rodrigues *et al.* (2015), por exemplo, compararam o desempenho de duas lagoas de polimento, uma com lodo acumulado por 11 anos e outra sem lodo, e observaram que ambas apresentaram desempenhos semelhantes em termos de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e coliformes, apesar do lodo ocupar cerca de 40% do volume, resultando na diminuição do TDH dessa. Neste caso, possivelmente, a camada de lodo proporcionou maior diversidade microbiana e tornou a lagoa mais rasa (mais propícia à desinfecção), resultando em condições que compensaram a redução do tempo de permanência do líquido no reator (DIAS *et al.*, 2014; RODRIGUES *et al.*, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2017). Quedraogo *et al.* (2016), demonstraram ainda, por meio de análise computacional, que um aumento no volume de lodo, dependendo de sua distribuição ou geometria, pode vir a melhorar o desempenho hidrodinâmico da lagoa. O acúmulo de lodo, chegando até mais próximo da superfície da água, foi visto como benéfico ao evitar curto-circuito, pois poderia funcionar como um defletor. Comportamento semelhante pode ter ocorrido no trabalho de Rodrigues *et al.* (2015).

No entanto, como a distribuição do lodo não é homogênea ao longo de uma lagoa de estabilização, sua influência também não será semelhante em cada ponto da unidade de tratamento. Quando certo volume de lodo é depositado perto das bordas, o desempenho hidráulico difere de quando há acúmulo do mesmo volume próximo à entrada ou saída da lagoa. Também pode haver diferenças quanto à rugosidade da superfície do lodo, interferindo na hidrodinâmica da lagoa, alterando a dispersão do efluente (ALVARADO *et al.*, 2012).

Outra questão, talvez a mais desafiadora, em relação à gestão das lagoas está relacionada com a necessidade de gerenciamento de grandes volumes resultantes do acúmulo de lodo por muitos anos, em um cenário com normas ambientais cada vez mais rígidas (COGGINS *et al.*, 2019). No item a seguir, serão discutidos os aspectos econômicos e ambientais envolvidos na gestão de lodo de lagoas de polimento.

3.5. Gerenciamento do lodo de lagoas

No tratamento de esgoto, o gerenciamento do lodo deve ser uma etapa que não pode ser negligenciada. Apesar do pequeno volume gerado em relação ao total de efluente tratado, cerca de 1 a 2%, o custo envolvido na gestão desse subproduto pode variar entre 20 a 60% dos custos operacionais de uma ETE, envolvendo o tratamento, transporte e a disposição final (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

O lodo retido em sistemas de tratamento de águas residuárias deve passar por algumas etapas antes da sua disposição final, como adensamento, digestão, condicionamento, desidratação e desinfecção. Dependendo das características e da destinação desse lodo, algumas dessas podem ser dispensadas. Por exemplo, o lodo acumulado em zonas anaeróbias, como é o caso de lagoas de polimento, não precisa passar pelo adensamento e digestão, pois o material possui menor teor de água e de sólidos voláteis (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

Além dos aspectos financeiros, outro importante ponto sobre a gestão de lodo é em relação às questões ambientais, relacionados ao risco de contaminação das áreas de disposição, risco de exalação de odores e emissões de gases de efeito estufa. Segundo dados do IBGE (2020), 50% do lodo gerado no Brasil não passa por qualquer tipo de tratamento, condição de potencial impacto ao meio ambiente.

Ademais, os lodos são materiais orgânicos ricos em nutrientes removidos durante o processo de tratamento do esgoto, razão pela qual o seu descarte em aterros controlados ou sanitários é um desperdício de recursos. Conforme apresentado em relatório do IBGE (2020)

para o ano de 2019, das 1.707 ETEs analisadas, 779 encaminharam para aterros sanitários, 290 das estações enviaram o lodo para terrenos baldios, lixões ou aterros controlados (soluções menos adequadas ambientalmente), 215 fizeram o uso na própria estação ou destinam o biossólido como insumo agrícola, enquanto que o restante do lodo das ETEs tinha como destino cursos d'água ou uso na construção civil.

Em Minas Gerais, a situação muda um pouco, pelo fato de que muitas das ETEs fazem o próprio aterramento do lodo. Das 384 ETEs em operação, 184 foram analisadas, sendo que 113 têm essa destinação para o lodo (MINAS GERAIS, 2021). Os demais dados se encontram na Tabela 2, que indica o baixo reaproveitamento no estado, considerando o possível uso na agricultura.

Tabela 2 - Destino do lodo das ETEs no estado de Minas Gerais.

Destino do lodo	Quantidade de ETEs
Aterrado na própria ETE	113
Aterro Sanitário	56
Sem dados	12
Lixão	03

Fonte: Minas Gerais (2021).

Assim, pelos motivos descritos, nos últimos anos, um grande número de estudos tem se concentrado na compreensão e na solução das questões ambientais multifacetadas associadas ao tratamento e a disposição final (GOPALAKRISHNAN *et al.*, 2017), visando aumentar a porcentagem do lodo já aproveitado (agricultura e construção civil) e encontrar novas destinações.

Na Europa, por exemplo, em 1992, cerca de 48 e 33%, respectivamente, do resíduo sólido de ETEs eram encaminhados para aproveitamento agrícola e disposição em aterros sanitários. Já em 2005, o aproveitamento, incineração e disposição em aterros sanitários representavam, nessa ordem, 54, 21 e 15%. Em 2020, a disposição em aterros representou somente 4% do total de lodo produzido, indicando clara tendência de redução da disposição do lodo em aterros e aumento do seu aproveitamento e da incineração, principalmente devido a novas tecnologias, redução de custos e mecanismos de proteção ambiental (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012; KEFFALA *et al.*, 2013; RAHEEM *et al.*, 2018).

A diminuição da deposição de lodo em aterros apresenta-se como uma medida de grande importância ambiental devido à presença de vários compostos orgânicos e minerais, elevados teores de nutrientes e do risco de contaminação secundária causada pelo chorume e emissões fugitivas de metano. Além de macro e micronutrientes, o lodo também apresenta

microcontaminantes e organismos patogênicos, dada a contribuições de esgotos de origem doméstica, de serviços de saúde e de indústrias, apresentando risco sanitário e ambiental (SILVA *et al.*, 2007; BRINGHENTI *et al.*, 2018; COGGINS *et al.*, 2019). Assim, caso não haja a impermeabilização correta e a coleta e o tratamento do chorume, há risco de contaminação de águas subterrâneas e superficiais pelo lixiviado de aterros sanitários e controlados.

Na aplicação no solo, também há riscos sanitários e de poluição por contaminantes orgânicos e inorgânicos, razão pela qual, existem legislações a serem seguidas. A Resolução CONAMA 375/2006 foi substituída pela Resolução CONAMA 498/2020 (BRASIL, 2006; 2020) como legislação de referência para a disposição desse subproduto de ETEs no solo, sendo que a normativa vigente possui limites para teores de contaminantes no biossólido e de carga acumulada no solo na hipotética aplicação do resíduo, além das máximas contagens de organismos patogênicos no lodo. A Resolução CONAMA 498/2020 é mais flexível para utilização do lodo, apresentando possíveis usos para emprego do lodo Classe B (de pior qualidade em termos microbiológicos), ao contrário do que ocorria na antiga resolução (passados cinco anos de sua publicação). Dessa forma, observa-se que a Resolução CONAMA 498/2020 amplia oportunidades de uso do lodo, no sentido de incentivar e viabilizar o maior aproveitamento do biossólido (AMORIM JÚNIOR, 2021).

Além da aplicação no solo, que deve seguir a legislação e critérios agrônômicos, de forma a ter a possibilidade do uso agrícola sustentável e seguro, há avaliações da viabilidade do emprego da compostagem, aproveitamento energético e utilização do lodo para fabricação de agregados e biosorventes (KEFFALA *et al.*, 2013; SRINIVASAN *et al.*, 2015; SWIERCZEK *et al.*, 2018). As questões ambientais associadas ao tratamento e destinação final de lodo são abundantes e tais questões devem ser levadas em consideração ao se tomar decisões sobre a seleção da estratégia ideal de gestão (GOPALAKRISHNAN *et al.*, 2017).

Diante do exposto, torna-se importante avaliar os aspectos quantitativos e qualitativos do lodo acumulado em lagoas de polimento inseridas em estações de tratamento de esgotos. E um caso em particular é a ETE de Pirapora, a qual tem 13 anos de operação e não houve, ainda, a remoção do lodo. Essa análise permite inferir sobre o possível aproveitamento do resíduo sólido, sobre a taxa de acúmulo, batimetria da lagoa e distribuição ao longo da lagoa. Também se pode avaliar a influência do acúmulo de lodo na hidrodinâmica e no desempenho do reator.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

Esta pesquisa foi realizada na ETE do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Pirapora, Minas Gerais.

Pirapora possui uma área aproximada de 575,46 km², situando-se na região do Alto Médio São Francisco, em sua margem direita. As médias anuais de temperatura na cidade oscilam entre 23°C e 24°C, com precipitações pluviométricas entre 900 mm e 1300 mm por ano. A estação seca corresponde ao período de abril a outubro, com chuvas concentradas no período de novembro a março (SOUZA, 2008).

A cidade localiza-se numa área de relevo relativamente plano, com altitude variando de 450 metros na planície fluvial do rio São Francisco, a, aproximadamente, 800 metros nas áreas de chapadas. No município, o relevo apresenta características montanhosas em 5% de seu território, onduladas em 75% e características planas em 20% da sua área. A vegetação dominante é o cerrado, além da mata ciliar ao longo do rio São Francisco (SOUZA, 2008).

Dados de 2020 apontam que 94% da população é atendida com água tratada; 48% com coleta e tratamento de esgoto, e 97% com coleta de resíduos sólidos, todos esses sob a responsabilidade do SAAE (BRASIL, 2020). O esgoto tratado pela ETE é lançado no rio São Francisco (vazão de referência de 176 m³.s⁻¹), que também recebe parte dos despejos não tratados da cidade. Outro curso d'água receptor de efluentes domésticos não tratados é o córrego das Pindaíbas, de menor vazão (vazão de referência de 21,1 L.s⁻¹) e, assim, menor capacidade de autodepuração (BRASIL, 2013).

O projeto do sistema de esgotamento sanitário do município de Pirapora foi feito em 1998, com início da operação da ETE em junho de 2008, dez anos após. A estação é constituída de tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), calha Parshall, reator UASB e lagoa de polimento, além de leitos de secagem e queimador de gás, conforme demonstrado na Figura 3.

Figura 3 - Imagem de satélite destacando a ETE/Pirapora.

Fonte: Google Earth (2021).

O projeto da ETE foi concebido para ser construído em 2 etapas, sendo que o tratamento preliminar é comum a ambas. A primeira etapa, que está em operação, tem capacidade de tratamento de 90 L.s^{-1} , tendo 4 reatores UASB e 1 lagoa de polimento. Atingido o limite do primeiro módulo, a ETE ganhará mais 4 reatores UASB e 1 lagoa de polimento, dobrando a sua capacidade de tratamento.

Como discutido, o esgoto bruto proveniente das estações elevatórias passa por um sistema de gradeamento, sendo seguido por uma etapa de desarenação e de um medidor de vazão do tipo calha Parshall. O esgoto, então, é encaminhado à outra estação elevatória, que direciona ao conjunto de 4 reatores UASB (de mesmo volume) e à lagoa de polimento, antes do lançamento no rio São Francisco. Na Tabela 3 estão detalhadas as principais dimensões da lagoa de polimento da ETE/Pirapora.

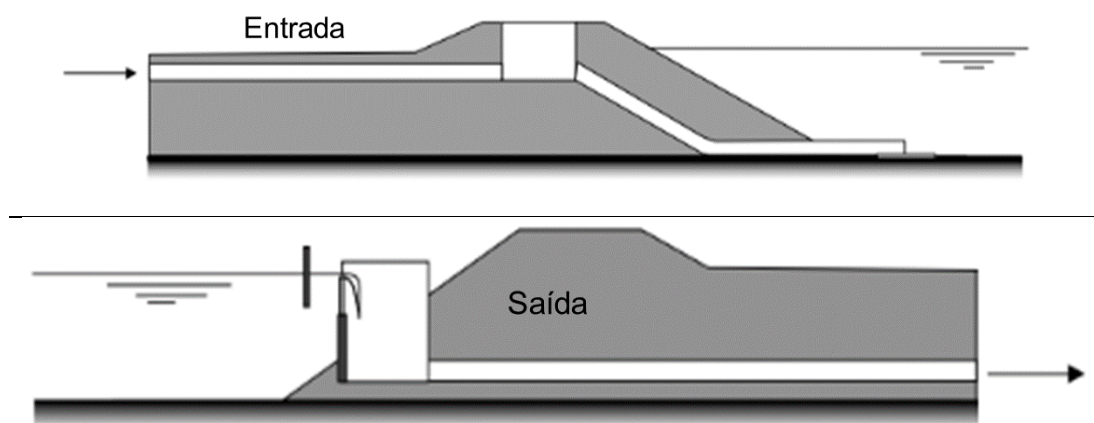
Tabela 3 - Características da lagoa de polimento, SAAE/Pirapora.

Características	Magnitude
Número de entradas/saídas	1/1
Profundidade da lâmina d'água (m)	1,50
Comprimento (m)	200
Largura (m)	120
Relação comprimento/largura	1,66
Volume (m ³)	34.060

Fonte: Do autor (2021).

A lagoa de polimento possui 1 única entrada, um tubo de 400 mm de diâmetro, submerso e horizontal, e um dispositivo de saída, um vertedor (nível fixo), localizado na face oposta e exatamente à frente da entrada (FIGURA 4). O fundo da lagoa é formado por uma camada de 50 cm de espessura de argila compactada, o talude interno possui uma inclinação de 1:2 e há placas de proteção de laje de concreto no ponto de contato com o nível d'água.

Figura 4 – Representação das estruturas de entrada e saída da lagoa de polimento.



Fonte: von Sperling (2017).

Desde o início de sua operação, nunca foi feita a remoção do lodo acumulado na lagoa de polimento, havendo, portanto, treze anos de acúmulo de lodo.

Ao longo do período de funcionamento da ETE Pirapora, a cidade cresceu e as contribuições de esgoto mudaram. Em 2021, a vazão afluyente à ETE era de $41 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ou $3.542 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$. Em relação à população atendida pelo sistema de tratamento, o relatório do SNIS publicado em 2010 (BRASIL, 2010), que correspondeu às informações de 2009 (ano de início da operação), indicou que a ETE atendia a 11.708 habitantes. Para os demais anos de operação, considerou-se os dados disponibilizados pelo SAAE, onde se indica que, por exemplo, em 2021 a ETE atendia a 25.505 habitantes. A fim de calcular a contribuição *per capita* anual de lodo ao longo desses treze anos de operação, utilizou-se o somatório da população atendida neste período, 270.687 habitantes, e o volume de lodo acumulado (conforme será demonstrado no item 4.2.1).

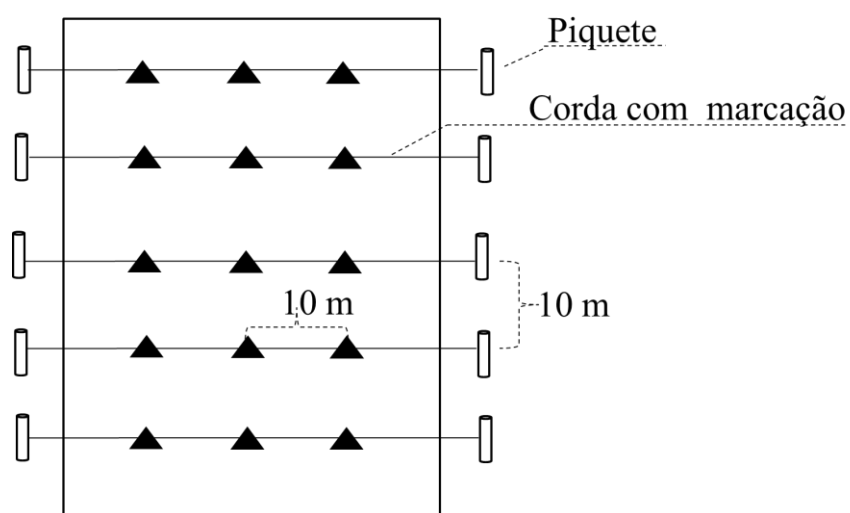
4.2. Condução Experimental

Para avaliação de aspectos quantitativos e qualitativos do lodo acumulado, sua distribuição, e possível influência na hidrodinâmica e no desempenho da lagoa de polimento da ETE descrita, foram realizados os seguintes procedimentos metodológicos.

4.2.1. Batimetria

A batimetria seguiu o proposto por Gonçalves (1999), Possmoser-Nascimento *et al.* (2014) e Passos *et al.* (2014b). Para localização geográfica de cada ponto, a lagoa de polimento foi piquetada, ao longo de seu comprimento, em ambos os lados, de 10 em 10 metros, utilizando uma corda, também demarcada de 10 em 10 metros, que foi esticada entre os pontos piquetados, para delimitação dos locais para realização da batimetria, conforme Figura 5. No total foram 209 pontos marcados, os quais foram acessados por barco, conforme ilustra a Figura 6.

Figura 5 - Esquema ilustrativo da demarcação dos pontos para batimetria.



Os triângulos representam os pontos de amostragem.

Fonte: Do autor (2022).

Figura 6 - Piqueteamento na lateral da lagoa e corda marcada.

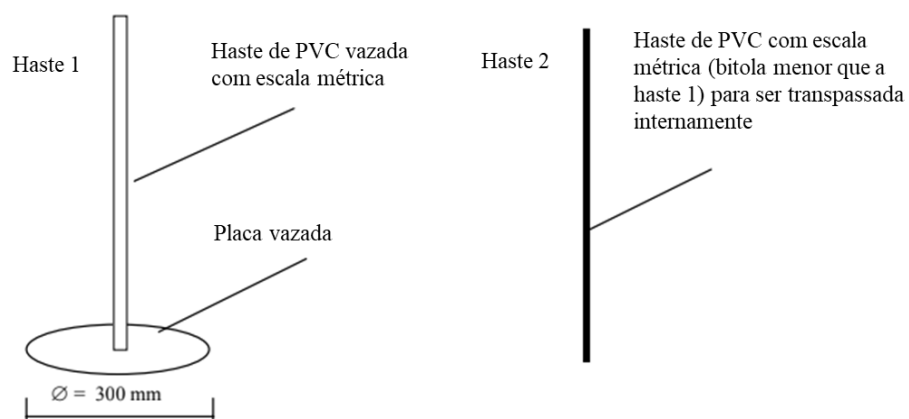


Fonte: Do autor (2022).

O equipamento utilizado para o levantamento batimétrico consistiu em 2 hastes de PVC conectáveis e com escalas métricas. A haste 1 foi utilizada para determinar a profundidade da interface lodo-líquido (superfície da camada), onde repousou sem penetrar devido à placa circular de plástico com 30 cm de diâmetro situada na sua base, conforme representado nas Figuras 7 e 8. Uma vez localizada a superfície da camada de lodo com a haste 1, a haste 2 foi introduzida no interior da haste 1. Esta segunda haste perfurou toda a camada de lodo, detendo-se ao encontrar o fundo da lagoa. A diferença entre as medições de profundidade realizadas através das duas hastes representa a altura da camada de lodo.

Os valores encontrados para a altura do lodo foram plotados no programa QGIS, para que fosse realizado o cálculo do volume total de lodo acumulado e verificar sua distribuição espacial na lagoa de polimento.

Figura 7 - Representação esquemática do equipamento utilizado para determinação da altura da camada de lodo.



Fonte: Gonçalves (1999).

Figura 8 - Medição da altura da camada de lodo na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.



Fonte: Do autor (2022).

4.2.2 Hidrodinâmica

Neste estudo, utilizou-se como *drogues* cocos verdes (estes serviram para uma avaliação prévia da hidrodinâmica) e um flutuador que seguiu o proposto por Passos *et al.* (2014a). Ambos foram lançados dentro do PV (poço de visita) localizado a montante da lagoa de polimento, os cocos verdes em uma semana e na seguinte, o flutuador foi lançado (FIGURA 9).

Os cocos verdes, num total de 20 unidades, foram lançados um a um, suas trajetórias foram acompanhadas visualmente e a localização foi registrada em um papel quadriculado.

Figura 9 - Lançamento dos cocos verdes na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.



As setas indicam os cocos verdes flutuando na lagoa de polimento.

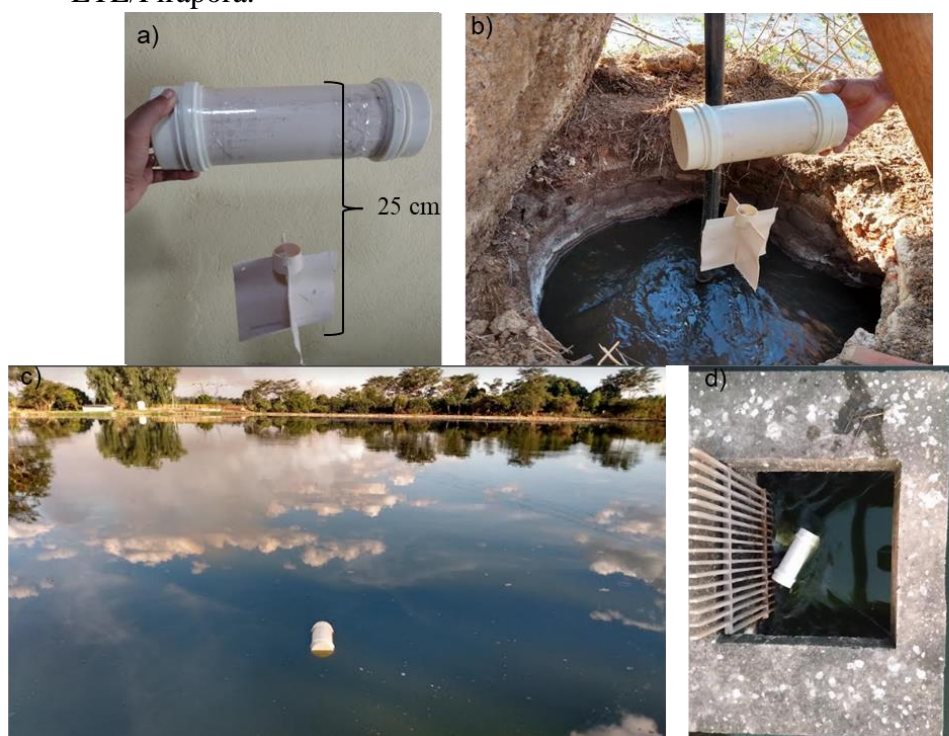
Fonte: Do autor (2022).

O *drogue*, conforme apresentado na Figura 10, consistiu de uma “cápsula” de PVC de 30 cm de comprimento e 100 mm de diâmetro, conectada por meio de dois fios a placas de 200 x 200 mm. A cápsula funcionou como um flutuador e no seu interior foi colocado um *smartphone* com o aplicativo STRAVA instalado e em operação, para o registro automático do trajeto percorrido pelo *drogue* durante todo o período em que permaneceu na lagoa. Com a finalidade de garantir que o aparelho ficasse ligado durante todo o tempo necessário, uma bateria externa foi conectada ao *smartphone*. E ainda, para proteger o celular e a bateria contra uma possível entrada de água, eles ficaram dentro de uma sacola plástica. O flutuador foi dimensionado de forma que ficasse com a menor exposição possível ao vento.

Para evitar que os cocos e o *drogue* atingissem o curso d’água receptor, foi instalada, durante o período deste experimento, uma grade na saída da lagoa de polimento, de modo que estes ficassem ali retidos.

Após, os dados registrados pelo aplicativo STRAVA foram transferidos para o programa Google Earth® que demarcou o trajeto realizado, que correspondeu às linhas de escoamento preferencial do esgoto na lagoa de polimento, conhecendo a distância percorrida e o tempo gasto neste percurso.

Figura 10 - *Drogue* usado para avaliação da hidrodinâmica na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.



Legenda: a) Detalhe do *drogue*. b) PV de lançamento do *drogue*. c) Vista do *drogue* na lagoa de polimento. d) *Drogue* na saída da lagoa de polimento.

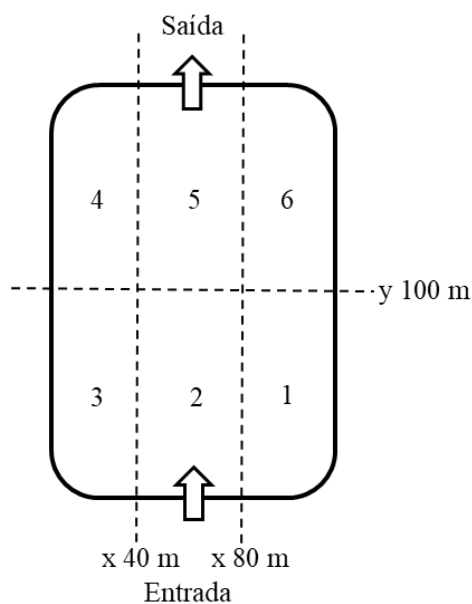
Fonte: Do autor (2022).

A informação da direção dos ventos predominantes durante o período do ensaio hidrodinâmico foi obtida através do *site* do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) para a Estação Meteorológica A545, localizada em Pirapora, e compilados aqui, na forma da figura de Rosas dos Ventos, feito com auxílio do *software* WRPlot View.

4.2.3. Caracterização do lodo

Para avaliação das características do lodo, a lagoa foi dividida em 06 seções, conforme demonstrado na Figura 11, sendo que as coletas ocorreram no centro de cada seção. Realizou-se, ao todo, 4 campanhas de coletas de lodo, semanais, entre janeiro e fevereiro de 2022. Os resultados foram apresentados por meio de gráficos *box-plot*.

Figura 11 - Esquema das seções numeradas de coleta do lodo.



Fonte: Do autor (2021).

O procedimento de coleta do lodo foi uma adaptação da metodologia proposta por Alves (2006), que segue as seguintes etapas: (1) meça a altura da camada de lodo, (2) introduza o aparato constituído por um tubo de PVC, de 1,50 metros de comprimento, até 30 cm na camada de lodo, (3) feche o registro puxando a corda, (4) retire o aparato da lagoa, (5) abra a escotilha para o descarte do esgoto coletado conjuntamente ao lodo restando, assim, somente este no interior do tubo de PVC, e (6) abre-se o registro, depositando o lodo nos recipientes de amostragem (FIGURA 12). Dessa forma, a pesquisa investigou as

características físicas, químicas e microbiológicas do material mais recentemente acumulado nas distintas seções (camadas superiores do perfil vertical do lodo).

Figura 12 - Detalhes do dispositivo de coleta e das etapas de amostragem de lodo.



Fonte: Do autor (2022).

O lodo coletado foi acondicionado em frascos preservados conforme *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (2005) e levados ao Laboratório de Controle de Qualidade da Água e Esgoto do SAAE/Pirapora e ao Laboratório Bioética Ambiental, onde as análises foram realizadas. As variáveis e as metodologias utilizadas para caracterização do lodo acumulado estão descritas no Quadro 1. Os resultados foram apresentados em termos de volume (em L) e massa (em kg); para este último, efetuou-se a conversão utilizando o valor

médio da massa específica do lodo, de 1.045 kg.m^{-3} , conforme descrito por Andreoli, von Sperling, Fernandes (2014).

Quadro 1 - Variáveis e Metodologias para avaliação da qualidade do lodo.

Variáveis	Metodologia
Sólidos totais (ST)	SMWW 2540-ST B
Sólidos suspensos (SS)	SMWW 2540-SST D
Sólidos voláteis (SV)	SMWW 2540-SV E
Sólidos fixos (SF)	SMWW 2540-SF E
Nitrogênio total Kjeldahl	SMWW 4500-Norg C
Fósforo total	SMWW 4500-P E
pH	Potenciometria
Ovos de helmintos	USEPA 625

SMWW: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (2005).

USEPA: United States Environmental Protection Agency (2003).

Fonte: Do autor (2021).

4.3. Desempenho da ETE

Para inferência da possível alteração no desempenho da ETE ao longo dos anos de operação, utilizou-se a base de dados e o histórico do monitoramento de qualidade do esgoto da estação.

Os dados de operação são referentes às seguintes variáveis de caracterização: condutividade elétrica (CE), DBO_5^{20} , DQO, *Escherichia coli* (EC), pH, sólidos sedimentáveis (S_{Sed}), fósforo total (P_{total}), nitrogênio amoniacal (N_{am}), respectivamente, determinadas pelos métodos SMWW 2510 B, SMWW 5210 B, SMWW 5220 D, SMWW 9223 B, potenciometria, SMWW 2540 F, SMWW4500 P-E e SMWW NH_3C .

Foi realizada análise estatística da série de 13 anos de operação, sendo que as variáveis CE, DBO_5^{20} , DQO, EC, pH e sólidos sedimentáveis (S_{Sed}) tiveram frequência de monitoramento bimestral, com 6 dados em cada ano (total de 78 análises de cada uma das variáveis); enquanto que as variáveis fósforo total e nitrogênio amoniacal tiveram frequência de monitoramento quadrimestral, com 3 dados em cada ano (com total de 39 análises de cada uma dessas variáveis). As amostragens foram feitas na entrada da ETE (esgoto bruto) e na saída da lagoa de polimento.

Foram elaborados gráficos *box-plot* da concentração de entrada e saída da ETE, além de gráficos da eficiência média anual de remoção de cada variável, para avaliar o desempenho da ETE ao longo do tempo de operação.

A fim de se avaliar o desempenho da ETE, os dados da estação foram comparados com valores típicos de eficiência disponibilizados pela literatura específica para sistemas de tratamento semelhantes, reator UASB e lagoa de polimento, e demonstrados na Tabela 4, como: Sobrinho; Jordão (2001), Chernicharo (2007), Dias *et al.* (2014), Takeuti (2003), von Sperling; Chernicharo (2000) e von Sperling (2014, 2017).

Tabela 4 – Eficiências de tratamento relatadas na literatura.

Variáveis	Eficiência
Nitrogênio Amoniacal	50 – 65%
DBO	77 – 87%
DQO	70 – 83%
<i>E. coli</i>	3 – 5 unidades logarítmicas (ou 99,9 - 99,999%)
Fósforo Total	> 50%
Sólidos sedimentáveis	90 – 95%

Fonte: Do autor (2022).

As eficiências de remoção de DBO e DQO também foram comparadas com a normativa estadual, Deliberação Normativa COPAM/CERH 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008), que determina para essas variáveis, médias anuais iguais ou superiores a 70 e 65%, respectivamente, ou concentrações máximas de 60 e 180 mg L⁻¹, nessa mesma ordem. Ainda em relação à série de sólidos, há limite de 1 mL.L⁻¹ de sedimentáveis; por fim, o pH deve estar entre 6,0 e 9,0 conforme especificado no padrão para lançamento. Optou-se pela utilização da DN 01/2008 para comparação devido ao fato dessa ser mais restritiva do que sua equivalente federal, a resolução CONAMA 430/2011.

As demais variáveis não foram analisadas quanto ao atendimento da legislação devido ao fato de que não há parâmetros estabelecidos para o padrão de lançamento (caso do fósforo e de *E. coli*) ou os limites estabelecidos não são válidos para esgoto sanitário (caso do nitrogênio amoniacal). Neste caso, para incluir as variáveis na discussão do atendimento da legislação, é preciso realizar a avaliação das condições de mistura no curso d'água e a não alteração da qualidade d'água na classe no qual o trecho foi enquadrado, o que não foi realizado no presente trabalho.

4.4 Análises estatísticas

Foi dado enfoque às estatísticas descritivas que têm por objetivo resumir ou descrever as características mais importantes de um conjunto de dados, como valores mínimo, médio, máximo e mediana.

Dos resultados das análises efetuadas para avaliação das características do lodo, utilizou-se de tabelas, *box-plot* e análise de correlação de Spearman (para comparação entre as variáveis de caracterização do lodo) utilizando-se os softwares Statistica 10.0 e Excel.

A análise do desempenho da ETE ao longo dos anos de operação, foi feita por meio de *box-plot* e da eficiência média anual de cada variável (citados no item 4.3).

O controle operacional é de grande importância, pois permite, por meio da utilização de um programa de monitoramento, verificar o cumprimento de padrões de lançamento e de qualidade do corpo hídrico receptor. Para esse propósito, foram monitorados o afluente e efluente da ETE, visando identificar tendências e inferências estatísticas (VON SPERLING, 2014).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

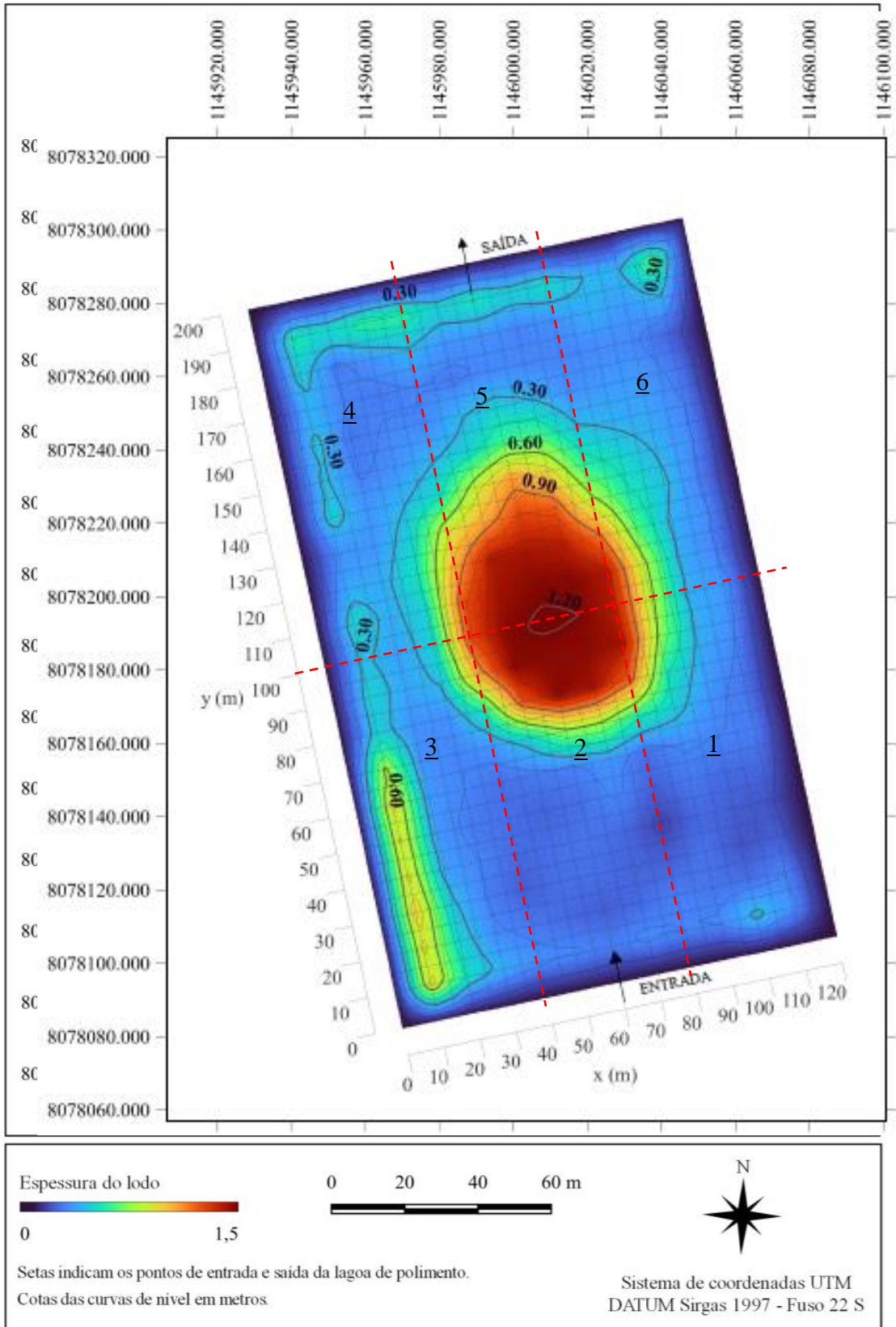
Inicialmente serão apresentados os resultados e discussão referentes à batimetria, seguido dos dados de hidrodinâmica, de características do lodo e, por fim, os resultados do histórico de monitoramento da ETE.

5.1. Batimetria

Neste tópico serão mostrados os resultados da batimetria realizada na lagoa de polimento da ETE/Pirapora. Com os dados obtidos foi possível determinar a quantidade e a distribuição do lodo acumulado na lagoa de polimento, com, aproximadamente, 13 anos de operação, conforme apresentado na Figura 13, onde se destacam as curvas de nível do lodo.

Observou-se um maior acúmulo de lodo próximo ao centro da lagoa, com pico de 121 cm, no mesmo alinhamento dos dispositivos de entrada e saída do efluente e um pequeno acúmulo à esquerda da entrada. Nas demais áreas da lagoa de polimento, a altura do lodo não ultrapassou 0,4 m. Este acúmulo em uma das laterais (à esquerda da entrada) pode ter ocorrido devido à direção predominante dos ventos mais fortes, conforme relataram Saraiva *et al.* (2005), Konaté *et al.* (2013) e Izdori *et al.* (2019). No entanto, a influência dos ventos não foi avaliada profundamente no presente estudo, somente sendo demonstrada a direção predominante no período da realização do teste da hidrodinâmica (demonstrado a seguir, no item 5.2), análise que pode auxiliar no entendimento do padrão de acúmulo de lodo na lagoa.

Figura 13 - Altura do lodo acumulado na lagoa de polimento da ETE Pirapora (MG), com espessura da camada de lodo em metros.

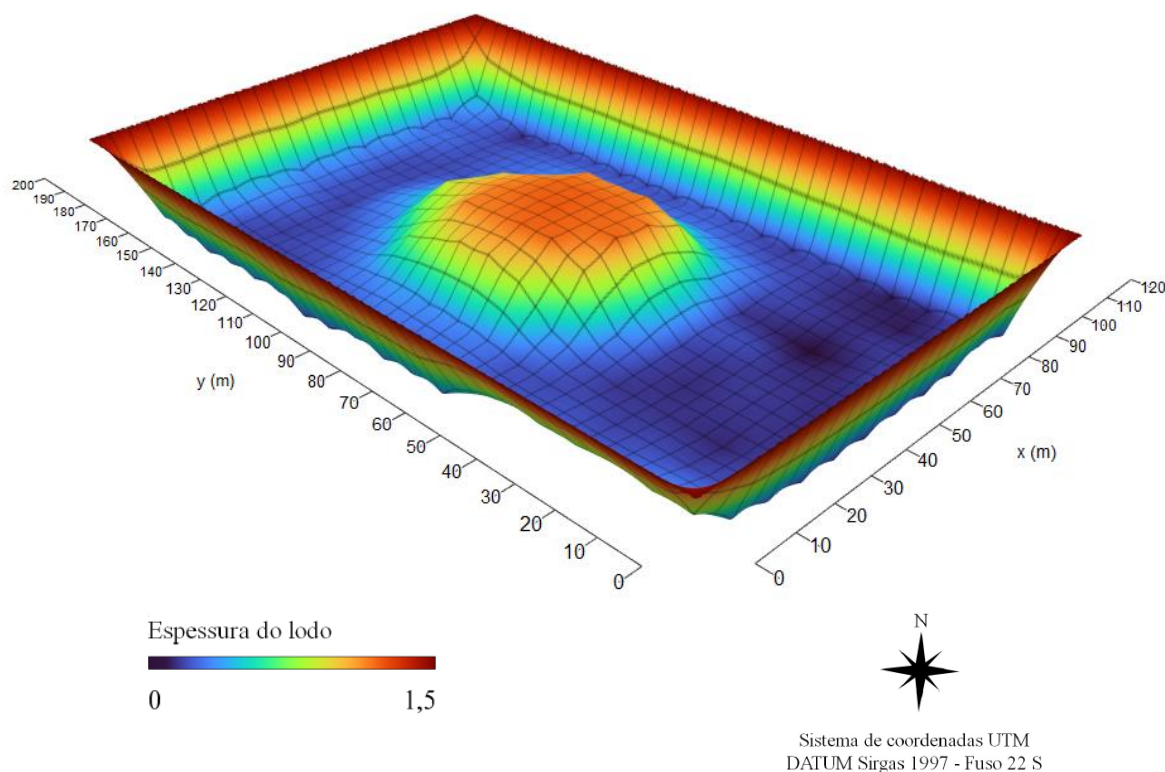


As linhas vermelhas tracejadas indicam as seções de amostragem das características do lodo, os números sublinhados indicam as respectivas seções (a serem apresentadas no item 5.3).

Fonte: Do autor (2022).

Na Figura 14 está ilustrado o acúmulo do lodo em 3D, onde se observa que o mesmo forma uma “ilha” no meio da lagoa.

Figura 14 - Imagem em 3D do lodo acumulado na lagoa de polimento.



Fonte: Do autor (2022).

Estudos apontaram que se uma lagoa tiver entrada única, a tendência é de que o lodo se acumule diretamente à frente desta (a alguns metros), como ocorreu no presente estudo (ALVARADO *et al.*, 2012; GONÇALVES, 1999; KONATÉ *et al.*, 2013; SCHNEITER *et al.*, 1983). Essas observações também foram feitas por Kefalla *et al.* (2013), segundo os autores, na maioria dos casos, a espessura do depósito de lodo é maior mais próximo da entrada da lagoa, onde a maioria dos sólidos mais densos, especialmente matéria inorgânica, como areia, sedimentam-se primeiro.

Para se evitar esse cenário, recomenda-se que grandes lagoas devam ter 2 a 3 entradas espaçadas em no máximo 50 m entre si, para que se tenha uma distribuição homogênea do esgoto por toda a lagoa; ou quando esta possuir entrada e saída únicas, estas não devem estar localizadas no mesmo alinhamento (USEPA, 2011; VON SPERLING, 2017).

Picot *et al.* (2005), estudando lagoas na França, observaram que na entrada da lagoa havia uma camada de lodo com mais de 1,0 metro, enquanto que a 50,0 metros da entrada, a espessura diminuiu, apresentando uma camada de lodo inferior a 0,6 metros. De acordo com

Ayres *et al.* (1993), essa tendência poderia então explicar a maior concentração de sólidos totais em amostras de lodo coletadas na entrada da lagoa (aspecto que será discutido posteriormente, no item 5.3).

Além das características dos sólidos e do dispositivo de entrada, outro fator que pode interferir no padrão de acúmulo de lodo na lagoa é o TDH. Nelson *et al.* (2004), estudando lagoas facultativas no México, verificaram que em unidades de reduzido tempo de permanência do líquido (TDH de 2 dias), os sólidos foram levados para pontos mais distantes da entrada (avançaram proporcionalmente mais) antes de assentar no fundo. Essa condição indicaria maior velocidade horizontal de escoamento, em detrimento da velocidade de sedimentação, podendo resultar até em saída dos sólidos de menor dimensão no efluente tratado.

A lagoa de polimento possui um volume total de 34.060 m³, assim se não houvesse lodo acumulado, o TDH seria de 9,62 d, superior ao mínimo preconizado para lagoas de polimento com essas condições climáticas (temperatura média do mês mais frio de 21 °C), que é de 3 dias (MARA, 1997). No entanto, essa condição de projeto, difere do real em função de zonas mortas, caminhos preferenciais e outras anomalias hidrodinâmicas, além do acúmulo de lodo ao longo dos anos. Com os dados batimétricos foi possível estimar o volume do lodo acumulado em 10.968 m³, o que corresponde a uma ocupação de 32,2% do volume total da lagoa de polimento, assim, considerando-se o lodo acumulado, o TDH obtido seria de 6,52 d. Condição que pode causar preocupação, uma vez que a diminuição do TDH tende a reduzir a eficiência da remoção adicional de DBO e de patógenos na lagoa (VON SPERLING, 2017). Em comparação com outros estudos que avaliaram lagoas de polimento em escala real, nos quais os tempos de detenção variaram entre 1,0 e 20,9 d (CAVALCANTI *et al.*, 2001; PEARSON *et al.*, 1995; SATO *et al.*, 2006; VON SPERLING, BASTOS, KATO, 2005), observou-se que os valores encontrados no presente estudo estão dentro deste intervalo.

Coggins *et al.* (2017) destacaram que a distribuição do lodo semelhante à observada nesta pesquisa, concentrado no centro da unidade, pode influenciar a hidrodinâmica da lagoa. Segundo os autores, a formação de um banco de lodo funciona como um obstáculo ao escoamento do líquido, fazendo com que ocorram possíveis caminhos preferenciais, alterando o TDH real da lagoa. E esse acúmulo central de lodo, como já discutido, pode ser causado pela presença de entrada única, condição que afeta as linhas de escoamento na lagoa e, é uma característica de sua hidrodinâmica.

Na Figura 15 está apresentado o perfil horizontal da distribuição do lodo nas seções amostradas, espaçadas, entre si, em 20 metros. Nas seções que correspondem ao Y iguais à 20, 40 e 60 metros, observa-se um acúmulo de lodo na borda esquerda da lagoa, com valor máximo de 78 centímetros no perfil de 60 metros. No intervalo entre as seções correspondentes à 80 e 140 metros nota-se o agrupamento de lodo na porção central desses perfis horizontais, com pico de 121 centímetros de acúmulo, o que corresponde a apenas 29 centímetros de altura de lâmina de esgoto. Indicando, portanto, que há grande necessidade de remoção de lodo, pois pode impactar na qualidade final do efluente, com a saída de sólidos no esgoto tratado. Nas seções de 160 e 180 metros não houve um acúmulo proeminente, nestas a altura do lodo variou entre 17 e 36 centímetros.

Figura 15 - Perfil longitudinal do lodo acumulado na lagoa de polimento (continua).

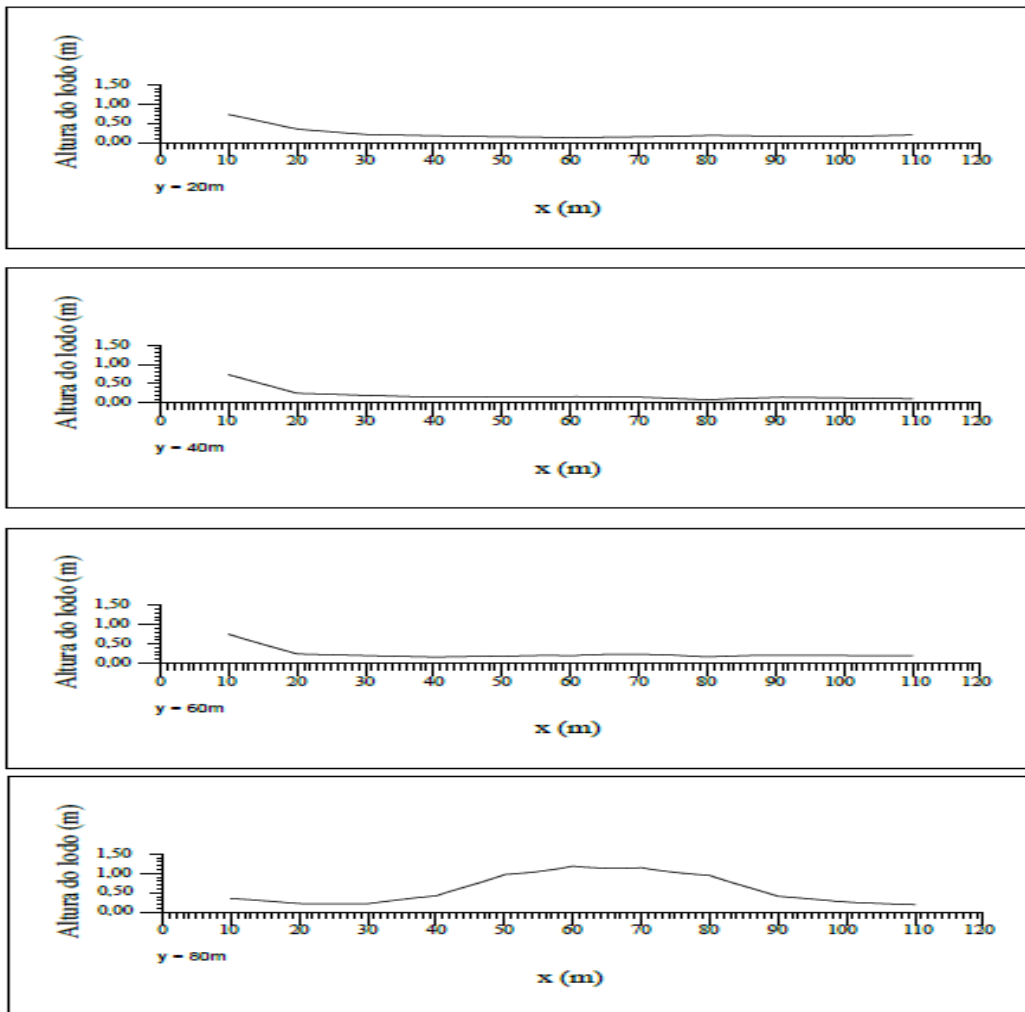
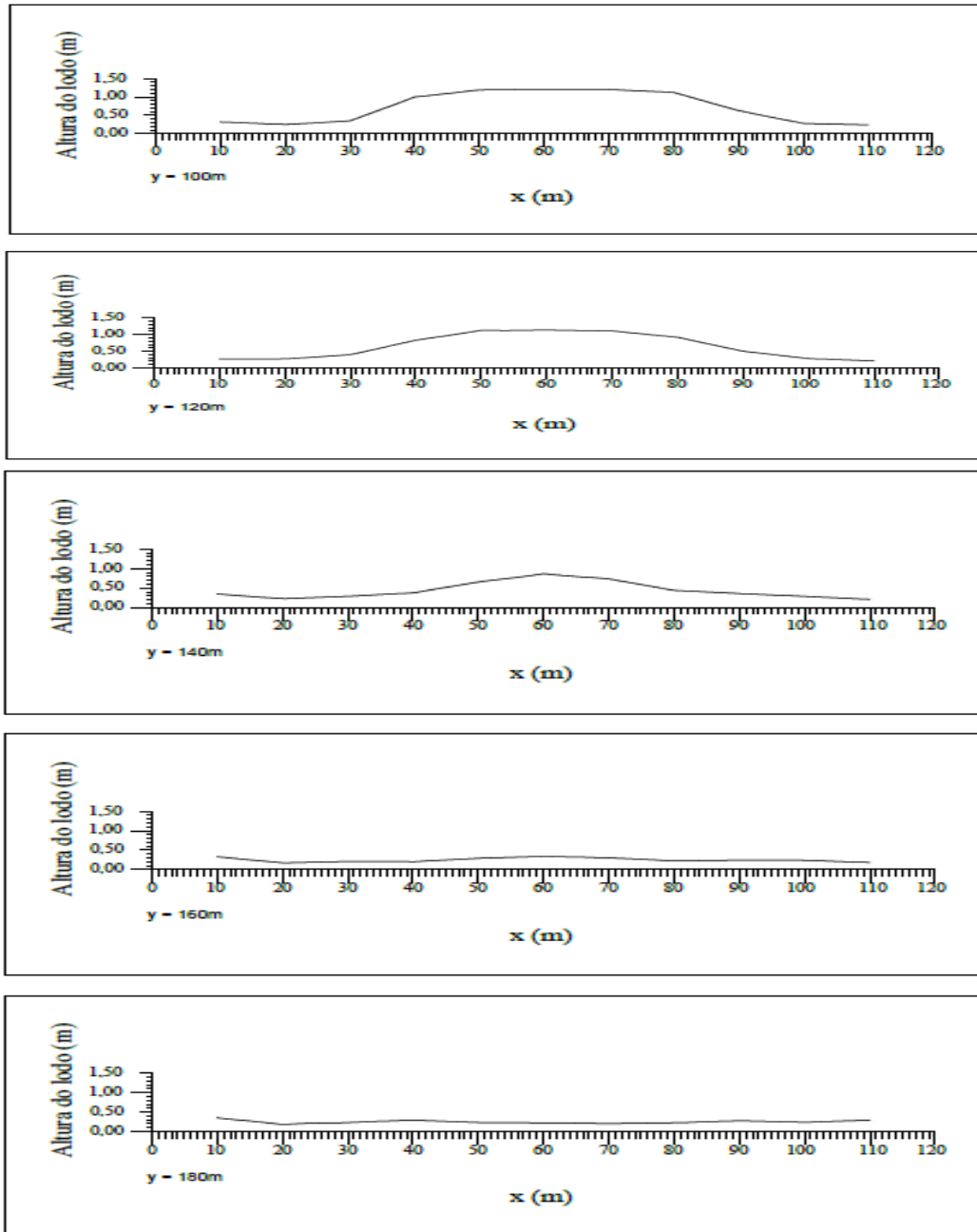


Figura 15 - Perfil longitudinal do lodo acumulado na lagoa de polimento (continuação).



Fonte: Do autor (2022).

Quanto ao gerenciamento do lodo, ao invés de removê-lo todo, com a desativação temporária da lagoa, como a maioria das concessionárias realiza, uma alternativa seria dragar somente o volume de lodo da “ilha”, calculado em 2.587 m³. Esta opção tem como vantagens possibilitar que a lagoa continue em operação sem a necessidade de isolamento total (o isolamento levaria ao lançamento temporário do efluente dos reatores UASB no curso d’água) e por permitir a continuidade das populações microbianas necessárias aos processos de estabilização inerentes às lagoas (ANDREOLLI *et al.*, 2014; MARA, 2003). Essa intervenção

permitiria elevar o TDH para 7,25 d (desconsiderando as anomalias hidrodinâmicas), além de não esgotar o material orgânico sedimentado presente na unidade. A importância da manutenção de lodo é reforçada por Rodrigues *et al.* (2017), já que segundo os autores a presença de lodo favorece a remoção de poluentes, em razão da sorção de contaminantes e do aumento da diversidade microbiana responsável por degradar compostos.

Porém, a dragagem da “ilha de lodo” deve ser avaliada, pois essa ação pode criar condições para a ocorrência de curto-circuito, devido à localização da entrada e saída da lagoa, uma à frente da outra (USEPA, 2011; VON SPERLING, 2017). Para impedir o curto-circuito, Coggins *et al.* (2018), Rey *et al.* (2018) e Ho e Goethals (2020) sugerem a instalação de defletores, com estruturas perpendiculares à entrada, que nos relatados estudos aumentaram o TDH em até 20%.

Relativo à contribuição de lodo por habitante na lagoa de polimento ao longo dos treze anos de operação, estimou-se em $0,04 \text{ m}^3.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ ($41,8 \text{ kg}.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), valor que está dentro do intervalo encontrado por outros autores, conforme demonstrado na Tabela 5, cujos valores extremos são $0,004$ e $0,23 \text{ m}^3.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Tabela 5 - Contribuição *per capita* de lodo descritas na literatura.

Tipo de lagoa	Anos de operação	Contribuição <i>per capita</i> ($\text{m}^3.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	Referência
Facultativa	6	0,036	Nelson <i>et al.</i> , 2004
Facultativa	15	0,021	
Facultativa	12	0,12	Carré <i>et al.</i> , 1990
Facultativa	20	0,027	Bouza-Deaño, Salas-Rodríguez, 2013
Polimento	11	0,020	Possmoser-Nascimento, 2014
Polimento	11	0,004	
Várias	-	0,08	Picot <i>et al.</i> , 2005
Facultativa	23	0,09	Gratziou, Chalatsi, 2015
Facultativa	10	0,12	Coggins <i>et al.</i> , 2017
Facultativa	3	0,23	
Polimento	13	0,04 (ou $41,8 \text{ kg}.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	Este estudo

Fonte: Do autor (2022).

A contribuição *per capita* tende a reduzir ao longo dos vários anos de acumulação, ou seja, há menor crescimento da camada de lodo em unidades em que há menor frequência de remoção do material sólido, principalmente devido a processos de degradação anaeróbia e compressão, conforme ressaltado por Nelson *et al.* (2004) e Picot *et al.* (2005). As características da água residuária e os parâmetros de projeto também influenciam na contribuição *per capita* de lodo. Por essa razão, há diferenciação entre os valores observados em lagoas de polimento, facultativa e de maturação.

Para resumir os resultados obtidos a partir da batimetria da lagoa de polimento da ETE de Pirapora, foi construída a Tabela 6.

Tabela 6 - Dados do acúmulo do lodo na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.

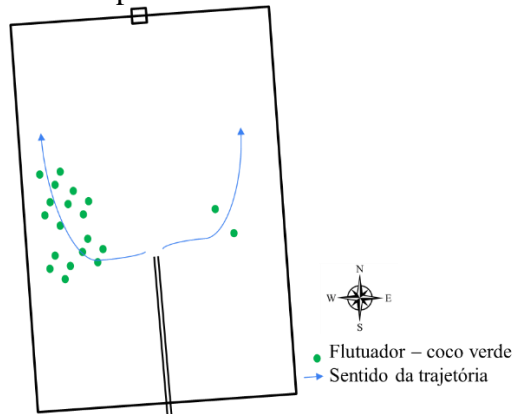
Altura média do lodo	39 cm
Altura mínima do lodo	11 cm
Altura máxima do lodo	121 cm
Fração do volume total acumulado	32,2%
Contribuição <i>per capita</i>	0,04 m ³ .hab ⁻¹ .ano ⁻¹ (41,8 kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)
Tempo de operação	13 anos

Fonte: Do autor (2022).

5.2 Hidrodinâmica

Dos 20 cocos verdes lançados no PV da entrada da lagoa, nenhum seguiu diretamente em linha reta até o vertedor, dois foram deslocados para a direita e 18 para a esquerda. Na Figura 16 estão ilustradas as principais tendências de deslocamento dos cocos verdes na lagoa de polimento, observadas em campo. A ausência de cocos seguindo em linha reta, diretamente da entrada até a saída, provavelmente se deve a “ilha” formada pelo lodo, que aparentemente funciona como um obstáculo, dificultando a passagem por ali (COGGINS *et al.*, 2017). Já o deslocamento preferencial para a esquerda da lagoa, provavelmente é devido à direção dos ventos predominantes, de leste para oeste (demonstrada na Figura 17), que empurravam os cocos verdes para este lado da lagoa. Essas condições sugerem formação de caminhos preferenciais na direção esquerda da lagoa, com volume morto no centro da unidade e, conseqüentemente, TDH menor que o calculado já considerando o acúmulo de lodo.

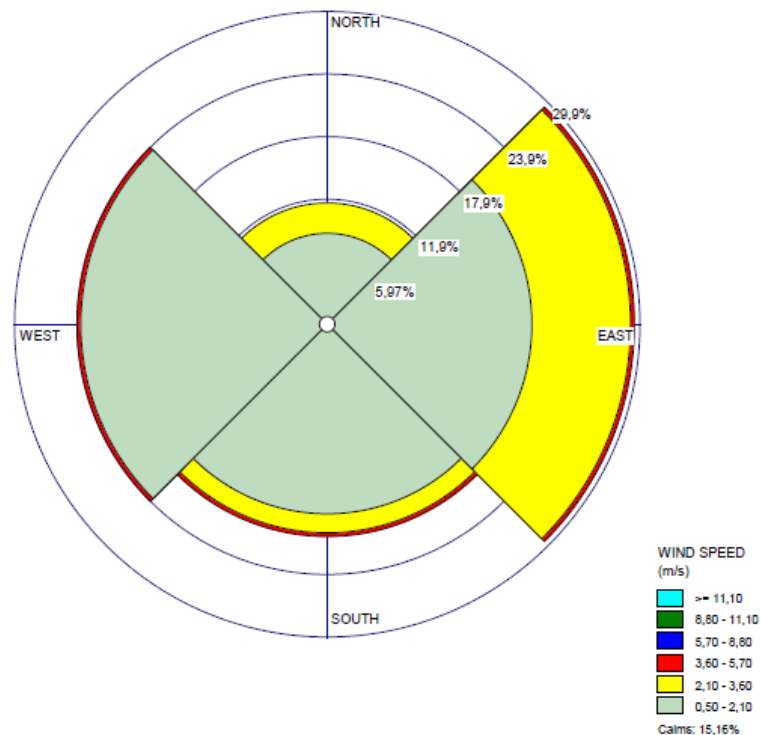
Figura 16 - Principais tendências de deslocamento dos cocos verdes evidenciadas na lagoa de polimento, ETE/Pirapora.



Fonte: Do autor (2022).

A rosa dos ventos, Figura 17, indica que a maioria dos ventos, 29,9%, que atingem a estação meteorológica vem do leste, seguido de ventos provenientes do oeste, sul e norte, respectivamente. Do leste vem a maioria dos ventos com velocidades entre 2,10 e 5,70 m.s⁻¹ que atingem o local de estudo.

Figura 17 - Rosa dos ventos no período entre 14 e 26 de abril de 2022, para Pirapora (MG).



Fonte: Do autor (2022).

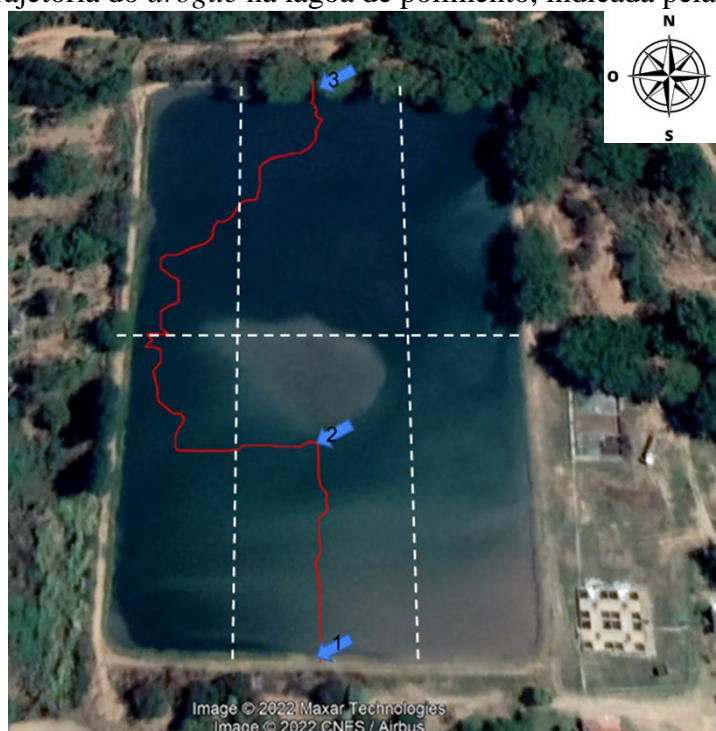
Casarotti *et al.* (2012) verificaram influência dos ventos em lagoas de estabilização com flutuadores de diferentes tamanhos, havendo deslocamento dos mesmos conforme a

direção dos ventos. Essa condição foi ainda mais perceptível nos flutuadores de menor tamanho, com 15 e 25 cm de comprimento, mais leves e, conseqüentemente, mais propensos ao arraste, com movimentação da camada superior da lagoa devido à ação direta dos ventos.

Se o vento influencia na hidrodinâmica, acaba também interferindo no TDH das lagoas de estabilização como demonstrado por Lloyd *et al.* (2003) e Banda *et al.* (2006). Os autores verificaram que esse efeito é, principalmente, observado quando a direção dos ventos predominantes é no mesmo sentido da saída da lagoa, tendendo a maximizar o curto-circuito, sobretudo nas lagoas onde a entrada e saída são colocadas frente a frente. Nesta lógica, ventos com padrões diferentes do citado, podem influenciar positivamente no desempenho de lagoas (aumento do TDH).

Para confirmar as condições observadas com utilização dos cocos verdes, fez-se a utilização do *drogue*. A trajetória do flutuador na lagoa de polimento está demonstrada na Figura 18. As setas numeradas indicam, respectivamente, o PV da entrada da lagoa (local de lançamento do *drogue*), o final da tubulação da entrada da lagoa e o vertedor, local onde o *drogue* foi resgatado.

Figura 18 - Trajetória do *drogue* na lagoa de polimento, indicada pela linha vermelha.



Seta 1 - PV entrada da lagoa; seta 2 - fim da tubulação de entrada; seta 3 - vertedor.
As linhas brancas tracejadas indicam a divisão entre as seções de amostragem do lodo.

Fonte: Do autor (2022).

Novamente, houve trajetória pelo lado esquerdo da lagoa de polimento, com o *drogue* se deslocando entre as seções 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Provavelmente, a “ilha” formada pelo lodo acumulado e a direção predominante dos ventos no período da realização do experimento, contribuíram para que o *drogue* fosse deslocado para a esquerda da lagoa de polimento após a saída da tubulação de entrada. Conforme já citado anteriormente, o acúmulo de lodo, como foi observado nesta pesquisa, pode funcionar como um obstáculo à livre circulação do esgoto, tendo efeito sobre a hidrodinâmica (COGGINS *et al.*, 2017).

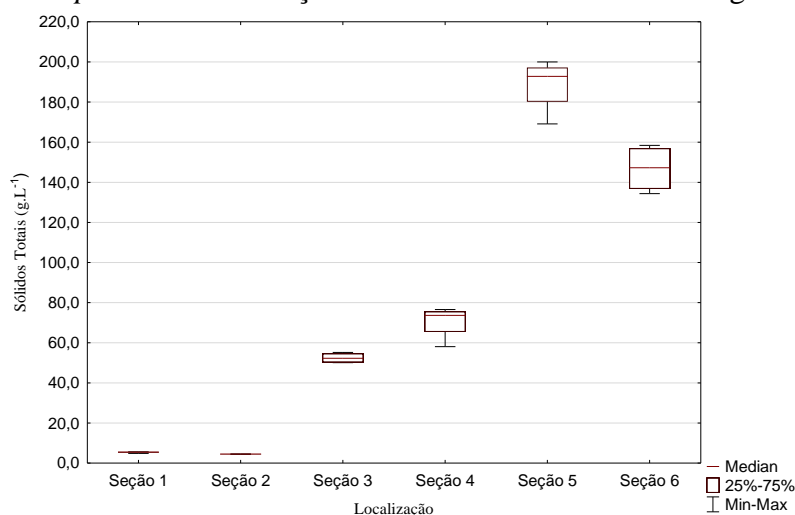
Nos anos iniciais de operação da ETE provavelmente ocorreria curto-circuito, com o esgoto fluindo da entrada diretamente para a saída, devido a essas estruturas estarem localizadas uma em frente a outra (EPA, 2011; VON SPERLING, 2017; LI *et al.*, 2018). Com o passar dos anos de operação e acúmulo do lodo, formando “a ilha”, a hidrodinâmica da lagoa modificou-se, conforme demonstra o deslocamento para esquerda dos cocos verdes e do *drogue* no reator.

A distância percorrida pelo *drogue* foi de 330 metros, num tempo de 4,37 d, valor menor do que o calculado anteriormente no item 5.1, respectivamente, 9,61 e 6,52 d, não considerando e considerando o volume ocupado pelo lodo acumulado na lagoa de polimento. Dessa forma, reforça-se a hipótese da presença de caminho preferencial no escoamento de esgoto na unidade de tratamento.

5.3. Caracterização do lodo

Os resultados encontrados a partir da avaliação das características do lodo estão apresentados neste tópico. As seções de coleta estão representadas na Figura 11 (ver tópico 4.2.3).

Na Figura 19, é possível observar as concentrações de sólidos totais das amostras de lodo. O valor mediano mais alto para sólidos totais foi de 188,7 g.L⁻¹ (180,5 g.kg⁻¹) na seção 5, enquanto que nas seções 1 e 2 foram observadas os menores valores medianos, com 5,4 e 4,4 g.L⁻¹ (5,2 e 4,2 g.kg⁻¹), respectivamente.

Figura 19 – *Box-plot* da concentração de sólidos totais no lodo da lagoa de polimento.

Fonte: Do autor (2022).

Na Tabela 7 estão reunidos os resultados de outros trabalhos que também avaliaram a qualidade do lodo em termos de sólidos totais. Nota-se uma grande variabilidade de resultados, com valores entre 14,0 e 192,0 g.L⁻¹. De uma maneira geral, os autores observaram que esta ampla variação na composição do lodo pode estar relacionada às características das águas residuárias, ao tipo de processo utilizado e de uma variação horizontal e vertical na composição do lodo (AYRES *et al.*, 1993; CARRÉ *et al.*, 1990; NELSON *et al.*, 2004; POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014). No presente estudo, os resultados refletem essa variabilidade, com valor máximo observado de 200,05 g.L⁻¹ (191,4 g.kg⁻¹) na seção 5 e o mínimo de 4,32 g.L⁻¹ (4,1 g.kg⁻¹) na seção 2.

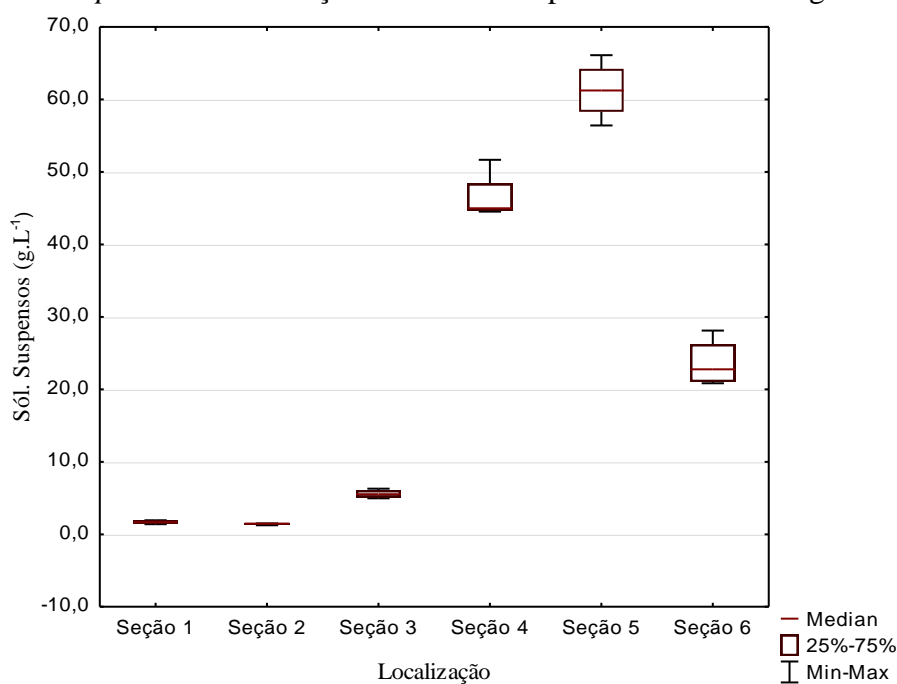
Tabela 7 - Concentrações de sólidos totais do lodo citadas na literatura.

País (tipo de lagoa)	Sólidos Totais	Autor
Brasil (lagoa de polimento)	18 - 48 g.L ⁻¹	Possmoser-Nascimento <i>et al.</i> , 2014
Brasil (facultativa)	14 - 70 g.L ⁻¹	Ayres <i>et al.</i> , 1993
México (facultativa)	166 g.L ⁻¹	Nelson <i>et al.</i> , 2004
Estados Unidos (facultativa)	59 - 77 g.L ⁻¹	Schneiter <i>et al.</i> , 1983
França (facultativa)	54 - 136 g.L ⁻¹	Carré <i>et al.</i> , 1990
Brasil (facultativa)	33 g.L ⁻¹	Matos, 2014
Brasil (lagoa de polimento)	4,3 - 200 g.L ⁻¹ (4,1 - 191,4 g.kg ⁻¹)	Este estudo

Fonte: Do autor (2022).

Tendência semelhante ao relatado para sólidos totais, com valor máximo encontrado na seção amostral 5, também foi observada para sólidos suspensos e sólidos voláteis sendo $61,26 \text{ g.L}^{-1}$ e $158,65 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente ($58,6 \text{ g.kg}^{-1}$ e $151,8 \text{ g.kg}^{-1}$). Novamente, os menores valores foram encontrados próximos à entrada, nas seções 1 e 2, para esses locais, as concentrações de sólidos suspensos foram $1,66 \text{ g.L}^{-1}$ ($1,5 \text{ g.kg}^{-1}$) e $1,42 \text{ g.L}^{-1}$ ($1,3 \text{ g.kg}^{-1}$), de sólidos voláteis foram $3,74 \text{ g.L}^{-1}$ ($3,6 \text{ g.kg}^{-1}$) e $1,32 \text{ g.L}^{-1}$ ($1,3 \text{ g.kg}^{-1}$), e sólidos fixos foram $1,58 \text{ g.L}^{-1}$ ($1,5 \text{ g.kg}^{-1}$) e $3,14 \text{ g.L}^{-1}$ ($3,0 \text{ g.kg}^{-1}$), respectivamente, conforme pode ser observado nas Figuras 20, 21 e 22.

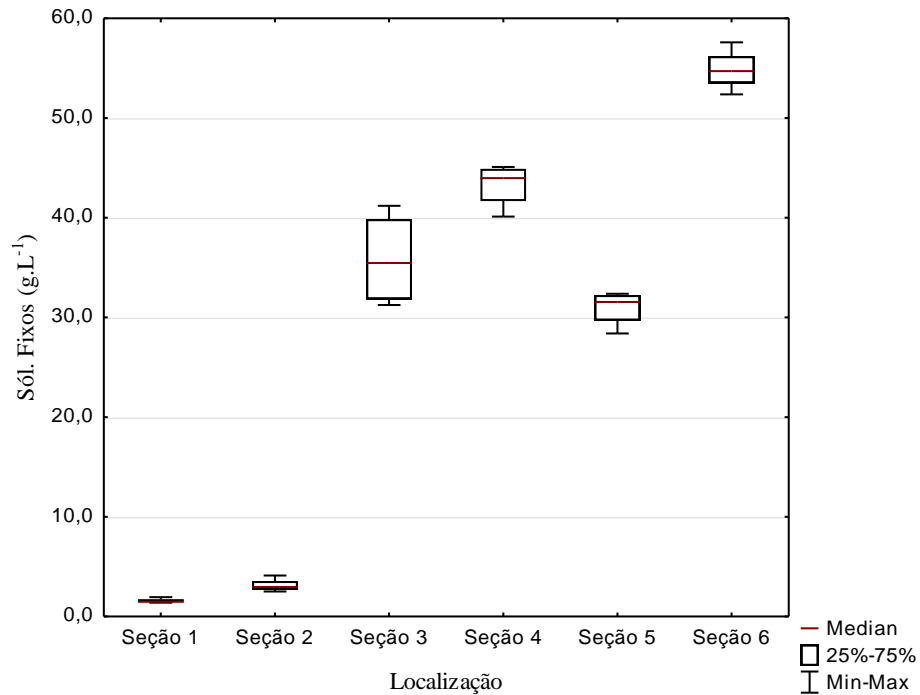
Figura 20 – *Box-plot* da concentração de sólidos suspensos no lodo da lagoa de polimento.



Fonte: Do autor (2022).

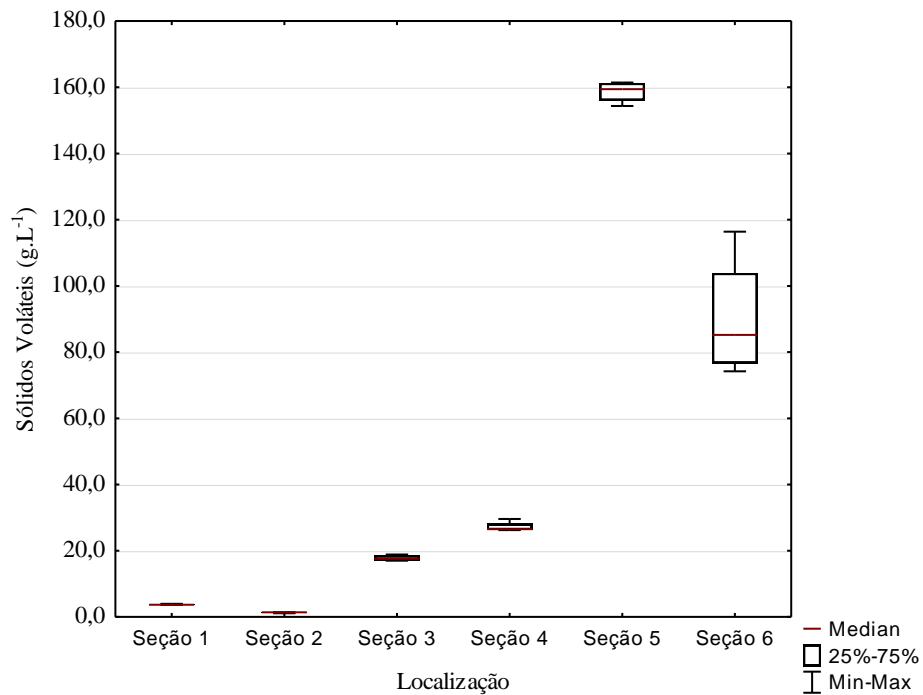
Segundo Ho e Goethals (2020), a remoção de sólidos suspensos do esgoto pode ficar reduzida após ocorrer grande armazenamento destes no lodo, provavelmente devido à ressuspensão do material sedimentado acumulado no fundo das lagoas. Possmoser-Nascimento *et al.* (2014) verificaram eficiências negativas de remoção de sólidos suspensos em lagoas de polimento, devido à intensa produção de algas. O efluente das lagoas de estabilização com presença de zonas aeróbias (e sem aeração) tem como características ser de coloração verde, com alta concentração de oxigênio dissolvido e sólidos em suspensão, todas ligadas a grande produção de algas pelo sistema (VON SPERLING, 2017).

Figura 21 – *Box-plot* da concentração de sólidos fixos no lodo da lagoa de polimento.



Fonte: Do autor (2022).

Figura 22 – *Box-plot* da concentração de sólidos voláteis no lodo da lagoa de polimento.



Fonte: Do autor (2022).

Os sólidos voláteis podem ser usados como medida do grau de estabilização do lodo e o processo de redução está fortemente relacionado à produção de biogás (destacando gases de efeito estufa), à liberação de maus odores e ao aquecimento do meio (grande liberação de

energia) (CANZIANI, SPINOSA, 2019), razão pela qual a legislação preconiza a digestão do material antes da disposição no solo (BRASIL, 2020).

Com a avaliação do deslocamento feito pelo *drogue* (item 5.2) e pelo padrão observado de acúmulo de sólidos totais, fixos, suspensos e voláteis, verifica-se que há concordância com o relatado por Nelson *et al.* (2004), onde citam que em razão da diminuição do TDH devido ao acúmulo de lodo na lagoa, os sólidos tendem a se acumular mais na segunda metade da unidade de tratamento. Após passagem preferencial pela esquerda (seção 3), o líquido (e os sólidos), em sua maioria, passam pela seção 4 para então sair da lagoa pela seção 5, com algum excedente sendo encaminhado até a seção 6. As Figuras 19, 20, 21 e 22 corroboram essa possível sequência, com maior concentração observada nas seções 4, 5 e 6. Para os sólidos totais e voláteis, a maior concentração foi na seção 5, seguida pela seção 6; no caso dos sólidos suspensos, a maior concentração foi na seção 5, seguida pela seção 4.

Assim, para inferir sobre a estabilização do lodo, utiliza-se a relação entre os sólidos voláteis e totais (SV/ST), onde valores abaixo de 0,7 demonstram que o lodo esteja mineralizado; à medida que o lodo vai se acumulando na lagoa, ele sofre espessamento e digestão anaeróbia, o que refletirá nos altos teores de sólidos totais (ST) e na baixa razão SV/ST (PICOT *et al.*, 2005; VON SPERLING, 2017).

Analisando as relações SV/ST encontradas nas seções de amostragem da lagoa de polimento, verificou-se que esta apresenta duas faixas distintas, as seções 2, 3 e 4 com valores que demonstram o lodo estar mineralizado, enquanto que nas demais, há maior possibilidade para ocorrer degradação da matéria orgânica ou remoção dos sólidos voláteis, destacando-se a seção 5, onde foi encontrada a maior relação, 0,84 (TABELA 8). Esse também é o local de maior acúmulo de lodo, podendo-se assim inferir que a contínua e alta sedimentação de sólidos contribui com a elevada relação SV/ST, ou seja, a taxa de acumulação é maior do que a taxa de degradação (ABIS, MARA, 2005).

Na seção 1 foi encontrada a segunda maior relação SV/ST, 0,69, e ainda, conforme visto, respectivamente, nas Figuras 21 e 22, este local é o de menor concentração de sólidos voláteis e totais; pode-se assim, denotar que, semelhante ao que ocorre na seção 5, nesta também a taxa de acumulação é maior do que a taxa de degradação, porém em menor proporção, comparando-se à seção 5.

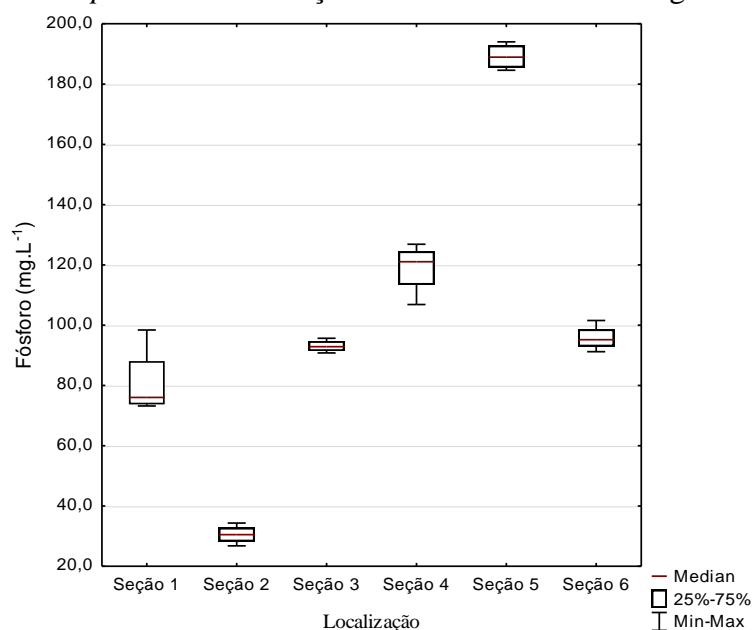
A estabilização, etapa do tratamento do lodo que visa diminuir a concentração de sólidos voláteis (matéria orgânica), é importante quando se deseja fazer o reuso agrícola do biossólido, portanto indicada para as seções cuja relação SV/ST seja maior do que 0,7 (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

Tabela 8 – Relação SV/ST do lodo, lagoa da polimento, ETE/Pirapora.

Localização	Relação SV/ST
Seção 1	0,69
Seção 2	0,30
Seção 3	0,34
Seção 4	0,39
Seção 5	0,84
Seção 6	0,61

Fonte: Do autor (2022).

Observando-se na Figura 23, os valores para fósforo total na seção 5 variaram entre 185 mg.L⁻¹ (0,18 g.kg⁻¹) e 194 mg.L⁻¹ (0,19 g.kg⁻¹), com mediana de 189 mg.L⁻¹ (0,18 g.kg⁻¹). Em todas as demais seções, os valores de fósforo total ficaram abaixo de 130 mg.L⁻¹ (0,12 g.kg⁻¹), com o menor valor mediano na seção 2 (31 mg.L⁻¹ ou 0,03 g.kg⁻¹). Ribas (2020), como exemplo de pesquisa realizada em lagoas anaeróbias no sul do Brasil, encontrou valores médios de 0,62 g.kg⁻¹ de lodo; França (2010), em uma lagoa facultativa, observou 3,7 g.kg⁻¹, enquanto que Picot *et al.* (2005), estudando lagoas na França, obtiveram teor de 2% (20,0 g.kg⁻¹) de fósforo no lodo de lagoas.

Figura 23 – Box-plot da concentração de fósforo no lodo da lagoa de polimento.

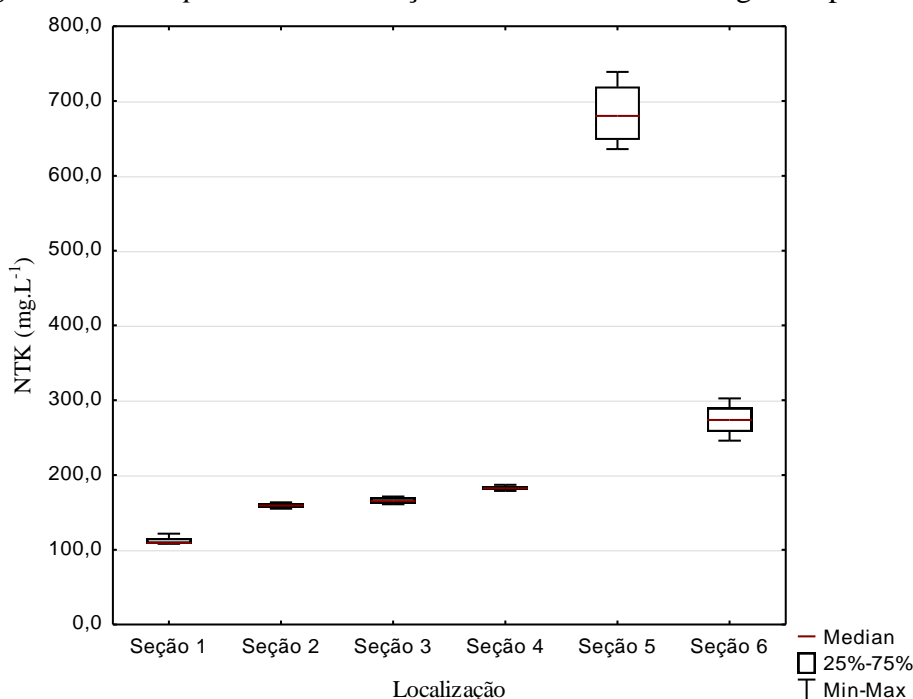
Fonte: Do autor (2022).

A disposição final adequada do lodo pode ser feita, principalmente, com aplicação no solo, disposição em aterro e/ou incineração, sendo que a qualidade do lodo é um critério importante para determinar qual dessas opções é a mais viável. Por exemplo, macronutrientes

encontrados no lodo, como nitrogênio, fósforo e potássio, bem como micronutrientes são essenciais para a produção e crescimento de culturas e podem favorecer a aplicação no solo (KEFFALA *et al.*, 2011). O fósforo é um elemento químico essencial para produção vegetal, é um recurso finito e contribui para contaminação de cursos d'água (fenômeno da eutrofização), assim, sua recuperação do lodo deve ser considerada. Estimativas apontam que há risco de esgotamento de todas as minas de apatita até o fim deste século, já que as fontes conhecidas possuem pouco tempo útil de exploração (inferior a 100 anos), mostrando a importância da recuperação deste nutriente (CORDELL, WHITE, 2011).

Em um trabalho realizado por Silva *et al.* (2017), utilizando o lodo dos reatores UASB da ETE/Pirapora, concluiu-se que as demandas do solo explorado nas proximidades da estação (no máximo a 5,0 km de distância) poderiam vir a ser atendidas pelo lodo, sobrando ainda para uso em áreas mais distantes. Essa visão de entender o resíduo como um possível ganho ambiental, econômico e social é um dos ideais do desenvolvimento sustentável e da economia circular.

Figura 24 – *Box-plot* da concentração de NTK no lodo da lagoa de polimento.



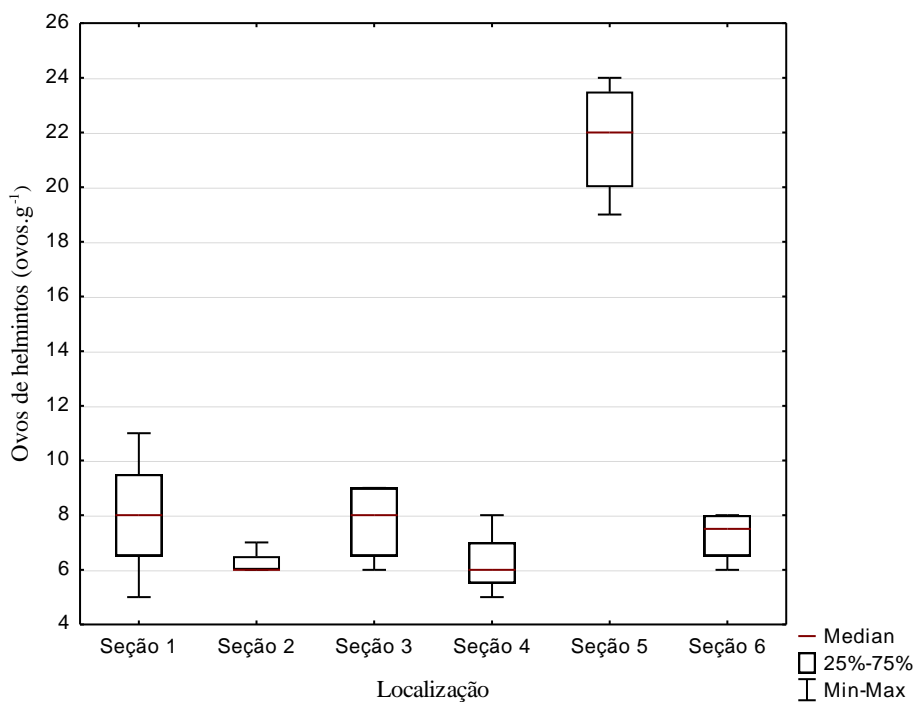
Fonte: Do autor (2022).

Para NTK, novamente, na seção 5 foi observada a maior concentração, com média de 684 mg.L^{-1} ($0,65 \text{ g.kg}^{-1}$), aproximadamente 2 vezes mais do que a da seção 6, com 274 mg.L^{-1} ($0,26 \text{ g.kg}^{-1}$). Em todos os outros pontos a mediana ficou abaixo de 190 mg.L^{-1} ($0,18 \text{ g.kg}^{-1}$), conforme pode ser observado na Figura 24, valores que podem ser considerados baixos.

Como comparação, Schneiter *et al.* (1984) avaliando características do lodo de lagoas facultativas, encontraram concentrações de NTK acima de 1.000 mg.L^{-1} , enquanto que El-Shafai *et al.* (2007), que avaliaram lagoas de alta taxa, observaram teores de 20 mg.g^{-1} de NTK no lodo. Martinez (2019), em um estudo que avaliou a caracterização vertical e horizontal do lodo acumulado, verificou que as concentrações de NTK foram maiores no topo do lodo e mais próximo à entrada da lagoa, local no qual ocorreu maior acúmulo de lodo na caracterização do autor.

Para ovos de helmintos, no lodo como um todo, o número variou entre 5 ovos.g^{-1} , nas seções 1 e 4, e 24 ovos.g^{-1} , na seção 5, conforme a Figura 25, que mostra uma tendência de maior número de ovos onde há maior acúmulo de lodo.

Figura 25 – *Box-plot* da concentração de ovos de helmintos no lodo da lagoa de polimento.



Fonte: Do autor (2022).

Este padrão de concentração de ovos de helmintos seguindo a distribuição do lodo acumulado, que reflete as condições de sedimentabilidade nas lagoas, também foi encontrado por Nelson (2003) e Konaté *et al.* (2013). Estes últimos autores também verificaram que existe uma variação vertical na distribuição de ovos de helmintos no lodo, com tendência de se observar maiores valores no topo do lodo, justamente o local onde as amostras foram coletadas para o presente estudo.

Em outros trabalhos que avaliaram a concentração de ovos de helmintos no lodo de lagoas, também foi observada ampla variabilidade de resultados. De acordo com Oakley

(2005) e Jiménez (2007), a densidade de ovos de helmintos no esgoto e por consequência no lodo, é reflexo da prevalência do agente etiológico na comunidade, sendo que em locais com más condições sanitárias, os efluentes tendem a apresentar maiores contagens de parasitas de origem fecal. Além disso, dentre os helmintos, diferentes espécies podem apresentar diferentes padrões de sedimentabilidade em lagoas, o que também (além das condições de escoamento) pode explicar a ampla variabilidade de resultados encontrados nas pesquisas anteriores (ENSINK *et al.*, 2007).

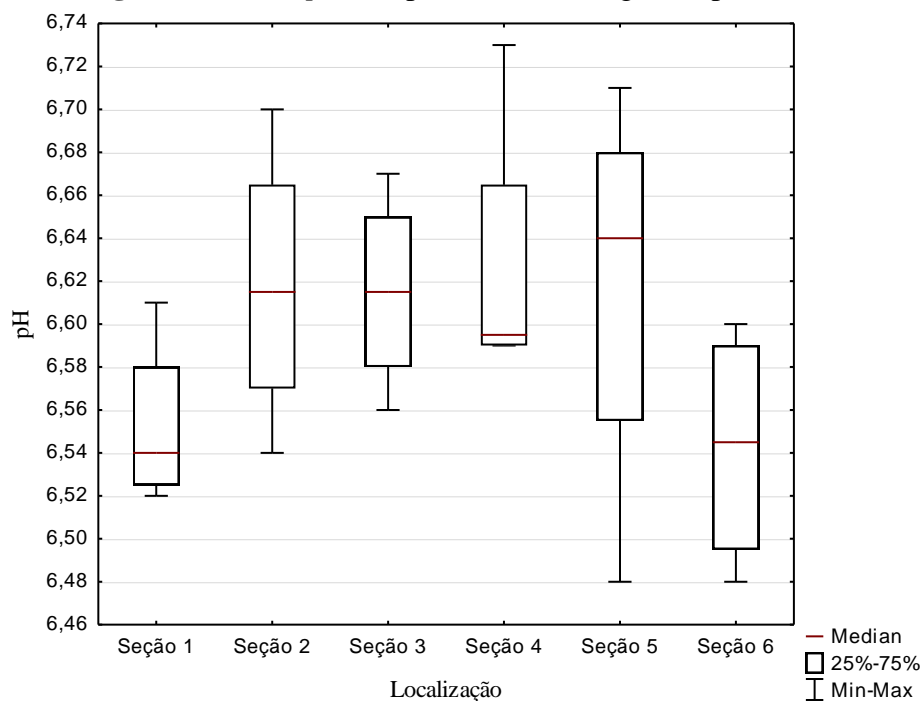
Tabela 9 - Densidade de ovos de helmintos no lodo citadas na literatura.

Densidade de ovos de helmintos	Autor
4 - 27 ovos.g ⁻¹	El Feys <i>et al.</i> , 2018
8 - 24 ovos.g ⁻¹	El Hayany <i>et al.</i> , 2018
9 - 41,5 ovos.g ⁻¹	Ayres <i>et al.</i> , 1993
17,9 ovos.g ⁻¹	An Nori <i>et al.</i> , 2021
22 - 38 ovos.g ⁻¹	Koné <i>et al.</i> , 2007
681 ovos.g ⁻¹	Konaté <i>et al.</i> , 2013
5 - 24 ovos.g ⁻¹	Este estudo.

Fonte: Do autor (2022).

Nenhum ovo viável foi encontrado em qualquer das seções amostrais, ou seja, o número de ovos de helmintos viáveis foi igual a zero em todas as seções e campanhas de coleta, indicando que os mecanismos de inativação, agindo isoladamente ou em conjunto, como maior competição e predação e baixa oxigenação no fundo da lagoa, foram eficazes (AYRES *et al.*, 1992; STOTT *et al.*, 2003; DIAS *et al.*, 2017).

Figura 26 – *Box-plot* do pH no lodo da lagoa de polimento.



Fonte: Do autor (2022).

O valor de pH do lodo de esgoto é, em geral, próximo a 7,0, sendo que valores superiores são típicos de lodos na fase metanogênica da digestão anaeróbia, enquanto lodos primários ou na fase acidogênica apresentam valores ligeiramente mais baixos (CANZIANI, SPINOSA, 2019). Neste estudo, os valores de pH variaram entre o mínimo de 6,48 nas seções 5 e 6, e 6,73 observado na seção 4, próximos à neutralidade. A maior variabilidade de valores foi encontrada na seção 5, conforme demonstrado na Figura 26, que foi aquele que também apresentou maior mediana, indicando que há grande instabilidade devido ao grande acúmulo de material. Matos (2014) compilou valores de vários autores, e apresentou pH variando entre 5,7 e 7,8 para lodo de lagoa facultativa.

Observou-se que os maiores valores de sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos voláteis, fósforo, NTK, ovos de helmintos e pH estão na seção 5, notadamente o local de maior acúmulo de lodo, e a relação SV/ST demonstra, ainda, que esta seção é o de acúmulo mais recente de lodo, onde a taxa de sedimentação é maior do que a taxa de degradação e mineralização.

Kefala *et al.* (2011) observaram que as concentrações de sólidos voláteis, nitrogênio e fósforo tendem a ser maiores na interface esgoto-lodo, camada que corresponde a deposição de sedimentos mais recentes, condição que pode estar relacionada com o grau de mineralização do lodo. Martinez (2019) fez observação semelhante para NTK, onde as camadas superiores foram aquelas que apresentaram os maiores teores. Ou seja, os valores

observados na presente pesquisa (coleta de no máximo 30 cm da camada superficial de lodo) tendem a corresponder aos teores mais elevados das variáveis estudadas em um perfil vertical de lodo.

Por outro lado, as avaliações das análises da série de sólidos, fósforo e NTK realizadas, permitem observar que as seções 1, 2 e 3 são os locais, com exceção da seção 3 para a variável sólidos fixos, que apresenta os menores teores, e são, notadamente, os trechos mais próximos à entrada da lagoa de polimento.

Na Tabela 10 estão apresentados os valores da análise de correlação de Spearman entre as variáveis avaliadas. O pH não apresentou correlação com nenhuma das demais variáveis estudadas. Os sólidos totais, sólidos voláteis e fósforo, por outro lado, apresentaram correlação positiva com todas as demais variáveis, destacando-se as maiores correlações dos sólidos totais com sólidos voláteis, NTK e sólidos suspensos, nessa ordem. Essas maiores correlações podem indicar atuação de processos semelhantes na formação do lodo da lagoa, como a sedimentação do material particulado presente no afluente, e que as maiores concentrações das variáveis analisadas estão diretamente relacionadas com o maior acúmulo de lodo, com conseqüente maior adensamento, nas seções analisadas.

Dentre as variáveis que apresentaram correlações significativas, os menores valores foram encontrados entre sólidos fixos e fósforo, ovos de helmintos e sólidos totais, e ovos de helmintos e fósforo.

Tabela 10 - Correlação entre as variáveis avaliadas no lodo da lagoa de polimento, ETE/Pirapora.

	Sólidos Totais	Sól. Susp.	Sól. Fixos	Sól. Voláteis	Fósforo	NTK	Ovos de helmintos	pH
Sólidos Totais	-							
Sól. Susp.	0,90*	-						
Sól. Fixos	0,60*	0,55*	-					
Sól. Voláteis	0,97*	0,90*	0,60*	-				
Fósforo	0,85*	0,87*	0,41*	0,86*	-			
NTK	0,91*	0,89*	0,63*	0,90*	0,75*	-		
Ovos de helmintos	0,44*	0,35	-0,10	0,49*	0,47*	0,38	-	
pH	-0,02	0,22	-0,09	-0,01	0,10	0,17	0,06	-

* significativo para $p < 0,05$.

Fonte: Do autor (2022).

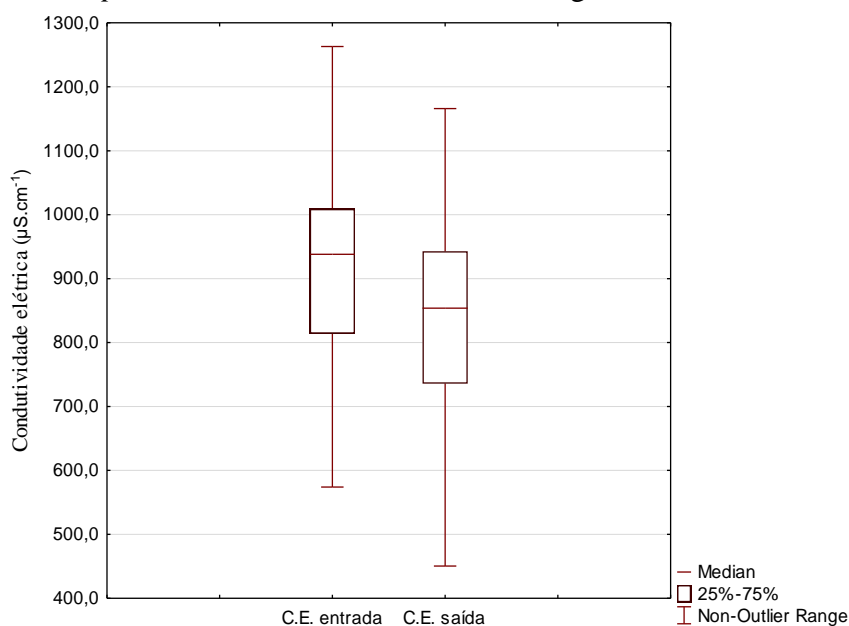
5.4. Avaliação do desempenho da ETE

O desempenho da ETE/Pirapora será retratado no presente tópico, no qual foram avaliadas possíveis alterações nos valores das variáveis selecionadas, comparando-se as concentrações de entrada e saída, além da eficiência do tratamento, desde 2009, ano de início da operação.

Um controle operacional importante é a avaliação da eficiência do sistema de tratamento de esgoto, verificando-se através de um programa de monitoramento o cumprimento de padrões de lançamento e de qualidade do corpo hídrico receptor. Para avaliar esta eficiência, devem ser monitorados, no mínimo, o afluente e efluente da ETE, preferencialmente em amostras coletadas ao longo do tempo, permitindo-se identificar tendências e inferências estatísticas (VON SPERLING, 2014).

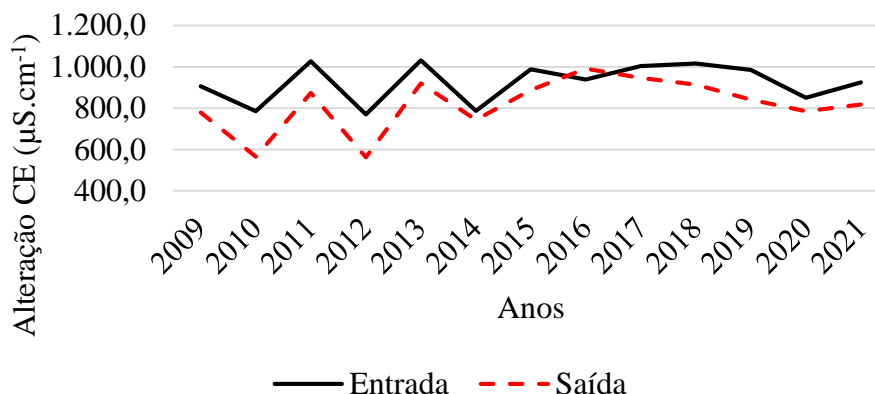
A primeira variável analisada foi condutividade elétrica (CE), estando os valores apresentados nas Figuras 27 e 28, sendo que a primeira representa a comparação de entrada e saída, enquanto na segunda está apresentada a variação dos valores na entrada e saída ao longo dos treze anos (valores médios anuais). Houve diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os anos de 2010 em relação à 2014 e 2016, e entre os anos de 2012 e 2016, para os demais não houve diferença significativa.

Figura 27 – *Box-plot* da condutividade elétrica ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.



Fonte: Do autor (2022).

Figura 28 - Alteração média anual da condutividade elétrica, na entrada e saída da ETE/Pirapora, entre 2009 e 2021.



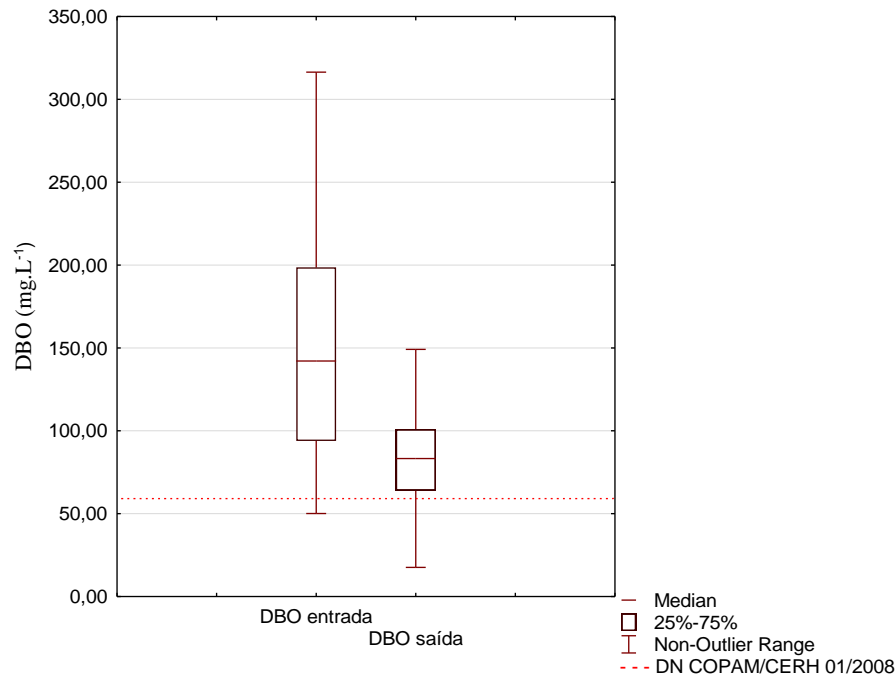
Fonte: Do autor (2022).

A presente pesquisa observou valores medianos na entrada da ETE de $938 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e na saída igual à $854 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (FIGURA 27), sugerindo que tem ocorrido remoção de íons, seja por precipitação, sorção no material orgânico e/ou absorção pelas algas (MEHTA, GAUR, 2005; CAI *et al.*, 2013).

A redução dos valores de condutividade elétrica apresenta importância na diminuição da concentração de sais solúveis no esgoto, que poderiam causar salinização de solos e do curso d'água, alterar o conteúdo das bases trocáveis, bem como aumentar o teor de sais e de sódio, o que pode comprometer o crescimento das plantas (SAMPAIO *et al.*, 2007; SILVA, RAMOS, BERNARDES, 2018). Segundo o que foi avaliado, os valores de saída foram, na média anual, entre 3,4 (em 2014) e 27,9 % (em 2010) menores que os da entrada, durante os anos de operação da ETE. Por outro lado, não foi verificada tendência nem de aumento e nem de diminuição dos valores ao longo dos anos de operação da ETE.

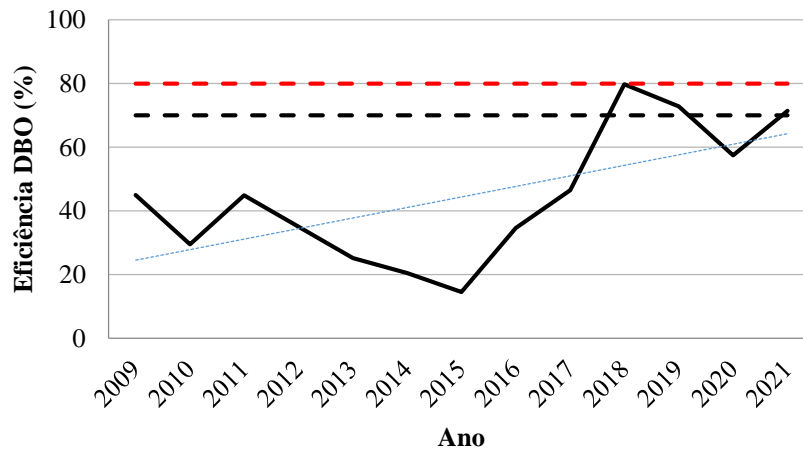
As concentrações de DBO_5^{20} e DQO (FIGURAS 29 a 32) na entrada da ETE Pirapora apresentaram ampla variabilidade, com valores de DBO_5^{20} variando entre 52 e $316 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e de DQO entre 107 e $894 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, valores considerados de esgoto fraco até forte (menos e mais concentrados, respectivamente), conforme classificação de Metcalf e Eddy (2003) e Jordão e Pessôa (2014).

Figura 29 – *Box-plot* da concentração de DBO_5^{20} ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.



Fonte: Do autor (2022).

Figura 30 - Eficiência média anual na remoção de DBO_5^{20} entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.



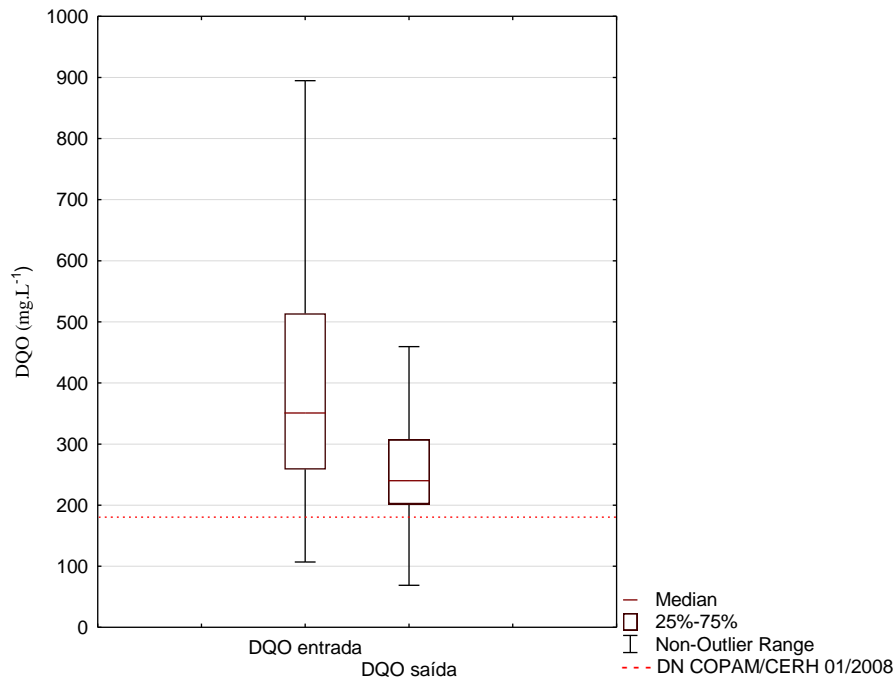
A linha tracejada preta indica a eficiência requerida pela DN COPAM/CERH 01/2008.

A linha tracejada vermelha indica a eficiência média descrita na literatura.

A linha pontilhada azul indica a tendência da eficiência ao longo do tempo.

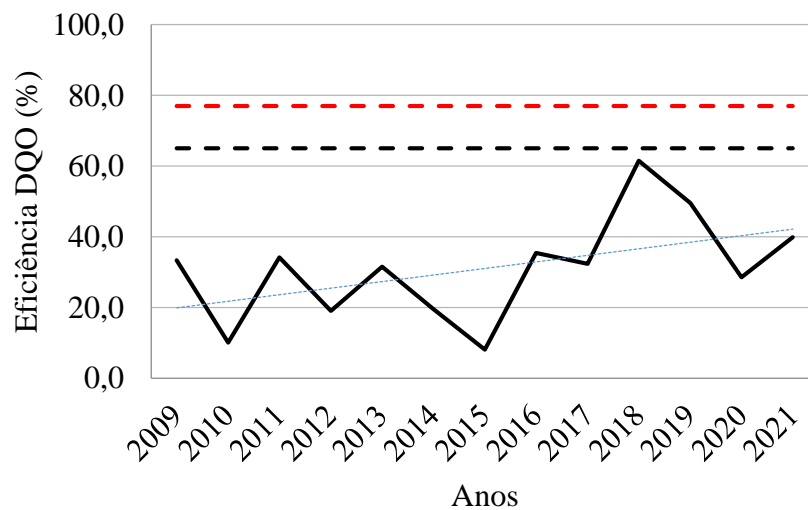
Fonte: Do autor (2022).

Figura 31 – *Box-plot* da concentração de DQO ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.



Fonte: Do autor (2022).

Figura 32 - Eficiência média anual de remoção de DQO entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.



A linha tracejada preta indica a eficiência requerida pela DN COPAM/CERH 01/2008.

A linha tracejada vermelha indica a eficiência média descrita na literatura.

A linha pontilhada azul indica a tendência da eficiência ao longo do tempo.

Fonte: Do autor (2022).

Para a DBO, em comparação com a DN COPAM/CERH 01/2008, observa-se que nos anos de 2018, 2019 e 2021 a eficiência de remoção foi superior ao exigido pela normativa. As únicas diferenças significativas observadas pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) foram entre os anos de 2018, 2019 e 2021, notadamente os de maiores eficiências, e 2013, 2014 e 2015, os de menores eficiências. Importante destacar que em se tratando da resolução CONAMA

430/2011, em seu artigo 21, §3º, “para a determinação da eficiência de remoção de carga poluidora em termos de DBO_5^{20} para sistemas de tratamento com lagoas de estabilização, a amostra do efluente deverá ser filtrada”. Assim, a partir de 2018, as amostras provenientes da saída da lagoa de polimento da ETE/Pirapora passaram a ser filtradas para determinação de DBO, o que poderia explicar os baixos valores de eficiência encontrados nos anos anteriores, pois a filtração objetiva minimizar a influência das algas, como sólidos em suspensão, nas análises de DBO (MARA, 2003; MENEZES, 2014). Conseqüentemente, a comparação entre os anos anteriores e posteriores a 2018 deve ser feita com ressalvas.

Para DQO, a DN COPAM/CERH 01/2008 determina que a eficiência deve ter média anual igual ou superior a 65%, em nenhum dos anos amostrados a eficiência atingiu este patamar, não atendendo a normativa. O ano mais próximo de atingir essa eficiência foi 2018, com 61,5% de redução na concentração de DQO. Houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre 2018 e os anos de 2010, 2012 e 2015, estes últimos os de menores valores de eficiência da série avaliada.

Em se tratando do cumprimento da DN COPAM/CERH 01/2008 quanto à concentração de DBO e DQO no esgoto tratado, limitado a 60 e 180 $mg.L^{-1}$, respectivamente, as Figuras 29 e 31 demonstram que menos de 25% das amostras avaliadas no período atenderam a este limite.

No sistema separador absoluto, como é o caso de Pirapora, o esgoto é coletado e, posteriormente, transportado em redes completamente distintas das de águas pluviais. Na prática, no entanto, não é isso que ocorre, havendo comunicação entre os dois sistemas, seja pela existência de ligações não projetadas ou por meio de intercepções acidentais através da entrada de águas de chuva em dispositivos como caixas de inspeção ou poços de visitas, através de contribuições irregulares, por meio da ligação direta com a rede de drenagem pública (MENEZES *et al.*, 2018; RIBEIRO, PEIXOTO, 2018).

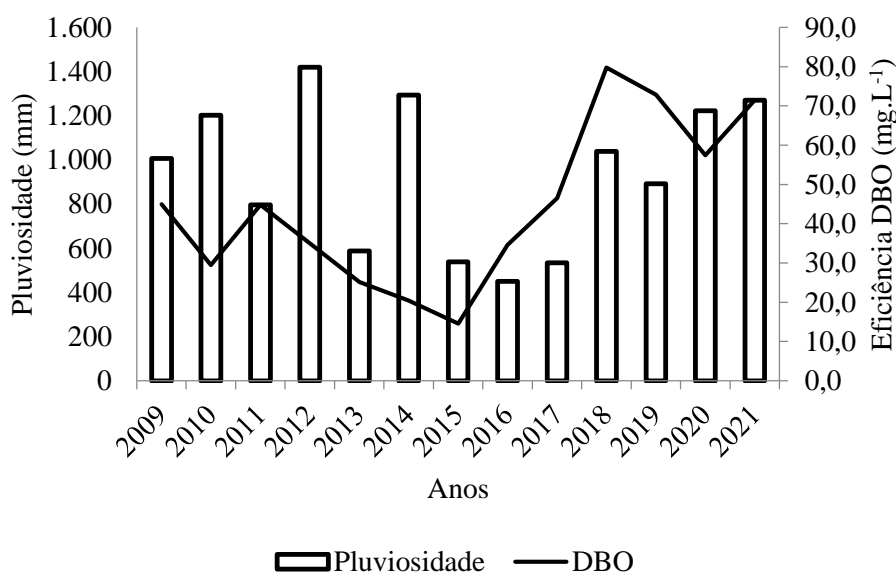
Como conseqüências da contribuição pluvial irregular pode-se citar o aumento de transbordamentos da rede de esgoto (uma vez que essa não foi projetada para receber grandes volumes de água de chuva), um decréscimo na eficiência dos processos de tratamento biológico (tendo diminuição do TDH devido ao aumento da vazão) e aumento do tempo de bombeamento nas estações elevatórias, o que induz a um aumento do custo operacional (DIRCKX *et al.*, 2019).

Por exemplo, Rodel, Günthert e Brüggemann (2017) observaram que em períodos de maiores índices pluviométricos (e conseqüente contribuição irregular) as concentrações de matéria orgânica no esgoto afluente diminuem (efeito diluidor), o que leva a menor eficiência

da ETE, medida em termos de DQO e DBO. Porém, essas conclusões devem ser avaliadas caso a caso, devido às particularidades locais. Para exemplificar, no presente estudo, a comparação entre os valores da concentração de DBO_5^{20} no esgoto afluente da ETE entre a estação chuvosa e a seca não apresentou diferença significativa ($p = 0,427$) considerando os dados dos 13 anos de operação divididos em dois períodos por ano.

Apesar da inexistência de diferença significativa, essa condição poderia explicar a alta variabilidade dos valores de DBO_5^{20} e DQO observados neste estudo, pois, ao longo do monitoramento, foram feitas coletas em períodos secos e chuvosos, em anos com mais e menos chuvas, como por exemplo, em 2016 com apenas 450 mm e em 2012 com 1.420 mm de pluviosidade (FIGURA 33). A correlação de Spearman entre a eficiência de remoção de DBO_5^{20} e a pluviosidade, no entanto, não foi significativa (para $p < 0,05$), já que se trata de dados gerados uma vez a cada dois meses, e ainda foram utilizados os valores médios para a comparação. O monitoramento contínuo, coletas de amostras logo após as chuvas e a separação dos dados em estações do ano (seca e chuvosa) poderiam favorecer melhores comparações entre concentração de DBO afluente, eficiências e índice pluviométrico.

Figura 33 – Comparação entre a eficiência média anual de remoção de DBO_5^{20} e índice pluviométrico anual em Pirapora (MG), entre 2009 e 2021.



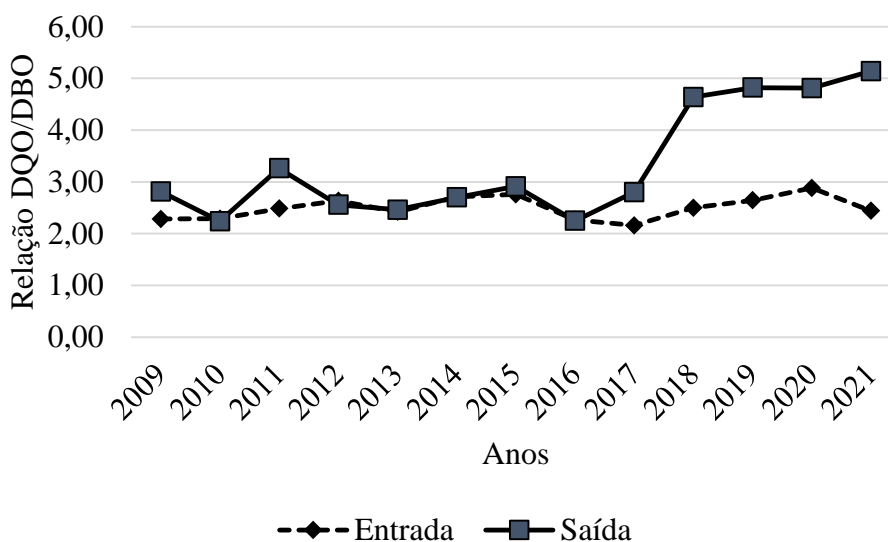
Fonte: Do autor (2022).

Além das possíveis causas das baixas eficiências para DBO e DQO citadas nos parágrafos anteriores, pode-se inferir que nos anos iniciais de operação da ETE, especificamente na lagoa de polimento, pelo fato de ainda não haver a “ilha” de lodo, poderia ocorrer um curto-circuito entre a entrada e saída, o que levaria a diminuição do TDH e

consequente baixa eficiência, e ainda, a comunidade microbiota presente no lodo poderia ser menos diversa, o que também contribuiria para a menor eficiência do tratamento neste período (RODRIGUES *et al.*, 2015; VON SPERLING, 2017).

Para esgoto doméstico bruto, a relação entre DQO/DBO varia entre 1,7 a 2,4, somente nos anos de 2018 e 2019 os valores foram ligeiramente maiores. A tendência é que essa relação aumente à medida que o esgoto passe pelas unidades de tratamento, neste caso, nos reatores UASB e lagoa de polimento, devido a redução da fração biodegradável, correspondente à DBO (JORDÃO, PESSÔA, 2014; VON SPERLING, 2014). Conforme a Figura 34, esta tendência é observada constantemente a partir de 2017, notadamente o período em que a ETE teve maiores eficiências de remoção de DBO; os mesmos autores citados anteriormente colocam que quanto maior é a eficiência da remoção da matéria orgânica biodegradável, maior será a relação na saída, podendo atingir valores entre 4,00 e 5,00, faixa observada a partir de 2017 no presente estudo.

Figura 34 – Relação DQO/DBO na entrada e saída da ETE/Pirapora.

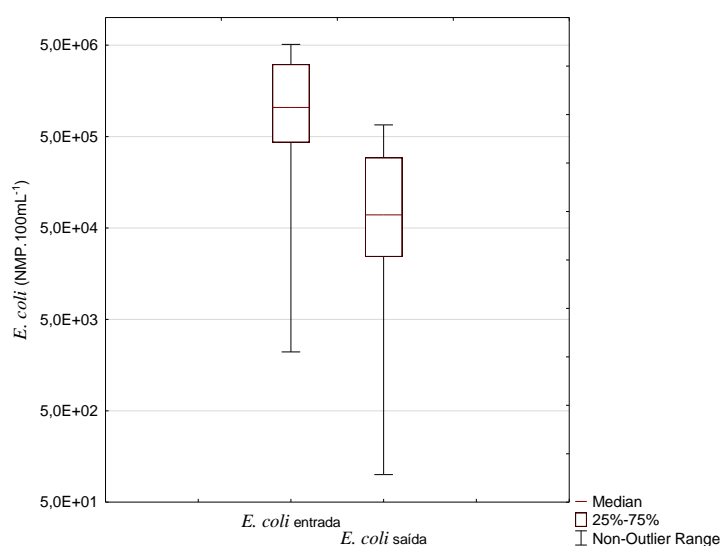


Fonte: Do autor (2022).

Comparando-se os resultados medianos do esgoto bruto e do tratado, demonstrados na Figura 35, foi possível observar que a eficiência média na remoção de *Escherichia coli* foi de 90,68% (1 unidade de log de remoção), o que deixa o efluente final com uma concentração mediana de $5,0 \times 10^4$ NMP.100 mL⁻¹, dentro dos limites relatados pela literatura para efluentes tratados, que varia entre 10^2 e 10^4 NMP.100 mL⁻¹ (MASCARENHAS *et al.*, 2004; VON SPERLING, BASTOS, KATO, 2005).

Há flutuações significativas na concentração de *Escherichia coli* no esgoto afluente, tanto entre as horas do dia, quanto entre os dias da semana, demonstrando a existência de fatores de influência, como o padrão de excreção da população, tempo de residência do esgoto na rede coletora, além de influência da duração e intensidade das chuvas, características da bacia de drenagem local, procedimento de amostragem (número e frequência de amostras coletadas) e o tipo de amostras (simples *versus* composta) (MADOUX-HUMERY *et al.*, 2012).

Figura 35 – *Box-plot* da concentração de *Escherichia coli* (escala logarítmica), ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.



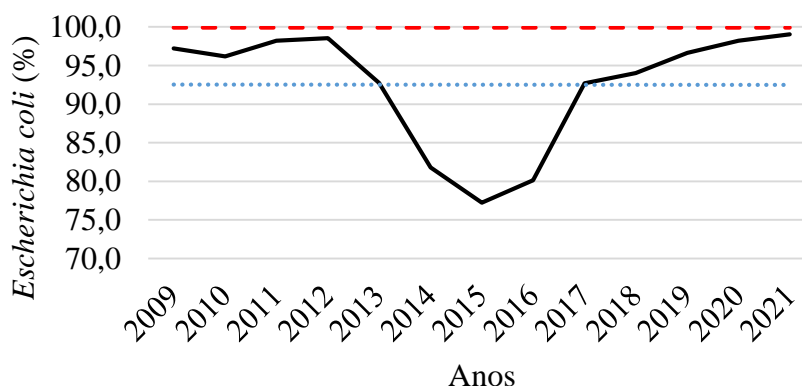
Fonte: Do autor (2022).

Condições climáticas podem favorecer a remoção de *E. coli*, como o pH e a alta temperatura média do ar local, que conseqüentemente aumenta a temperatura média do efluente; e pelo aumento na concentração de OD ao longo do tratamento, especificamente na lagoa de polimento (dados não apurados no presente estudo). Mascarenhas *et al.* (2004) e Dias *et al.* (2017) ainda citam que nas lagoas de polimento, principais responsáveis pela remoção de *E. coli*, predominam condições adversas para esses microrganismos, tais como: elevada radiação solar, elevados valores de pH, efeito de toxinas produzidas por algas, predação, competição e inanição.

Porém, a eficiência observada no presente estudo na remoção de *E. coli*, menor do que a relatada na literatura, pode ser um indicativo de que os fatores citados anteriormente não atuaram em sua magnitude (MASCARENHAS *et al.*, 2004; VON SPERLING, BASTOS, KATO, 2005). Somente no ano de 2021 a ETE proporcionou eficiência acima de 99%,

próxima à descrita pela literatura (FIGURA 36). Foram observadas diferenças significativas, pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$), entre os anos de 2015 e 2016 em relação ao de 2021, o de maior eficiência da série amostrada.

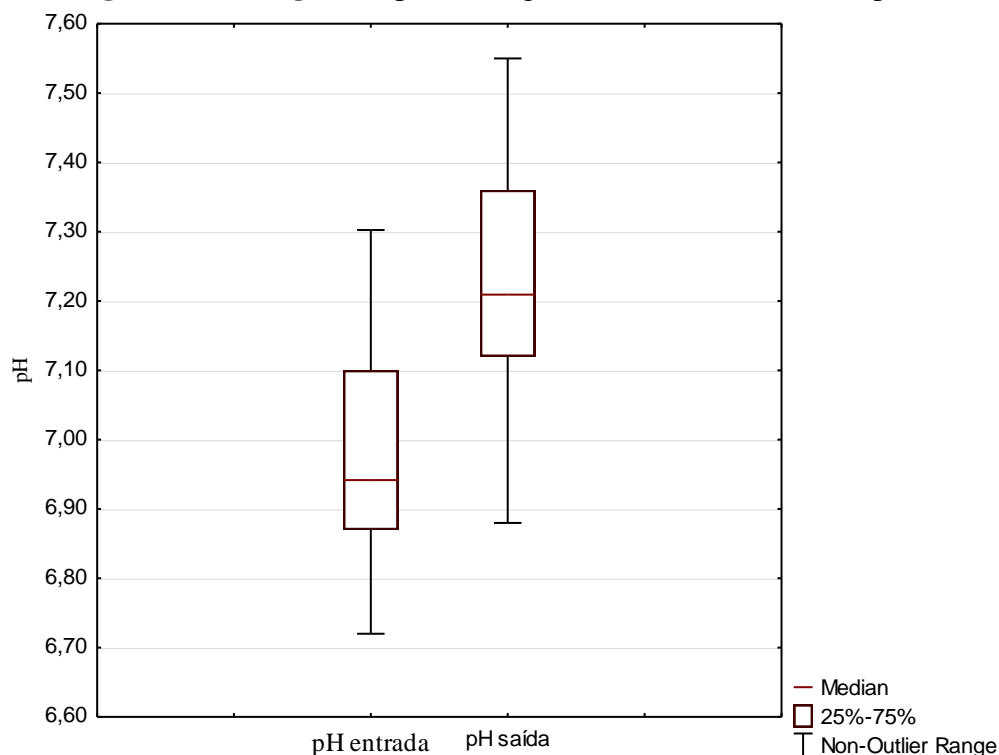
Figura 36 – Eficiência média anual de remoção de *E. coli* entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.



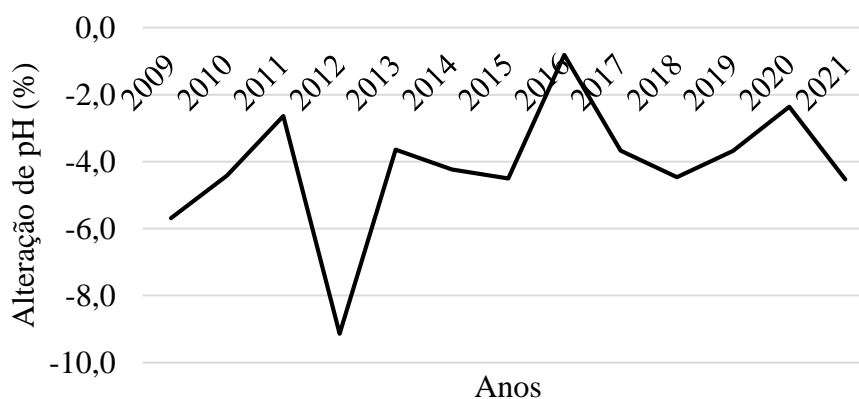
A linha tracejada vermelha indica a eficiência média descrita na literatura.
A linha pontilhada azul indica a tendência da eficiência ao longo do tempo.
Fonte: Do autor (2022).

Os valores medianos do potencial hidrogeniônico (ou pH) observados na Figura 37, no afluente da ETE/Pirapora, 6,94, foram bem próximos à neutralidade. Com o passar do tratamento, o esgoto tem um pequeno aumento de pH, tornando-se levemente básico (7,22). Os horários das coletas podem influenciar nos valores de pH encontrados, pois o aquecimento progressivo do esgoto ao longo do dia estimula o metabolismo algal, aumentando a fixação de CO_2 dissolvido, o que promove, como consequência, o aumento do pH, devido a liberação de íons hidroxila. A mudança do substrato carbonáceo da fotossíntese (de CO_2 livre para o CO_2 do HCO_3^-) faz com que os menores valores de pH ocorram no início da manhã e os maiores, (pH em torno de 8,8) entre 12 e 16 horas, para depois diminuírem até valores próximos da neutralidade (KONIG *et al.*, 1999).

Outra constatação que pode ser feita pela análise do pH é que houve atendimento do requisito de pH entre 6,0 e 9,0 (MINAS GERAIS, 2008) tanto no esgoto bruto quanto no esgoto tratado. A única diferença significativa observada (para $p < 0,05$), com relação à alteração nos valores de pH indicadas na Figura 38, foi entre os anos de 2012 e 2016.

Figura 37 – Box-plot do pH ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.

Fonte: Do autor (2022).

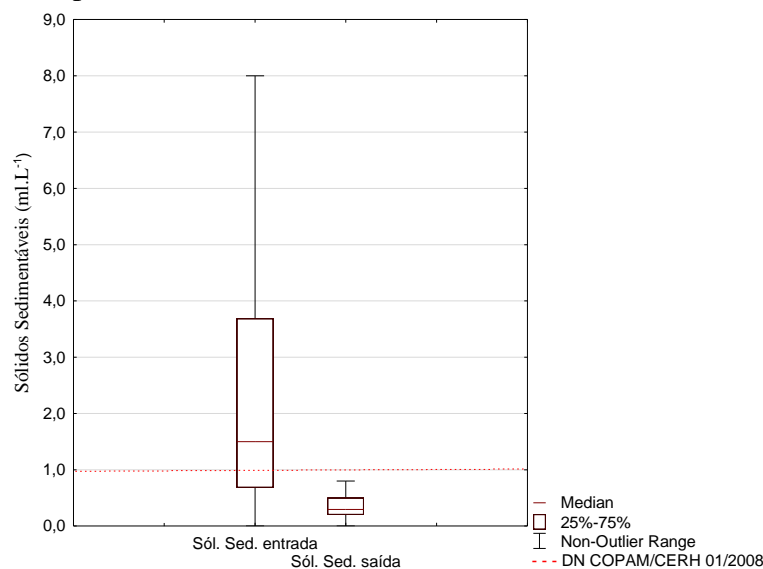
Figura 38 – Alteração média anual de pH entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.

Fonte: Do autor (2022).

O valor mediano da concentração de sólidos sedimentáveis no efluente final foi de $0,4 \text{ mL.L}^{-1}$, menor do que o observado na literatura, que é de aproximadamente $1,00 \text{ mL.L}^{-1}$ (TAKEUTI, 2003; VON SPERLING, MASCARENHAS, 2005) e dentro dos limites impostos pela legislação ambiental em vigor, a DN COPAM/CERH 01/2008, que também é de no máximo $1,00 \text{ mL.L}^{-1}$ para lançamento em corpos d'água (FIGURA 39). Na Figura 40 é apresentada a eficiência média de remoção anual de sólidos sedimentáveis, sendo que houve diferença significativa (para $p < 0,05$) entre as eficiências de remoção dos anos 2011, 2019 e

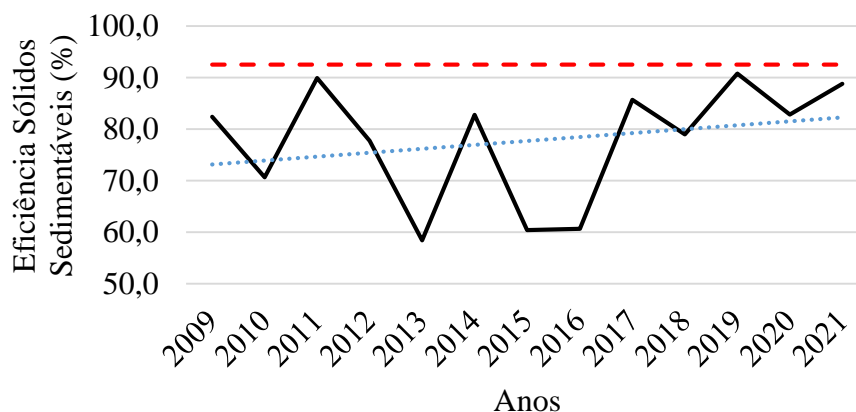
2021 em relação aos de 2013, 2015 e 2016, respectivamente os de maiores e menores eficiências observadas durante o período de avaliação.

Figura 39 - *Box-plot* da concentração de sólidos sedimentáveis ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.



Fonte: Do autor (2022).

Figura 40 – Eficiência média anual de remoção de sólidos sedimentáveis entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.



A linha tracejada vermelha indica a eficiência média descrita na literatura.
A linha pontilhada azul indica a tendência da eficiência ao longo do tempo.

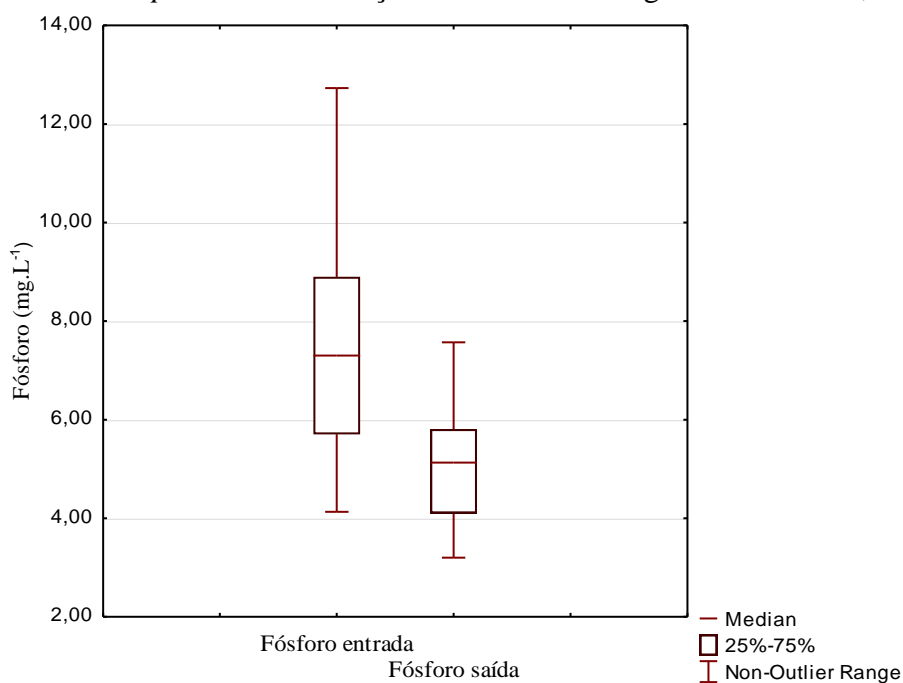
Fonte: Do autor (2022).

Com base nas análises de fósforo realizadas, observou-se eficiência média de remoção de 34% no tratamento ao longo dos anos de monitoramento. As concentrações medianas do esgoto bruto ($7,4 \text{ mg.L}^{-1}$) e no efluente ($5,1 \text{ mg.L}^{-1}$), conforme apresentado na Figura 41, estavam dentro dos intervalos de valores típicos disponibilizados pela literatura, entre 6 e 10 mg.L^{-1} , e 5 e 8 mg.L^{-1} , respectivamente (VON SPERLING, MASCARENHAS, 2005). Na

Figura 42 é apresentada a eficiência média anual de remoção para fósforo, sendo que o teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) não observou diferenças significativas no período entre 2009 e 2021.

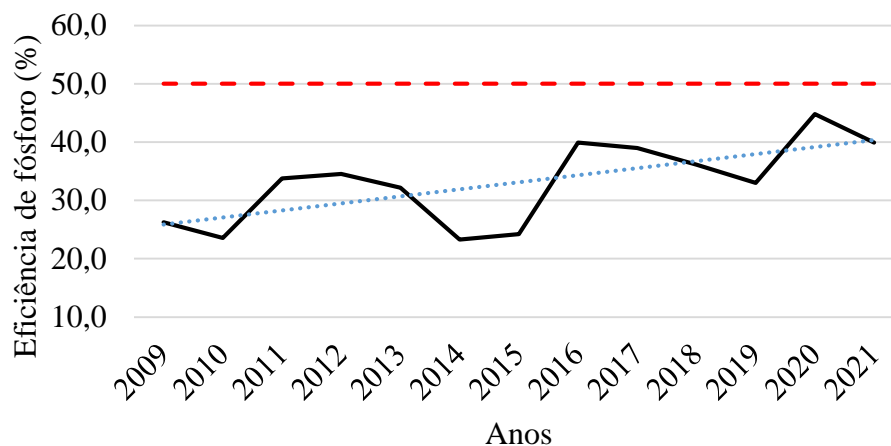
Os principais mecanismos na remoção de fósforo ocorrem na lagoa de polimento, através da assimilação algal e bacteriana; sedimentação do fósforo orgânico na forma de lodo e precipitação de fosfato em condições de elevado pH (o pH deve ser de mínimo 9,00 para que haja uma precipitação significativa) (VON SPERLING *et al.*, 2009). Assim, supõem-se que esse último mecanismo de remoção (por precipitação) não seja predominante na lagoa da ETE/Pirapora, em razão dos valores de pH encontrados, cujo máximo foi 7,54 na saída da lagoa (avaliação nictemeral do pH se faz necessária para conhecer a variação ao longo do dia).

Figura 41 – *Box-plot* da concentração de fósforo ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.



Fonte: Do autor (2022).

Figura 42 – Eficiência média anual de remoção de fósforo entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.

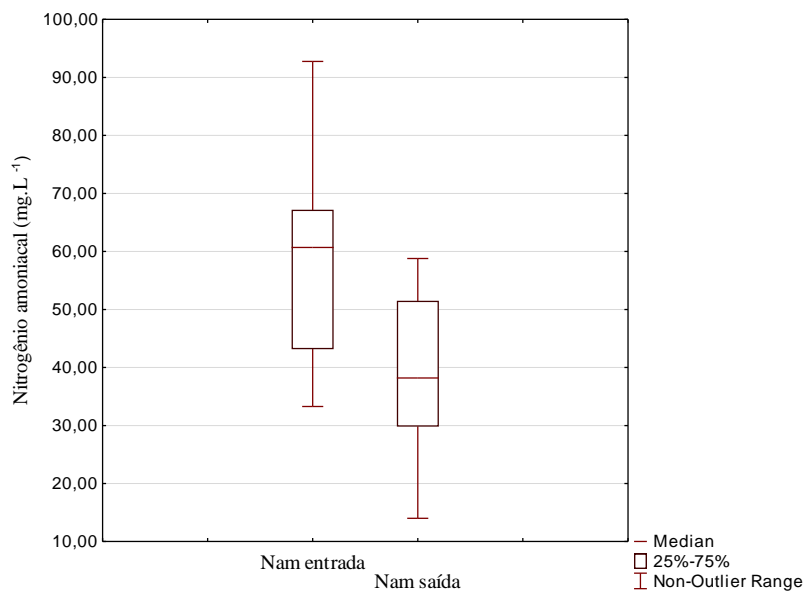


A linha tracejada vermelha indica a eficiência média descrita na literatura.
A linha pontilhada azul indica a tendência da eficiência ao longo do tempo.

Fonte: Do autor (2022).

Na Figura 43 estão apresentadas as concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto e efluente final tratado, a concentração média no esgoto bruto foi de 60 mg.L⁻¹ e no esgoto tratado foi de 38 mg.L⁻¹, tendo uma remoção média, ao longo dos anos de operação da ETE, de 36,6% ao final do tratamento. No padrão de lançamento presente na deliberação COPAM/CERH 01/2008 regulamenta o lançamento máximo de 20 mg.L⁻¹, ainda que esse parâmetro não seja válido para esgoto sanitário, verifica-se que os valores do efluente são elevados.

Figura 43 – *Box-plot* da concentração de N-amoniacal ao longo do tratamento, ETE/Pirapora.

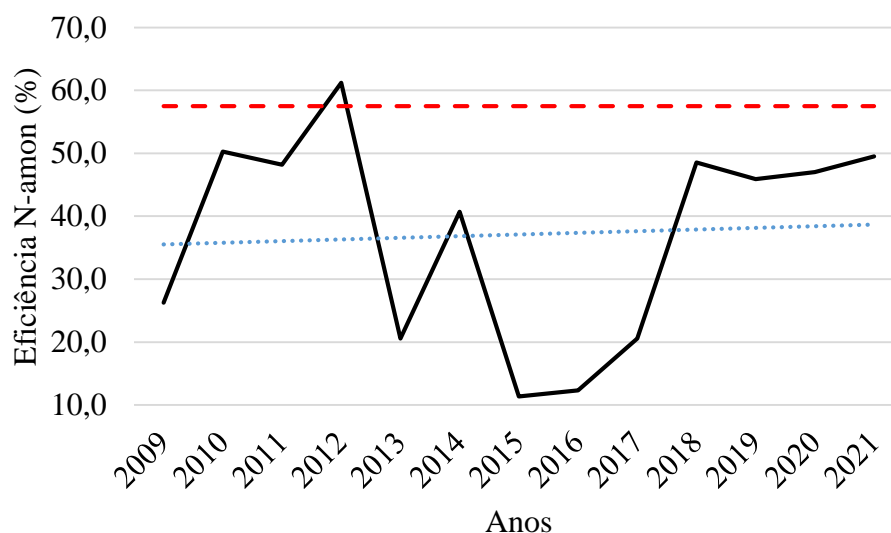


Fonte: Do autor (2022).

Para nitrogênio amoniacal, após uma queda de eficiência entre 2013 e 2017, há tendência de recuperação, porém sem atingir, ainda, o valor observado para o ano de 2012, o maior da série histórica (FIGURA 44). Dentre a série temporal avaliada para remoção de nitrogênio amoniacal, foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) entre os anos de 2012 em relação à 2015 e 2016 (notadamente, esses últimos tiveram as menores porcentagens de eficiência de remoção da série temporal amostrada). Rodrigues *et al.* (2017) não verificaram diferenças de eficiência em lagoas com e sem lodo, sugerindo que há fatores relacionados aos sólidos que possibilitam um ambiente propício ao desenvolvimento de microrganismos, compensando a diminuição do TDH causado pelo lodo acumulado.

Um das rotas de remoção do nitrogênio é a partir da volatilização da amônia pela elevação do pH, que favorece a maior presença de NH_3 (forma livre e mais passível de volatilização) em relação à NH_4^+ . No pH próximo à 9,5, aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH_3 . O pH observado no presente estudo foi de no máximo 7,54, valor que não favorece a formação da amônia livre, por isso essa rota não deve ter sido a preponderante (para confirmar esta afirmação, a avaliação do pH ao longo das horas do dia é necessária para conhecer sua variação) (VON SPERLING, 2017).

Figura 44 – Eficiência média anual de remoção de N-amoniacal entre 2009 e 2021, na ETE/Pirapora.



A linha tracejada vermelha indica a eficiência média descrita na literatura.
A linha pontilhada azul indica a tendência da eficiência ao longo do tempo.

Fonte: Do autor (2022).

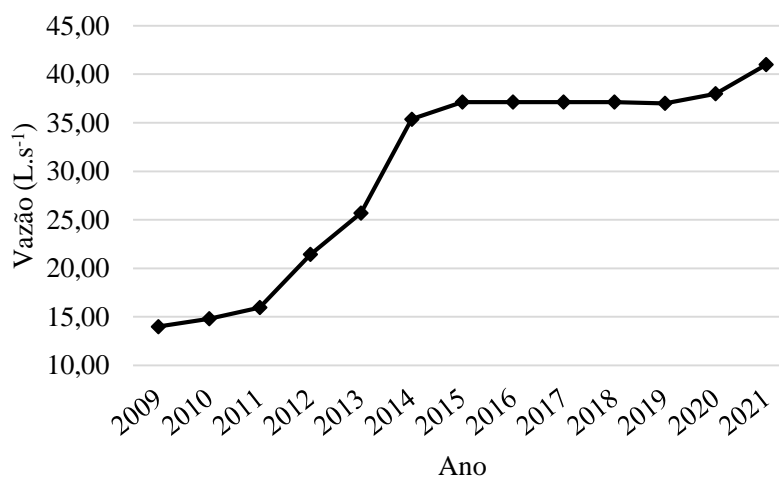
Além das variações das características do afluente e da eficiência do tratamento devidas às chuvas, citadas anteriormente, a eficiência na remoção de compostos nitrogenados,

fósforo, sólidos suspensos, pH e DBO_5^{20} apresentam variações ao longo do ciclo diário, atribuídas às algas (KONIG *et al.*, 1999; BARBOSA *et al.*, 2015). Por essa razão, o horário que as coletas foram realizadas, preponderantemente pela manhã, pode influenciar nos resultados encontrados.

O desempenho dos sistemas de tratamento de esgoto, em geral, também sofre influência da variação da vazão, que se manifestam ao longo do tempo; além da variabilidade inerente aos processos de tratamento que dependem do crescimento e da interação entre microrganismos (METCALF, EDDY, 2003). Para minimizar essa variação temporal, deve-se privilegiar a realização de coletas compostas, com alíquotas do esgoto afluente e efluente coletadas ao longo de 24 horas.

Entre os anos de 2009 e 2021, houve variação de vazões, em razão do aumento da população atendida pela ETE. Na Figura 45 estão plotados os valores médios anuais, a vazão, quando do início de operação da ETE, era, em média, $14,8 \text{ L.s}^{-1}$, já em 2021, esse valor aumentou para 41 L.s^{-1} . Entre os anos de 2014 e 2020 houve uma tendência à estabilização da vazão, com valores variando entre 36 e 38 L.s^{-1} .

Figura 45 - Vazão média anual de esgoto tratado, ETE/Pirapora (MG).



Fonte: Do autor (2022).

Conforme relatado anteriormente (item 5.2), nos primeiros anos de operação da ETE, na lagoa de polimento não havia um acúmulo considerável de lodo, inexistindo a “ilha” que funciona como defletor do esgoto, com isso, nesta época provavelmente ocorreria um curto-circuito entre a entrada e saída da lagoa, causando diminuição do TDH e baixa eficiência de tratamento (VON SPERLING, 2017).

Já o ano de 2015, conforme as Figuras 28, 30, 32, 36, 38, 40, 42 e 44 referentes às eficiências das variáveis avaliadas (ou alteração, no caso da condutividade elétrica e pH) ao longo dos anos para a ETE/Pirapora, apresentou os menores valores de eficiência na remoção de DBO_5^{20} , DQO, *E. coli*, sólidos sedimentáveis, fósforo e nitrogênio amoniacal. Isso pode ter ocorrido porque neste período foram feitas intervenções nos reatores UASB, como reforma dos separadores trifásicos, fazendo com que sempre um dos quatro reatores ficasse inoperantes por um período de tempo, permitindo a reforma alternada dos 4 reatores. E na lagoa de polimento, com instalação de uma tubulação de descarga que possibilita deixar a lagoa com metade do volume, para permitir a reforma do talude. Essas intervenções foram feitas de modo que o esgoto não deixasse de ser tratado pelas unidades, mas, como se observou, a eficiência do tratamento na ETE ficou comprometida.

Observa-se, com base nas mesmas figuras citadas no parágrafo anterior, que, a partir de 2018 e 2019, as variáveis DBO_5^{20} , DQO, *Escherichia coli*, fósforo, nitrogênio amoniacal e sólidos sedimentáveis tiveram as maiores eficiências da série histórica avaliada, ainda que estas eficiências não tenham sido significativamente diferentes das observadas nos anos imediatamente anteriores. Adiciona-se a essas observações, os anos iniciais de operação da ETE para as variáveis *Escherichia coli* e nitrogênio amoniacal que também tiveram altas eficiências; e com exceção dessas variáveis, todas as demais apresentaram tendência de aumento da eficiência ao longo dos anos, indicadas pelas linhas pontilhadas nas figuras citadas.

O lodo acumulado pode reduzir a eficiência do tratamento nas lagoas, por diminuição do TDH, por exemplo, mas, por outro lado, este mesmo lodo pode contribuir na conversão e/ou remoção de poluentes (PICOT *et al.*, 2005; KEFALLA *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2015). Estes últimos autores compararam duas lagoas, uma com e outra sem lodo, concluíram que as variáveis DBO, DQO, sólidos suspensos e coliformes não apresentaram diferenças significativas em termos de concentração de efluente e eficiência de remoção, porém houve desempenho estatisticamente diferente entre as lagoas para as variáveis NTK, amônia e nitrato, com melhor remoção de amônia na lagoa sem lodo.

Oliveira *et al* (2005), em uma avaliação da concentração afluente, efluente e das eficiências em ETEs de diferentes modalidades, também encontraram valores diferentes dos relatados pela literatura, como no presente estudo; ponderaram que algumas possibilidades poderiam justificar tal situação, como, contribuições industriais irregulares, tipo de amostragem realizada, consumo *per capita* de água diferente do esperado e, ainda, existência de menores ou maiores coeficientes de retorno. Os autores concluíram que seriam necessárias

investigações mais aprofundadas e estudos mais específicos para confirmação destas suposições, algo que certamente também é válido para o presente estudo.

A avaliação da eficiência da ETE deve ser feita com relação a todas as variáveis, para que esta atinja seu objetivo de minimizar os impactos negativos no corpo hídrico receptor ao longo de todo o período de operação. Nestes últimos anos, mesmo apresentando as maiores eficiências da série histórica para DBO_5^{20} , DQO, *Escherichia coli*, fósforo, nitrogênio amoniacal e sólidos sedimentáveis, ainda há margem para melhorar o desempenho da ETE, comparando-se com os resultados da literatura, e atingir os valores mínimos impostos pelas normativas legais.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos, observou-se que:

- A batimetria da lagoa de polimento feita de forma manual e com equipamento de baixo custo, além do *software* QGIS, gratuito, se mostrou satisfatória para conhecer a distribuição e o volume do lodo acumulado.
- O lodo acumulado diminuiu o TDH teórico e influenciou na hidrodinâmica, por formar um obstáculo ao fluxo do esgoto no meio da lagoa de polimento.
- O *drogue* carregado com *smartphone*, apresentou resultados satisfatórios para a avaliação da hidrodinâmica. A “ilha” de lodo e a direção dos ventos, aparentemente, influenciaram a trajetória deste *drogue*, conduzindo-o para a esquerda da lagoa.
- O lodo acumulado não interferiu no desempenho da ETE, não sendo observada tendência de redução da eficiência da estação.

E como recomendações, sugere-se:

- Planejar a remoção do lodo somente na área onde se observou maior acúmulo, no centro da lagoa de polimento, o que evitará que a lagoa fique inoperante por um período de tempo.
- Pelas características do lodo avaliadas, após a remoção, deve-se planejar uma etapa de estabilização.
- A partir dos valores observados da característica do lodo para fósforo, NTK e ovos de helmintos viáveis, principalmente na seção 5, sugere-se para futuros trabalhos avaliar a potencialidade do reúso do lodo em pastagens e culturas agrícolas da região, através de análises complementares da qualidade do biossólido, visando comparar com a resolução CONAMA 498/2020.
- Recomenda-se, ainda, para futuros estudos, verificar o tempo de permanência do esgoto em cada uma das seções amostradas, a fim de verificar a relação desta variável com a qualidade do lodo nos locais.
- Recomenda-se que estudos futuros avaliem conjuntamente os fatores ambientais e os geométricos que influenciam a lagoa, pois é a relação entre eles que vai determinar seu comportamento hidrodinâmico.

REFERÊNCIAS

- ABIS, K. L.; MARA, D. Research on waste stabilization ponds in the United Kingdom: Sludge accumulation in pilot-scale primary facultative ponds. **Environmental technology**, v. 26, n. 4, p. 449-458, 2005.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental.** -- Brasília: ANA. 2020.
- ALVARADO, A. *et al.* CFD analysis of sludge accumulation and hydraulic performance of a waste stabilization pond. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 11, p. 2370-2377, 2012.
- ALVARADO, A. *et al.* CFD study to determine the optimal configuration of aerators in a full-scale waste stabilization pond. **Water Research**, v. 47, n. 13, p. 4528-4537, 2013.
- ALVES, K. G. B. Estudo da evolução da camada de lodo da lagoa anaeróbia profunda da pedreira nº 7 do sistema de tratamento de esgotos do Róger na grande João Pessoa-PB. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)** – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 118 p, 2006.
- AMAHMID, O.; ASMAMA, S.; BOUHOUM, K. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. **Urban Water**. 4, 255–262. 2002.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21st.ed., Washington, EUA. 2005.
- AMORIM JUNIOR, S.S. *et al.* Agronomic potential of biosolids for a sustainable sanitation management in Brazil: Nutrient recycling, pathogens and micropollutants. **Journal of Cleaner Production**, v. 289, p. 125708, 2021.
- AN-NORI, A. *et al.* Effectiveness of helminth egg reduction by solar drying and liming of sewage sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 11, p. 14080-14091, 2021.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de Esgotos: tratamento e disposição final.** 2° ed., Vol. 6. Belo Horizonte: UFMG, 2014.
- AYRES, R. M. *et al.* A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 26, n. 6, p. 863-865, 1992.
- AYRES, R. M.; MARA, D. D., LEE; D. L.; Thitai, W. N. Monitoring full-scale waste stabilisation ponds in Kenya for nematode egg removal. **Environmental Technology**. 14, 295–300. 1993.
- AYRES R. M; LEE D. L; MARA DD, SILVA SA. The accumulation, distribution and viability of human parasitic nematode eggs in the sludge of a primary facultative waste stabilization pond. **Trans Roy Soc Trop Med Hyg.** 87:256–8. 1993.

BANDA, C. G.; SLEIGH, P. A.; MARA, D. D. CFD-based design of waste stabilization ponds: Significance of wind velocity. In: **Proceedings of the 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Bangkok, Thailand**. p. 25-27. 2006.

BARBOSA, S. M. S. *et al.* Remoção de Nitrogênio em uma Lagoa de Polimento em Escala Real. In: **XXVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro. 2015.

BATISTA, L. F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal**: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Nacional de Brasília, Brasília, 2015.

BEN AYED, L.; ALOUANI, Z.; JEMLI, M.; SABBAHI, S. Evaluation of the parasite prevalence of sewage and sludge samples in Tunisia. **Environnement, Risques et Santé**. 6, 433–442. 2007.

BOUZA-DEAÑO, R., SALAS-RODRÍGUEZ, J. J. Distribution and spatial variability of sludges in a wastewater stabilization pond system without desludging for a long period of time. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 5–12, 2013.

BRASIL. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Atlas Esgotos, Despoluição das Bacias Hidrográficas. Disponível em: https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Minas_Gerais/Sistema_Atual/Pirapora.pdf. Acessado em 02 ago. 2022.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. 5ª ed. 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações Sobre o Saneamento. Disponível em: appsniis.mdr.gov.br/indicadores/web/agua_esgoto/mapa-esgoto. Acesso em 02 ago. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 375/2006. **Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, n. 167, p. 141-146. 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430/2011. **Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, n. 92, p. 89. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 498/2020. **Define critérios e procedimentos para produção e aplicação do biossólido em solos**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, n. 161, p. 265. 2020.

BRINGHENTI, J. R. *et al.* Codisposição de lodos de tratamento de esgotos em aterros sanitários brasileiros: aspectos técnicos e critérios mínimos de aplicação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 5, p. 891-899, 2018.

CAI, T.; PARK, S.Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 2013.

CAMPOS, J. R. Alternativas para o tratamento de esgotos. In: CASTELLANO, E. G., CHAUDHRY, F. H. (eds), **Desenvolvimento Sustentado: Problemas e Estratégias**, São Carlos, SP, EESC-USP, p. 87-106. 2000

CANZIANI, R.; SPINOSA, L. Sludge from wastewater treatment plants. In: **Industrial and Municipal Sludge**. Butterworth-Heinemann, 2019. p. 3-30.

CARRE J, LAIGRE MP, LEGEAS M. Sludge removal from some wastewater stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 22, p. 238-247, 1990.

CATUNDA, P. F. C. *et al.* Acumulação de lodo em lagoas de polimento tratando esgoto digerido. In: C. A. L. CHERNICHARO (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Coletânea de Trabalhos Técnicos**, vol. 1, p. 67-74. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Polishing ponds for post-treatment of digested sewage part 1: flow-through ponds. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 237-245, 2001.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions**. Tese de Doutorado. Universidade de Wageningen. 2003.

CARRE J, LAIGRE MP, LEGEAS M. Sludge removal from some wastewater stabilization ponds. **Water Sci Technol**. 22(3-4):247. 1990.

CASAROTTI, E.G; MATSUMOTO, T; ALBERTIN, L.L. Avaliação da influência do vento na circulação de uma lagoa de estabilização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 4, p. 401-412, 2012.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

COGGINS, L. X.; GHISALBERTI, M.; GHADOUANI, A. Sludge accumulation and distribution impact the hydraulic performance in waste stabilisation ponds. **Water Research**, v. 110, p. 354-365, 2017.

COGGINS, L. X. *et al.* Impact of hydrodynamic reconfiguration with baffles on treatment performance in waste stabilisation ponds: A full-scale experiment. **Water**, v. 10, n. 2, p. 109, 2018.

COGGINS, L. X.; CROSBIE, N. D.; GHADOUANI, A. The small, the big, and the beautiful: Emerging challenges and opportunities for waste stabilization ponds in Australia. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 6, n. 6, p. 1383, 2019.

CORDELL, D.; WHITE, S. Peak phosphorus: clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security. **Sustainability**, v. 3, n. 10, p. 2027-2049, 2011.

CRUDDAS, P. H. *et al.* The impact of hydraulic retention time on the performance of two configurations of anaerobic pond for municipal sewage treatment. **Environmental Technology**, p. 1-14, 2021.

DE SOUSA, T. A. T. *et al.* Post-treatment of municipal sewer in shallow polishing ponds. **African Journal of Biotechnology**, v. 16, n. 11, p. 508-516, 2017.

DIAS, D. F. C. *et al.* Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 206-214, 2014.

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M. A review of bacterial indicator disinfection mechanisms in waste stabilisation ponds. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, n. 3, p. 517-539, 2017.

DIAS, D. F. C. *et al.* Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. **Environmental Technology**, v.39, n.4, p.490-502, 2018.

DIRCKX, G. *et al.* Dilution of sewage: Is it, after all, really worth the bother?. **Journal of Hydrology**, v. 571, p. 437-447, 2019.

EDO, C. *et al.* Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. **Environmental Pollution**, v. 259, p. 113837, 2020.

EL FELS L, *et al.* Sludge nematodes, cestodes, and trematodes eggs variation from lagooning, activated sludge and infiltration-percolation wastewater treatment system under semi-arid climate. **Environmental Science and Pollution Research**. 26:570–576. 2018.

EL HAYANY, B. *et al.* Effect of dewatering and composting on helminth eggs removal from lagooning sludge under semi-arid climate. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 11, p. 10988-10996, 2018.

EL-SHAFAI, S. A. *et al.* Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. **Bioresource technology**, v. 98, n. 4, p. 798-807, 2007.

ENSINK, J.H.J. *et al.* Waste stabilization pond performance in Pakistan and its implications for wastewater use in agriculture. **Urban Water Journal**, v. 4, n. 4, p. 261-267, 2007.

FRANÇA, J.T.L. **Remoção de lodo de lagoa facultativa: avaliação quantitativa e qualitativa do lodo acumulado e seu acondicionamento em BAG**. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas. 169f. 2010.

GATIDOU, G.; ARVANITI, O. S.; STASINAKIS, A. S. Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants. **Journal of Hazardous Materials**, v. 367, p. 504-512, 2019.

GLAZ, P. *et al.* Greenhouse gas emissions from waste stabilisation ponds in Western Australia and Quebec (Canada). **Water Research**, v. 101, p. 64-74, 2016.

GONÇALVES, R. F. Formação de Lodos em Lagoas de Estabilização Anaeróbias ou Facultativas Primárias. In: GONÇALVES, R.F (Coord.). **Gerenciamento do Lodo de Lagoas de Estabilização não Mecanizadas**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999 p. 6-13.

GOPALAKRISHNAN, V.; GRUBB, G. R.; BAKSHI, B. R. Biosolids management with net-zero CO₂ emissions: a techno-ecological synergy design. **Clean Technologies and Environmental Policy** v. 19, n. 8, p. 2099-2111, 2017.

GRATZIOU, M.; CHALATSI, M. Sludge accumulation and characteristics in a wastewater stabilization pond system in Vamvakofito-North Greece. In: **Proceedings of 14th International Conference on Environmental Science and Technology**. 2015.

GRIMASON, A. M., SMITH, H. V., Young, G.; THITAI, W. N. Occurrence and removal of *Ascaris* sp. ova by waste stabilisation ponds in Kenya. **Water Science and Technology**. 33 (7), 75–82. 1996.

HO, L. *et al.* Spatial and temporal variations of greenhouse gas emissions from a waste stabilization pond: Effects of sludge distribution and accumulation. **Water Research**, v. 193, p. 116858, 2021.

HOSETTI, B. B.; FROST, S. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 5, n. 4, p. 421-431, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA)**. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 30 ago. 2021.

IZDORI, F.; SEMIAO, A. J. C.; PERONA, P. The role of environmental variables in waste stabilization ponds' morphodynamics. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 159, 2019.

JIMÉNEZ, B. Helminth ova control in sludge: a review. **Water Science and Technology** 56 (9), 147–155. 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KEFFALA, C. *et al.* Évaluation des taux d'accumulation et de production de boue dans des bassins de stabilisation sous climat méditerranéen: étude de cas en Tunisie. **Journal of Water Science**, v. 24, n. 1, p. 63-76, 2011.

KEFFALA, C.; HARERIMANA, C.; VASEL, J. A review of the sustainable value and disposal techniques, wastewater stabilisation ponds sludge characteristics and accumulation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 1, p. 45-58, 2013.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste management**, v. 32, n. 6, p. 1186-1195, 2012.

KONATÉ, Y. *et al.* Sludge accumulation in stabilisation ponds in the Soudano–Sahelian climate of Burkina Faso. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, n. 10-12, p. 2453-2460, 2013.

KONATÉ, Y. *et al.* Parasite removal by waste stabilisation pond in Burkina Faso, accumulation and inactivation in sludge. **Ecological engineering**, v. 50, p. 101-106, 2013.

KÖNIG, A. *et al.* Variação nictemeral da qualidade do efluente final de uma lagoa facultativa secundária e a influência das algas. In: **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro. 1999. p. 1-10.

LETSHWENYO, M. W.; THUMULE, S.; ELIAS, K. Evaluation of waste stabilisation pond units for treating domestic wastewater. **Water and Environment Journal**, v. 35, n. 2, p. 441-450, 2021.

LI, X. *et al.* Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. **Water Research**, v. 142, p. 75-85, 2018.

LLOYD, B. J. *et al.* Under-performance evaluation and rehabilitation strategy for waste stabilization ponds in Mexico. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 35-43, 2003.

MADOUX-HUMERY, A.S. *et al.* Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. **Water Research**, v. 47, n. 13, p. 4370-4382, 2013.

MARA, D. D. *et al.* Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems. **Water and Environment Journal**, v. 6, n. 1, p. 72-78, 1992.

MARA, D. D. **Design manual for waste stabilisation ponds in India**. Leeds: Lagoon Technology International, 1997.

MARA, D. D. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. Routledge, 2003.

MARTINEZ, J. M. **Characterizing accumulated oxidation pond biosolids at the Arcata wastewater treatment facility**. Master of Science in Environmental Systems: Environmental Resources Engineering. Humboldt State University. 2019.

MATOS, A.T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Editora UFRV, 1ª ed., Viçosa, MG, v.1. 241p., 2014.

MENEZES, O.R.S.C. **Remoção de algas de efluentes de lagoa de estabilização por meio de filtração vertical ascendente em pedregulho e brita nº 2**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 87 f. 2014.

MENEZES, A.M. *et al.* Impactos negativos em obras de sistema sanitário no bairro do Bessa, João Pessoa-PB. **Revista Campo do Saber**, v. 4, n. 4, 2018.

MEHTA, S. K.; GAUR, J. P. Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: progress and prospects. **Critical reviews in biotechnology**, v. 25, n. 3, p. 113-152, 2005.

METCALF, EDDY. Org. **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH nº 01/2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Publicação – Diário do Executivo – “Minas Gerais” – 13/05/2008.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS. **Plano Estadual de Saneamento Básico de Minas Gerais**. Produto 2: Diagnóstico Situacional Preliminar. 2021.

NAMECHE, T. H.; VASEL, J. L. Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 32, n. 10, p. 3039-3045, 1998.

NELSON, K. L. Concentrations and inactivation of *Ascaris* eggs and pathogen indicator organisms in wastewater stabilization pond sludge. **Water science and technology**, v. 48, n. 2, p. 89-95, 2003.

NELSON, K. L. *et al.* Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. **Water Research**, v. 38, n. 1, p. 111-127, 2004.

OAKLEY, S. M. The Need for Wastewater Treatment in Latin America: A Case Study of the Use of Wastewater Stabilization Ponds in Honduras. **Small Flows Quart.** 6 (2), 36–51. 2005.

OLIVEIRA, S.; CORRÊA, M. A.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 347-357, 2005.

PANIAGUA, I. Y. *et al.* Greenhouse gas emissions from stabilization ponds in subtropical climate. **Environmental Technology**, v. 35, n. 6, p. 727-734, 2014.

PASSOS, R. G. *et al.* Sodium chloride as a tracer for hydrodynamic characterization of a shallow maturation pond. **Water Practice & Technology**, v. 13, n. 1, p. 30-38, 2018.

PASSOS, R. G.; FERREIRA, V. M.; VON SPERLING, M. A dynamic and unified model of hydrodynamics in waste stabilization ponds. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 144, p. 434-443, 2019.

- PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M.; RIBEIRO, T. B. Hydrodynamic evaluation of a full-scale facultative pond by computational fluid dynamics (CFD) and field measurements. **Water science and technology**, v. 70, n. 3, p. 569-575, 2014a.
- PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M.; RIBEIRO, T. B. Performance evaluation and spatial sludge distribution at facultative and maturation ponds treating wastewater from an international airport. **Water science and technology**, v. 70, n. 2, p. 226-233, 2014b.
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; ARRIDGE, H. A. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilisation pond performance and efficiency. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.
- PERSSON, J.; WITTGREN, H. B. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 4-5, p. 259-269, 2003.
- PICOT, B. *et al.* Wastewater stabilisation ponds: sludge accumulation, technical and financial study on desludging and sludge disposal case studies in France. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 227-234, 2005.
- POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E. F. *et al.* Sludge accumulation in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent: results after 11 years of operation. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 2, p. 321-328, 2014.
- QUEDRAOGO, F. R. *et al.* Impact of sludge layer geometry on the hydraulic performance of a waste stabilization pond. **Water Research**, v. 99, p. 253-262, 2016.
- RIBEIRO, V.O; PEIXOTO, M.S. Avaliação da contribuição pluvial parasitária no sistema de esgotamento sanitário afluente à ETE Guaxinim, Dourados/MS. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 10, n. 3, p. 144-155, 2018.
- RAHEEM, A. *et al.* Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: a review. **Chemical Engineering Journal**, v. 337, p. 616-641, 2018.
- REY, A.; Mulligan, R.; Boegman, L. Impact of control structures on hydraulic retention time in wastewater stabilization ponds. In: **WDSA/CCWI Joint Conference Proceedings**. 2018.
- RIBAS, G.S. **Caracterização de lodo de esgoto dragado de lagoas de tratamento de efluentes em Joinville, SC e alternativas de provisão final**. Dissertação de Mestrado. Instituto Federal de Santa Catarina. Curso de Mestrado em Clima e Ambiente, Florianópolis, 82f. 2020.
- RÖDEL, S.; GÜNTHER, F. W.; BRÜGGEMANN, T. Investigating the impacts of extraneous water on wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 75, n. 4, p. 847-855, 2017.
- RODRIGUES, V. A. J. *et al.* Performance comparison between two equal stabilization ponds operating with and without sludge layer. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 6, p. 929-937, 2015.

RODRIGUES, V. A. J. *et al.* Nitrogen removal in a shallow maturation pond with sludge accumulated during 10 years of operation in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 2, p. 268-278, 2017.

SAMPAIO, S. C. *et al.* Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, v. 12, n. 4, p. 569-574, 2007.

SATO, N. *et al.* Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. **Journal of environmental management**, v. 80, n. 3, p. 198-207, 2006.

SCHNEITER, R. W; MIDDLEBROOKS, E. J; SLETTEN, R. S. Cold region wastewater lagoon sludge accumulation. **Water Research**, v. 17, n. 9, p. 1201-1206, 1983.

SCHNEITER, R. W; MIDDLEBROOKS, E. J; SLETTEN, R. S. Wastewater lagoon sludge characteristics. **Water Research**, v. 18, n. 7, p. 861-864, 1984.

SILVA, S. M. C. P. *et al.* Main contaminants in sludge. In: Biological Wastewater Treatment Series. Vol 6: **Sludge treatment and disposal**. Org. ANDREOLI, C.V. *et al.* IWA Publishing, 2007.

SILVA, L.A.C. *et al.* Avaliação do Potencial de Uso Agrícola de Lodo de Reator Anaeróbio da ETE de Pirapora – MG. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017. **Resumos [...]**. Associação Interamericana de Engenharia e Saneamento, 2017.

SILVA, S.C.; RAMOS, M.L.G.; BERNARDES, R.S. Remoção de sais em wetlands construídos no tratamento de esgotos domésticos primário. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, p. 125-138, 2018.

SOBRINHO, P.A.; JORDÃO, E.P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios—uma análise crítica. CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, p. 491-513, 2001.

SOUZA, A. C. S. **Pirapora, uma cidade média no Norte de Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Belo Horizonte, 120f. 2008.

SRINIVASAN, P. *et al.* A feasibility study of agricultural and sewage biomass as biochar, bioenergy and biocomposite feedstock: production, characterization and potential applications. **Science of the total environment**, v. 512, p. 495-505, 2015.

STOTT, R.; MAY, E; MARA, D. D. Parasite removal by natural wastewater treatment systems: performance of waste stabilisation ponds and constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 97-104, 2003.

SWIERCZEK, L.; CIESLIK, B. M.; KONIECZKA, P. The potential of raw sewage sludge in construction industry—a review. **Journal of cleaner production**, v. 200, p. 342-356, 2018.

TAKEUTI, M.R.S. **Avaliação de desempenho de uma estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização com chicanas**. 99p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UNESP, Ilha Solteira, 2003.

TRUPPEL, A. *et al.* Reduction of odors from a facultative pond using two different operating practices. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 205-211, 2005.

UKPONG, E. C.; AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N. Stratification in waste stabilization ponds I: effects on pond parameters. **Nigerian Journal of Technology**, v. 25, n. 2, p. 24-35, 2006.

USEPA. Environmental Regulations and Technology. **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge**-Appendix F-EPA/625/R-92/013 – Office of Research and Development. 1999.

USEPA. **Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers, and managers**. Division LRaPC, Laboratory NRM, 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 4ª ed. 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, vol. 3. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2017.

VON SPERLING, M. *et al.* Performance evaluation of a simple wastewater treatment system comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and coarse rock filter. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 6, p. 1313-1319, 2008.

VON SPERLING, M. *et al.* Remoção de Nutrientes em Sistemas Naturais. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (Coord.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: PROSAB. p. 293-340. 2009.

VON SPERLING, M.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Removal of *E. coli* and helminth eggs in UASB: Polishing pond systems in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 91-97, 2005.

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality criteria standards. In: XXVII Congreso Interamericano De Ingenieria Sanitaria Y Ambiental, 2000, Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre: AIDIS, 2000.

VON SPERLING, M.; MASCARENHAS, L. C. A. M. Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 83-90, 2005.

VYMAZAL, J. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands?. **Chemical Engineering Journal**, v. 331, p. 663-674, 2018.

APÊNDICE A – Altura do lodo, em cm, na lagoa de polimento, ETE/Pirapora

Entrada

23	33	21	20	22	19	21	22	28	38	74
20	16	17	19	15	13	15	18	21	35	73
13	11	17	13	14	16	16	13	19	32	78
11	13	15	8	15	17	16	15	20	25	73
15	15	18	13	21	16	14	16	18	23	72
19	20	21	16	23	19	18	16	20	24	75
17	22	34	42	59	58	35	23	20	22	62
19	26	41	95	115	119	97	42	22	22	35
22	29	58	115	118	118	119	84	31	26	36
24	28	63	112	120	121	119	100	35	25	32
20	28	64	113	119	119	115	98	36	27	37
21	28	50	92	111	114	113	83	40	27	27
19	32	41	63	97	101	84	68	35	23	22
21	29	36	44	74	87	66	37	29	23	35
20	26	28	31	48	48	34	29	22	19	32
18	24	24	22	30	34	29	20	21	17	33
14	21	21	20	20	21	18	20	18	20	29
29	24	28	22	20	22	23	29	23	18	35
38	36	36	24	38	22	28	34	33	32	36

Saída

Em amarelo, destacam-se os pontos amostrais com mais de 40 cm de lodo.

APÊNDICE B – Resultados das análises referentes à qualidade do lodo

	Seção 1	Seção 2	Seção 3	Seção 4	Seção 5	Seção 6
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	5,4	4,6	55,2	76,6	169,1	134,4
	4,9	4,6	50,1	58,1	200,1	158,4
	5,6	4,4	50,5	72,8	194,5	155,5
	5,7	4,3	54,1	74,6	191,1	139,1
Sólidos Suspensos (g.L ⁻¹)	1,4	1,5	6,3	45,1	62,3	20,8
	1,9	1,2	5,8	44,5	66,1	21,3
	1,9	1,5	5,0	51,7	56,4	24,3
	1,5	1,5	5,3	44,9	60,2	28,1
Sólidos Fixos (g.L ⁻¹)	1,4	2,5	31,3	40,1	31,0	54,6
	1,5	4,1	41,2	44,7	32,1	57,6
	2,0	2,9	38,5	43,2	32,4	52,4
	1,5	3,0	32,4	45,1	28,4	54,8
Sólidos Voláteis (g.L ⁻¹)	4,0	1,4	17,1	29,6	157,8	91,3
	3,7	1,1	18,1	26,6	161,4	116,4
	3,7	1,4	17,0	26,2	161,0	79,1
	3,6	1,4	18,9	26,5	154,3	74,2
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	98,4	34,34	93,68	120,02	186,41	94,75
	74,27	29,8	92,12	106,86	191,46	101,56
	73,2	26,78	90,81	122,12	194	91,2
	77,8	31,2	95,68	126,84	184,6	95,6
NTK (mg.L ⁻¹)	108,08	163,4	168	182	700	277,2
	121,46	158,4	162,14	178,6	660,4	269,9
	109,12	154,9	160,8	186,8	635,78	245,8
	109,1	160,12	171,2	182,4	738,9	302,4
Ovos de helmintos (ovos.g ⁻¹)	11	6	6	6	23	8
	8	6	9	5	24	6
	5	7	7	8	19	8
	8	6	9	6	21	7
Ovos de viáveis helmintos (ovos.g ⁻¹)	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0

	Seção 1	Seção 2	Seção 3	Seção 4	Seção 5	Seção 6
pH	6,53	6,63	6,63	6,6	6,65	6,6
	6,52	6,54	6,67	6,59	6,63	6,58
	6,61	6,6	6,56	6,73	6,48	6,51
	6,55	6,7	6,6	6,59	6,71	6,48

APÊNDICE C – Resultados das análises referentes ao desempenho do sistema de tratamento, ETE/Pirapora.

	Ano 2021											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	694,7	623,1	894,7	810,6	1131	1048	1154	1098	914,5	735,7	756,9	589,8
DBO (mg.L^{-1})	84,1	40,75	159,91	82,25	568,58	95,2	229,74	57,57	188,13	39,61	84,83	58,93
DQO (mg.L^{-1})	367,12	207,7	452,81	394	922,08	284,89	624,37	530	628,2	216,75	195,75	131,11
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	41200	24100	2260	410	5100000	68900	644000	497000	27200	100	114000	439
pH	7,13	7,14	6,79	7,31	7,16	7,88	7,05	6,88	6,92	7,45	7,07	7,36
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	2	1,6	10	0,3	4	0,2	4,1	0,5	2,2	0	1	0
Fósforo (mg.L^{-1})	6,77	5,12			12,73	6,17					7,13	4
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	41,12	38,2			55,44	47,6					35,28	32,76
	Ano 2020											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	857,4	767,1	870,4	829,4	1263	1024	715,9	751,7	637,1	863,3	760,8	480,8
DBO (mg.L^{-1})	139,95	17,62	148,37	42,41	274,24	81,88	121,67	120,03	124,72	74,22	145,42	37,81
DQO (mg.L^{-1})	423,83	77,74	430,74	406,16	696,65	456,86	319,16	306,16	284,53	241,38	365,82	140,08
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	955000	8490	19000	15000	134000	8590	80000	13800	19300	2140	3090000	9880
pH	6,93	7,19	7,01	7,14	7,23	7,34	7,22	7,36	6,89	7,13	6,87	6,98
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	2	0,1	4	3,5	6	10	1,2	1,5	1,8	0,2	3,5	0,5
Fósforo (mg.L^{-1})	7,96	5,23			11,96	4,34					8,12	5,16
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	64,26	47,15			85,12	49,28					63,28	31,04
	Ano 2019											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	881,3	764,5	925,4	896,3	1189	792,6	1010	946,4	802,9	753,2	1098	898,3
DBO (mg.L^{-1})	195,3	55,67	268,56	90,88	266,67	93,74	267,8	74,36	289,37	67,77	281,25	40,55
DQO (mg.L^{-1})	538,28	450,82	748,33	459,47	760,38	385,61	681,03	326,68	646,23	201,68	771,17	214,24
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	400000	2200	100000	52900	2700000	630000	2070000	8590	5000000	60000	150000	8960
pH	7,1	7,09	7,13	7,29	7,13	7,93	7,03	7,21	7,15	7,23	7,08	7,44
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	2,2	0,6	8	1	6	0,2	4,5	1	4	0,4	11	0,1
Fósforo (mg.L^{-1})	8,14	5,13			12,59	7,57					6,16	4,79
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	69,8	37,15			73,64	36,12					61,60	36,96
	Ano 2018											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	1153	938,3	1078	1031	1068	1021	936,5	774,9	1058,88	941,3	803	772,8
DBO (mg.L^{-1})	636,34	125,23	316,43	71,14	194,33	64,99	799,69	80,4	486,70	109,69	801,54	106,11
DQO (mg.L^{-1})	1501,8	679,2	839,88	419,7	238,15	438,15	1967,35	500,07	1205,72	509,28	2049,25	488,76
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	11000000	1700000	8000000	359000	4000000	670000	49000000	1250000	18000000	9880000	20000000	5990000
pH	6,98	7,43	7,14	7,55	6,51	7,05	7,19	7,24	6,96	7,32	7,11	7,14
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	20	5	6,5	0,7	3	0,8	9	1	9,63	1,88	2	1
Fósforo (mg.L^{-1})			9,9	8,39			7,5	6,11			5,16	3,73
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})			123,2	50,96			50,4	29,8			36,40	19,60
	Ano 2017											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	1128	944,7	1006,03	943,23	982,10	943,00	954,7	1014	1017,71	961,23	935,4	871
DBO (mg.L^{-1})	112,48	55,05	145,03	83,30	189,8	67,8	133,12	106,89	131,36	95,26	244,5	63,97
DQO (mg.L^{-1})	218,23	202,93	332,74	187,71	324	210,9	278,93	157,47	288,48	237,25	501,06	202,74
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	80000	3300	433000	31400	610000	81000	670000	70000	440000	46000	550000	21000
pH	7,71	8,16	7,23	7,54	7,12	7,22	7,15	7,26	7,30	7,55	6,83	7,21
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	1,5	0,2	2,10	0,30	2,1	0,4	0,3	0,5	1,50	0,35	4,5	0,2
Fósforo (mg.L^{-1})	7,2	5,7			7,4	4,4					7,2	3,2
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	44,8	47,6			61,3	51,5					81,2	57,12
	Ano 2016											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	965,4	846,6	937,57	989,43	942	981	933,13	997,87	958,42	965,02	892	1166
DBO (mg.L^{-1})	198,66	142,77	202,93	132,86	253,72	136,11	207,21	129,60	179,61	132,64	169,24	109,93
DQO (mg.L^{-1})	395,37	264,70	471,52	297,27	532,92	300,32	467,83	294,21	402,06	287,32	475,21	317,61
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	4000000	30000	1310000	218000	430000	220000	1760000	216000	1435000	133000	860000	400000
pH	6,9	7,12	6,93	7,01	6,87	6,88	6,97	7,00	7,02	7,14	7,13	7,01
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	1	0,5	0,72	0,35	0,7	< 0,1	0,73	0,35	0,83	0,41	0,5	0,2
Fósforo (mg.L^{-1})	8,1	4,4			11,5	7,5					9,8	5,95
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	43,15	36,7			65,04	58,53					54,10	47,62

	Ano 2015											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	843,9	714,6	1090	1016	992,3	956	991,80	884,98	969,42	902,67	1041	853,3
DBO (mg.L^{-1})	78	49,52	96,93	94,8	59,72	45,01	81,41	72,91	120,32	89,10	90,97	102,3
DQO (mg.L^{-1})	246,25	228,45	273,21	244,71	204,63	179,7	230,20	216,60	302,92	238,06	196,71	213,52
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	243000	383000	220000	20000	480000	688250	97207	97207	1520000	840000	30000	20000
pH	7,02	7,13	6,84	7,16	6,86	7,4	6,89	7,21	6,91	7,17	6,82	7,13
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	0,3	0,1	0,5	0,3	< 0,1	0,3	0,60	0,23	0,63	0,30	1	0,2
Fósforo (mg.L^{-1})	9,1	5,9			8,9	5,45					8,6	5,8
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	65,3	58			64,4	57,68					67,2	58,8
	Ano 2014											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	785	771	917	813	1031	980	786,40	743,00	726,2	700,5	472,8	450,5
DBO (mg.L^{-1})	164,61	109,79	117,1	72,92	93,95	99,55	109,72	94,92	100,25	87,37	72,69	50,14
DQO (mg.L^{-1})	423,15	234,38	315,52	194,9	247,46	233,64	297,57	262,86	307,95	290,85	193,77	171,78
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	1000000	65700	4890000	27500	644000	1220	1613000	1352000	72700	5370	1460000	156000
pH	6,89	7,05	7,06	7,49	6,95	7,31	6,98	7,276	6,93	7,32	7,07	7,21
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	0,5	< 0,1	0,2	< 0,1	1,1	0,2	1,26	0,4	3	0,4	1,5	0,6
Fósforo (mg.L^{-1})	5,7	4,1			5,8	3,76					6,1	5,7
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	60,7	31,2			136,87	106,33					52,13	25,40
	Ano 2013											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	960,53	824,87	999,00	969,37	991,77	930,10	962,47	941,42	963,92	933,85	1315,00	919,92
DBO (mg.L^{-1})	112,26	91,87	87,27	64,3	107,57	74,76	107,6	71,66	91,65	66,61	85,11	45,48
DQO (mg.L^{-1})	267,13	230,82	349,22	260,01	311,42	231,18	349,02	255,40	352,49	262,69	894,64	248,02
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	1240000	265000	1610000	426000	310000	128000	1220000	590000	1470000	48600	297337	29000
pH	6,91	7,15	6,90	7,11	6,85	7,14	6,93	7,10	6,97	7,15	6,74	7,13
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	0,73	0,26	0,61	0,32	0,85	0,25	0,67	0,29	0,73	0,35	1,70	0,29
Fósforo (mg.L^{-1})	8,60	5,37			9,67	6,25					7,60	5,81
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	58,55	51,17			65,55	58,34					71,00	54,75
	Ano 2012											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	787	511	814	579	755,16	588,75	849	729	773,75	558	645	413
DBO (mg.L^{-1})	101,53	55	261,68	87,82	144,87	77,95	166,22	70,43	144,89	64,68226	50,11	45,48
DQO (mg.L^{-1})	283,33	131,7	221	217,15	264,28	195,12	212,94	201,65	213,5075	169,43	136,76	127,22
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	89000000	90000	33000000	20000	27700000	1140000	41000000	430000	41250000	150000	2000000	60000
pH	7,28	7,4	7,02	8,41	6,98	7,50	6,42	7,03	6,89	7,54	6,84	7,31
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	0,2	0,1	1,5	0,2	1,19	0,21	0,6	0,1	0,85	0,15	1,1	0,2
Fósforo (mg.L^{-1})	9,1	6,91			7,30	4,82					7	3,8
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	83,16	35,41			92,75	53,71					58,21	19,4
	Ano 2011											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	992,92	918,72	1002,10	921,73	1054,42	884,46	938,48	838,56	860,41	761,82	1315,00	919,92
DBO (mg.L^{-1})	161,55	83,24	233,91	66,43	126,81	59,18	147,87	55,64	117,40	84,90	130,11	100,81
DQO (mg.L^{-1})	407,29	393,60	563,00	256,09	506,55	285,08	488,61	236,08	208,11	193,98	489,74	238,88
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	7760000	33000	2050000	135000	370000	220000	623000	295000	528040	24500	148700	14500
pH	6,92	7,11	6,99	7,40	6,93	7,13	6,92	7,28	6,78	7,01	7,80	7,47
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	3,87	0,34	1,89	0,22	1,60	0,26	1,43	0,14	2,10	0,60	3,60	0,30
Fósforo (mg.L^{-1})	8,60	5,37			8,13	5,35					6,20	3,80
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	38,55	21,17			57,28	48,62					50,65	34,75
	Ano 2010											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	779	484	574	333	717	516	829,97	626,88	877	690	934,99	745,04
DBO (mg.L^{-1})	66	34	52	35	59,1	75,3	66,91	64,08	52	65	80,20	73,80
DQO (mg.L^{-1})	126,5	69	107	88,7	121,52	149,53	157,10	148,31	160,65	152,51	188,38	168,88
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	500000	9000	600000	93000	43000000	30000	7600000	189000	800000	13000	2530000	109000
pH	7,15	8,29	7,08	7,07	6,12	6,28	6,76	7,04	6,51	6,28	6,89	7,41
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	0,2	0,1	0,2	0,2	1,5	0,1	0,63	0,15	0,3	0,1	0,58	0,19
Fósforo (mg.L^{-1})	6,36	4,21			4,77	4,02					5,12	4,03
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	61,52	29,04			33,6	14					41,12	24,8
	Ano 2009											
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	1008,97	854,50	1002,70	908,15	981,56	889,88	834,54	656,77	1025,00	819,68	587,71	548,90
DBO (mg.L^{-1})	292,90	87,56	137,43	67,55	121,66	67,63	103,18	52,33	135,48	73,56	196,40	149,19
DQO (mg.L^{-1})	713,36	388,76	412,19	260,20	412,64	263,01	278,58	211,76	348,56	232,69	258,36	195,17
E.coli (NMP.100mL ⁻¹)	10620000	25000	1080000	47000	995000	35000	2870000	56000	1150000	43000	1400000	40900
pH	6,72	7,25	6,75	7,21	6,75	7,18	6,79	7,16	6,88	7,28	6,76	6,88
S. sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	6,77	1,60	1,19	0,25	1,10	0,26	2,11	1,06	2,29	3,43	7,80	1,40
Fósforo (mg.L^{-1})	5,44	3,33					8,12	4,16			5,70	4,90
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	38,12	22,80					33,28	14,08			37,79	14,40

